

# Recursos Hídricos

Conceptos básicos  
y estudios de caso en Iberoamérica

Carlos Díaz Delgado  
María Vicenta Esteller Alberich  
Fernando López-Vera  
*Editores*

Publicado conjuntamente por:

**Piriguazú Ediciones**

Tel.: (598-2) 900 4439; fax: (598-2) 311 3136. San José 1018, Ap. 203, Montevideo, Uruguay.

Correo electrónico: danton@chasque.apc.org

**Centro Interamericano de Recursos del Agua, Universidad Autónoma del Estado de México**

Tel.: (52-72) 96 5550, fax: (52-72) 96 5551. Cerro de Coatepec, C.U. Toluca, Estado de México, C.P. 50130, México

Correo electrónico: cdiaz@uaemex.mx

© Red Iberoamericana de Potabilización y Depuración del Agua, Centro Interamericano de Recursos de Agua, Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de México (México) y Piriguazú ediciones (Uruguay) (2005).

Carlos Díaz Delgado, María Vicenta Esteller Alberich y Fernando López-Vera, editores.

*Recursos Hídricos. Conceptos básicos y estudios de caso en Iberoamérica.* Montevideo / Toluca,

Piriguazú Ediciones / CIRA-UAEM, 2005, 747 p., ilustraciones, figuras, cuadros y gráficos.

**ISBN** (Piriguazú): 9974-7571-6-9

Publicado con el apoyo de:

- Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt, México)
- Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM)
- Secretaría General de Investigación y Estudios Avanzados (SGIYEA-UAEM)
- Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA)
- Facultad de Ingeniería (UAEM)
- Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo (CYTED)
- Red Iberoamericana de Potabilización y Depuración del Agua (RIPDA-CYTED, RED XVII.D)
- Red Iberoamericana de Vulnerabilidad de Acuíferos (CYTED, RED XVII.A)

**Autores de textos:**

**Prólogo:** Danilo Antón

**Mensaje de los editores:** Carlos Díaz Delgado, María Vicenta Esteller Alberich y Fernando López-Vera

**Sección I. Introducción y capítulos I.1 y I.2:** Fernando López-Vera

**Sección II. Introducción:** Carlos Díaz Delgado. *Capítulo II.1:* Carlos Díaz Delgado, Khalidou M. Bâ y María Vicenta Esteller Alberich. *Capítulos II.2, II.3, II.4 y II.5:* Irene de Bustamante y Juana María Sanz García. *Capítulo II.6:* Carlos Díaz Delgado, Khalidou M. Bâ y José Llamas Siendones. *Capítulo II.7:* Ignacio Morell. *Capítulo II.8:* Juan Antonio García Aragón y Remigio Galárraga Sánchez. *Capítulo II.9:* Carlos Díaz Delgado, Khalidou M. Bâ. *Capítulo II.10:* Alin Andrei Cârsteanu, Khalidou M. Bâ y Carlos Díaz Delgado. *Capítulo II.11:* Khalidou M. Bâ y Carlos Díaz Delgado. *Capítulo II.12:* Eduardo Trujillo Flores, Carlos Díaz Delgado, Khalidou M. Bâ. *Capítulo II.13:* Alin Andrei Cârsteanu. *Capítulo II.14:* Irma Vila Pinto

**Sección III. Introducción y capítulo III.1:** María Vicenta Esteller Alberich y Suely Schuartz Pacheco Mestrinho. *Capítulo III.2:* Remigio Galárraga Sánchez y María Vicenta Esteller Alberich. *Capítulo III.3:* María Vicenta Esteller Alberich. *Capítulo III.4:* Irene De Bustamante, José Luis Corvea y Juana María Sanz García. *Capítulo III.5:* María Vicenta Esteller Alberich, Ignacio Morell y Remigio Galárraga Sánchez. *Capítulo III.6:* María Vicenta Esteller Alberich y Remigio Galárraga Sánchez. *Capítulo III.7:* Remigio Galárraga Sánchez

**Sección IV. Introducción:** María Vicenta Esteller Alberich. *Capítulo IV.1:* Suely Schuartz Pacheco Mestrinho, Alicia Fernández Cirelli y Cecilia D. Di Risio. *Capítulos IV.2 y IV.6:* Alicia Fernández Cirelli y Cecilia D. Di Risio. *Capítulo IV.3:* Suely Schuartz Pacheco Mestrinho. *Capítulo IV.4:* Suely Schuartz Pacheco Mestrinho, Alicia Fernández Cirelli, Cecilia D. Di Risio y María Vicenta Esteller. *Capítulo IV.5:* Miquel Salgot de Marçay

**Sección V. Introducción:** María Vicenta Esteller Alberich. *Capítulo V.1:* Antonio Eduardo Lanna y Carlos André Mendes. *Capítulos V.2, V.3, V.4 y V.6:* Carlos André Mendes y Antonio Eduardo Lanna. *Capítulo V.5:* Lucas Fernández Reyes

**Sección VI. Introducción:** María Vicenta Esteller Alberich. *Capítulo VI.1:* Miquel Salgot de Marçay, María Angélica Mondaca y Víctor Campos. *Capítulos VI.2, VI.3 y VI.4:* Miquel Salgot de Marçay. *Capítulo VI.5:* Ricardo Hirata y Amélia Fernandes. *Capítulo VI.6:* Ricardo Hirata, Juliana Baitz, Doris Lilliana Otálvaro. *Capítulo 7.* María Vicenta Esteller Alberich. *Capítulo 8.* Gerardo Ramos González.

**Sección VII. Introducción, capítulos del VII.1, al VII.5:** Antonio Eduardo Lanna

**Sección VIII. Introducción:** Carlos Díaz Delgado. *Capítulo VIII.1:* José Emilio Baró Suárez. *Capítulo VIII.2:* Pilar Cisneros Brito. *Capítulos VIII.3 y VIII.4:* Lilliana Arrieta Quesada. *Capítulo VIII.5:* Pedro Ávila Pérez, Graciela Zarazúa Ortega, Icela Barceló Quintal, Carlos Díaz Delgado y Irma Rosas Pérez. *Capítulo VIII.6:* Raymundo Garrido. *Capítulo VIII.7:* Danilo Antón, Carlos Díaz Delgado, María Vicenta Esteller Alberich, Emmanuelle Quentin, Juan Antonio García Aragón y Khalidou M. Bâ. *Capítulo VIII.8:* Damián Indij.

**Sección IX. Introducción y capítulos del IX.1 al IX.4:** José Manuel Murillo Díaz.

Cuidado de la edición: Alejandra Santana, Leobardo de Jesús y Luis Brito Cruz

Programación e integración de medios: La Octava Casa ([www.laoctavacasa.com](http://www.laoctavacasa.com))

Fotografía: Ruth Hernández Pérez, Martha C. Villaveces López

Realización gráfica: Alejandra Santana

Ilustraciones de portada y contraportada: Ruth Hernández Pérez y Nelly María Díaz Reynoso

Impreso en Uruguay, septiembre de 2005

# Editores

**Carlos Díaz Delgado**, es profesor-investigador del Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA) dependencia académica de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma del Estado de México, México. Profesor de los cursos de posgrado de Hidrología Paramétrica, Hidrología Estadística, Redes de Abastecimiento de Agua Potable, Hidrología Urbana y Técnicas de Muestreo Hidrológico. En 1985 obtuvo el grado de Ingeniero Civil en la Universidad Autónoma de Querétaro, Querétaro, México, en 1988 el grado de Maestro en Ciencias-Ingeniería Civil y en 1991 el grado de Doctor en Ingeniería, Ph. D. (Hidrología) en la Universidad Laval, Quebec, Canadá. De 1994 a 2002 y de 2005 a la fecha ha sido Coordinador del Centro Interamericano de Recursos del Agua-UAEM, México. Es miembro de la Orden de Ingenieros de Quebec, Canadá, desde 1994, certificado como *Professional Hydrologist* por la AIH, Estados Unidos, Perito Profesional en las áreas Hidráulicas y Sanitaria por el Colegio de Ingenieros Civiles del Estado de México (2005) y miembro del Sistema Nacional de Investigadores (SNI) en México (Conacyt, México) desde 1994. Es Investigador invitado del Centro de Excelencia en Investigaciones de Hidrología Estadística de Hydro-Québec-INRS-ETE, desde 1999. Desde 2001 es Coordinador de la Red Iberoamericana de Potabilización y Depuración de Agua (RED XVII.D, RIPDA-CYTED), Desde 2004 es miembro del Consejo de Administración de la red *Latin American Water Education Training Network* (LA-WETnet). Tiene en su haber más de 40 publicaciones técnicas y de divulgación científica y es coautor de los libros *Contribuciones al manejo de los recursos hídricos en América Latina* (1997), *Sequía en un mundo de agua* (2000; 2002), *Elementos básicos de riego presurizado para productores: microirrigación* (2002), *Agua potable para comunidades rurales, reuso y tratamientos avanzados de aguas residuales domésticas* –libro electrónico (2003)–, *Elementos básicos de riego presurizado para productores: relaciones agua-suelo-planta-atmósfera* (2003) y *Manual de evaluación de plantas potabilizadoras* (2004).



**María Vicenta Esteller Alberich**, es profesora-investigadora del Centro Interamericano de Recursos del Agua, dependencia académica de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma del Estado de México. Imparte docencia en cursos relacionados con el tema de las aguas subterráneas, como es Hidrogeología, Contaminación de Acuíferos y Protección y Recuperación de Acuíferos. Es licenciada en Ciencias Geológicas por la Universidad de Granada, España, y obtuvo su título de Doctor en Hidrogeología en esta misma Universidad con una tesis sobre reutilización de aguas residuales en la agricultura. Es miembro del Sistema Nacional de Investigadores (Conacyt, México) desde 1998. Ha participado en proyectos de investigación internacionales en España, Portugal, Cuba y



Honduras. Ha publicado artículos en revistas internacionales sobre temas relacionados con el uso de aguas residuales para riego, aplicación de biosólidos en la agricultura, y sobre contaminación y sobreexplotación de acuíferos. Igualmente ha colaborado en varios libros, así como en su edición.

**Fernando López-Vera**, es catedrático de Geodinámica e Hidrogeología de la Universidad Autónoma de Madrid (España), desde 1986, donde imparte diversos cursos sobre Hidrogeología, Hidrogeoquímica convencional e isotópica, Hidrología y Gestión de Recursos Hídricos, Gestión de la Calidad del Agua, Contaminación de Aguas Subterráneas y Protección y Recuperación de Acuíferos. Asimismo, ha impartido cursos y conferencias sobre esta temática en las Universidades de Buenos Aires y La Plata (República de Argentina), Universidad de La Serena (Chile), Universidad Católica de Río de Janeiro y Universidad Federal del Bahía (Brasil), Universidad de La Habana y CUJAE (Cuba), UNAM (México), Universidad Católica de Lima (Perú), Universidad de Asunción (Paraguay), Universidad Politécnica de Quito (Ecuador), CIF de Antigua (Guatemala), CIF de Cartagena de Indias (Colombia), Universidad Nacional de Costa Rica (Costa Rica). Ha desarrollado misiones científicas y consultorías en: Argentina, Brasil, Chile, Costa Rica, Honduras, México y Perú. Ha sido miembro de la comisión de aguas del Consejo Asesor de Medio Ambiente del Ministerio de Medio Ambiente de España, ha participado en diversas comisiones gubernamentales y de ONGs y emitido dictámenes en temas relacionados con recursos hídricos y medio ambiente. Coordinador de la Red AGUA del programa ALFA para Latinoamérica, de la Unión Europea y de la Red de Vulnerabilidad de Acuíferos del Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo (CYTED), desde las cuales ha organizado diversos talleres, cursos y seminarios, e impulsado proyectos de investigación. Miembro fundador del Grupo Español de la Asociación Internacional de Hidrogeólogos, de la Asociación Española de Hidrología Subterránea y del Club del Agua Subterránea y miembro de la Asociación Latinoamericana de Hidrología Subterránea para el Desarrollo (ALHSUD), asociaciones en las que ha ocupado u ocupa en la actualidad varios cargos. Licenciado en Ciencias Geológicas en 1973, Dr. en Geología Económica por la Universidad Complutense de Madrid y Diplomado en Hidrogeología. Ha Realizado estancias en las Universidades de Arizona en Tucson y Connecticut (Estados Unidos) y en la Universidad de París VI (Francia). Autor de cuatro libros y 86 artículos, director de 12 tesis doctorales, ha participado o dirigido numerosos proyectos de carácter científico o profesional.





# Contenido

	Página
Prólogo	i
Mensaje de los editores	iii
<b>Sección I. Generalidades de los recursos hídricos</b>	
Introducción	I-3
Capítulo I.1. El dominio del agua y sus ciclos	I-5
Capítulo I.2. El ciclo hidrológico y el balance hídrico	I-9
Bibliografía	I-13
<b>Sección II. Hidrología superficial</b>	
Introducción	II-3
Capítulo II.1. Características fisiográficas de una cuenca	II-5
Capítulo II.2. La atmósfera	II-19
Capítulo II.3. Las precipitaciones y su medida	II-45
Capítulo II.4. La evapotranspiración	II-51
Capítulo II.5. La infiltración y su medida	II-59
Capítulo II.6. Escurrimiento	II-65
Capítulo II.7. Hidrometría	II-77
Capítulo II.8. Hidráulica fluvial	II-87
Capítulo II.9. Tránsito de avenidas	II-103
Capítulo II.10. Nociones de hidrología estocástica	II-111
Capítulo II.11. Estimación de eventos hidrológicos máximos	II-113
Capítulo II.12. Estimación de eventos hidrológicos máximos: caso de estudio	II-119
Capítulo II.13. Estimación de sequías	II-127
Capítulo II.14. Los sistemas acuáticos continentales y su caracterización limnológica	II-129
Bibliografía	II-147
<b>Sección III. Hidrología subterránea</b>	
Introducción	III-3
Capítulo III.1. Acuíferos y unidades hidrogeológicas	III-5
Capítulo III.2. Flujo en medios porosos y fisurados	III-15

Capítulo III.3. Piezometría y redes de flujo	III-25
Capítulo III.4. Prospección de aguas subterráneas	III-33
Capítulo III.5. Captación de aguas subterráneas	III-53
Capítulo III.6. Hidráulica de pozos	III-79
Capítulo III.7. Caso de estudio de un acuífero andino	III-101
Bibliografía	III-108

## **Sección IV. Hidroquímica y calidad del agua**

Introducción	IV-3
Capítulo IV.1. Propiedades del agua	IV-5
Capítulo IV.2. Química del agua: reacciones y procesos	IV-9
Capítulo IV.3. Fundamentos de hidrogeoquímica	IV-33
Capítulo IV.4. Criterios e índices de calidad del agua	IV-47
Capítulo IV.5. Mecanismos de transporte de contaminantes en subsuperficie	IV-57
Capítulo IV.6. Caso de estudio: hidroquímica de las lagunas pampásicas encadenadas de Chascomus (Argentina)	IV-63
Bibliografía	IV-69

## **Sección V. Sistemas de utilización de recursos hídricos**

Introducción	V-3
Capítulo V.1. Sistemas de utilización del agua: urbano, agrícola e industrial	V-5
Capítulo V.2. Modelación cartográfica de sistemas de utilización	V-13
Capítulo V.3. Agregación territorial de sistemas	V-21
Capítulo V.4. Unidades de demanda	V-25
Capítulo V.5. Teledetección y sistemas de información geográfica para la obtención, análisis y gestión de la información hidrológica	V-39
Capítulo V.6. Sistemas de utilización del agua. Caso de estudio	V-47
Bibliografía	V-50

## **Sección VI. Conservación de los recursos hídricos**

Introducción	VI-3
Capítulo VI.1. Vertidos: aguas residuales, generación, composición y parámetros de medida	VI-5
Capítulo VI.2. Planes de saneamiento, sistemas de alcantarillado, gestión de vertidos y criterios administrativos	VI-15
Capítulo VI.3. Sistemas centralizados vs. sistemas descentralizados, reducción de la contaminación y caudales en origen, sistemas individuales y colectivos	VI-19

Capítulo VI.4. La reutilización de aguas residuales, el concepto de riesgo y su aplicación a la reutilización y legislación comparada	VI-23
Capítulo VI.5. Vulnerabilidad de acuíferos a la contaminación antrópica	VI-29
Capítulo VI.6. Perímetros de protección de pozos	VI-41
Capítulo VI.7. Recarga artificial de acuíferos	VI-61
Capítulo VI.8. Metodología para el desarrollo de sondeos de inyección profunda con aplicación a la gestión de residuos líquidos	VI-71
Bibliografía	VI-89

## **Sección VII. Gestión de recursos hídricos**

Introducción	VII-3
Capítulo VII.1. Modelos de gestión de cuencas: aspectos institucionales de la gestión de las aguas, organización y legislación	VII-11
Capítulo VII.2. Organismos de cuenca	VII-21
Capítulo VII.3. Matemática financiera	VII-39
Capítulo VII.4. Criterios integrados en el análisis económico	VII-47
Capítulo VII.5. Incertidumbres en proyectos de recursos hídricos	VII-65
Bibliografía	VII-74

## **Sección VIII. Análisis crítico a una gestión de recursos hídricos inapropiada: impactos ambientales y sociales**

Introducción	VIII-3
Capítulo VIII.1. Metodología para estudios de impacto ambiental de obras hidráulicas	VIII-5
Capítulo VIII.2. Percepción social de los problemas hidrológicos y ambientales	VIII-19
Capítulo VIII.3. Gestión de recursos hídricos y el fenómeno global del cambio climático	VIII-27
Capítulo VIII.4. Gestión del agua con equidad de género	VIII-35
Capítulo VIII.5. Afección a los sistemas acuáticos por actividades antrópicas	VIII-41
Capítulo VIII.6. Análisis crítico sobre trasvases de agua entre cuencas: caso de estudio de la cuenca del río San Francisco, Brasil	VIII-63
Capítulo VIII.7. Una propuesta de gestión entrópica de recursos hídricos	VIII-77
Capítulo VIII.8. La formación de redes en gestión integrada de recursos hídricos	VIII-93
Bibliografía	VIII-101

## **Sección IX. Uso integrado del agua: casos de estudio**

Introducción	IX-3
Capítulo IX.1. Generalidades del uso conjunto de aguas superficiales y subterráneas	IX-5

Capítulo IX.2. Las aguas subterráneas en los esquemas de uso conjunto	IX-15
Capítulo IX.3. El uso conjunto de aguas en España	IX-19
Capítulo IX.4. Programa de uso conjunto de aguas en España: primeros estudios realizados	IX-27
Bibliografía	IX-37
<b>Índice analítico</b>	I

# Índice de autores

Grado	Nombre	Empleo y Adscripción	e-mail
Dra.	Alicia Fernández Cirelli	Directora del Centro de Estudios Transdisciplinario del Agua, Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad de Buenos Aires, Argentina.	afcirelli@fvvet.uba.ar
Dr.	Alin A. Cârsteanu	Profesor – Investigador, Centro de Investigación y Estudios Avanzados, Departamento de Matemáticas, Instituto Politécnico Nacional, México.	alin@math.cinvestav.mx
Dra.	Amélia Fernandes	Investigadora, Instituto Geológico, Secretaría de Medio Ambiente del Estado de Sao Paulo, Brasil.	ameliajf@igeologico.sp.gov.br
Dr.	Antonio Eduardo Lanna	Profesor – Investigador, Instituto de Investigaciones Hidráulicas, Universidad Federal de Rio Grande do Sul, Brasil.	aelanna@terra.com.br
Dr.	Carlos André Mendes	Profesor – Investigador, Instituto de Investigaciones Hidráulicas, Universidad Federal de Rio Grande do Sul, Brasil.	
Dr.	Carlos Díaz Delgado	Profesor – Investigador, Centro Interamericano de Recursos del Agua, Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de México, México.	cdiaz@uaemex.mx
Dra.	Cecilia D. Di Risio	Profesora, Universidad de Buenos Aires y Universidad de Belgrano, Argentina.	cdirisio@ub.edu.ar
M.A.	Damián Indij	Coordinador de la Red Latinoamericana de Desarrollo de Capacidades en GIRH (LAWetnet), Argentina.	dindij@sinectis.com.ar
Dr.	Daniilo Antón Giudice	Investigador invitado, Centro Interamericano de Recursos del Agua, Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de México, México.	danton@chasque.apc.org
Dra.	Doris Liliana Otálvaro	Profesor – Investigador, Laboratorio de Modelos Físicos, Instituto de Geociencias, Universidad de Sao Paulo, Brasil.	
M.C.A.	Eduardo Trujillo Flores	Profesor – Investigador, Centro Interamericano de Recursos del Agua, Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de México, México.	etf@uaemex.mx
Dra.	Emmanuelle Quentin	Profesora – investigadora, Centro Interamericano de Recursos del Agua, Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de México, México.	equentin@uaemex.mx
Dr.	Fernando López-Vera	Catedrático de Geodinámica e Hidrogeología. Facultad de Ciencias C-VI Universidad Autónoma de Madrid, España.	fernando.lopez-vera@uam.es
Dr.	Gerardo Ramos González	Ingeniero de Minas, Instituto Geológico y Minero de España (IGME).	g.ramos@igme.es
M.C.A.	Graciela Zarazúa Ortega	Investigadora, Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares, Centro Nuclear “Dr. Nabor Carrillo Flores”, Gerencia de Ciencias Ambientales, México.	gzo@nuclear.inin.mx
Dra.	Icela Barceló Quintal	Investigadora, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco, Departamento de Ciencias Básicas, México.	leemp@correo.azc.uam.mx

Grado	Nombre	Empleo y Adscripción	e-mail
Dr.	Ignacio Morell	Catedrático de Hidrogeología, Instituto Universitario de Plaguicidas y Aguas. Universidad Jaime I, Castellón, España.	morell@exp.uji.es
Dra.	Irene De Bustamante	Profesora Titular del Departamento de Geología, Universidad de Alcalá, España.	irene.bustamante@uah.es
Dra.	Irma Rosas Pérez	Directora, Programa Universitario de Medio Ambiente e Investigadora, Centro de Ciencias de la Atmósfera, Universidad Nacional Autónoma de México, México.	iarp@troposfera.atmosfcu.unam.mx
Dra.	Irma Vila Pinto	Investigadora, Laboratorio de Limnología, Departamento de Ciencias Ecológicas, Facultad de Ciencias, Universidad de Chile, Chile.	limnolog@abello.dic.uchile.cl
M. G.	José Emilio Baró Suárez	Profesor, Facultad de Planeación Urbana y Regional, Universidad Autónoma del Estado de México, México.	barosuarez@hotmail.com
Dra.	José Luis Corvea Porras	Especialista ambiental. Jardín Botánico. Pinar del Río, Cuba.	corvea@jbpr.vega.inf.cu
Dr.	José Llamas Siendones <sup>†</sup>	Fundador, Centro Interamericano de Recursos del Agua, Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de México, México.	
Dr.	José Manuel Murillo Díaz	Ingeniero de Minas, Instituto Geológico y Minero de España (IGME).	jm.murillo@igme.es
Dr.	Juan Antonio García Aragón	Profesor – Investigador, Centro Interamericano de Recursos del Agua, Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de México, México.	jpgarcia@uaemex.mx
Dra.	Juana María Sanz García	Directora del CITME (Círculo de Innovación en Tecnologías Medioambientales), Universidad de Alcalá, España.	Juana.sanz@uah.es
Dra.	Juliana Baitz Viviani	Profesor – Investigador, Laboratorio de Modelos Físicos, Instituto de Geociencias, Universidad de Sao Paulo, Brasil.	
Dr.	Khalidou M. Bâ	Profesor – Investigador, Centro Interamericano de Recursos del Agua, Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de México, México.	khalidou@uaemex.mx
M. Sc.	Lilliana Arrieta Quesada	Consultora internacional en derecho ambiental, Profesora, Universidad de Costa Rica y Universidad de La Salle, Costa Rica.	liliarrieta@hotmail.com
Dr.	Lucas Fernández Reyes	Investigador, Centro de gerencia de programas y proyectos priorizados (GEPROP), Cuba.	lfernandez@geprop.cu
Dra.	María Angélica Mondaca J.	Directora del Departamento de Microbiología, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad de Concepción, Chile.	mondaca@udec.cl
Dra.	María Vicenta Esteller Alberich	Profesora – Investigadora, Centro Interamericano de Recursos del Agua, Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de México, México.	esteller@uaemex.mx

Grado	Nombre	Empleo y Adscripción	e-mail
Dr.	Miquel Salgot de Marçay	Catedrático, Unidad de Edafología, Facultad de Farmacia, Universidad de Barcelona, España.	salgot@ub.edu
Dr.	Pedro Ávila Pérez	Gerente, Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares, Centro Nuclear "Dr. Nabor Carrillo Flores", Gerencia de Ciencias Ambientales, México.	pap@nuclear.inin.mx
Dra.	Pilar Cisneros Brito	Profesora de Comunicación Social. Facultad de CC. Políticas y Sociales, Universidad Complutense, España.	pcisneros@cps.ucm.es
M. Sc.	Raymundo Garrido	Profesor, Universidad Federal de Bahía, Brasil.Ex-Secretario de Recursos Hídricos de Brasil.	rgarrido@ufba.br
M.Sc.	Remigio Galárraga Sánchez	Profesor, Departamento de Ciencias del Agua, Escuela Politécnica Nacional, Ecuador.	remigala@mail.epn.edu.ec
Dr.	Ricardo Hirata	Profesor – Investigador, Instituto de Geociencias, Universidade da Sao Paulo, Brasil.	rhirata@usp.br
Dra.	Suely Schuartz Pacheco Mestrinho	Investigadora - Consultora en Recursos Hídricos, Centro de Investigación y Extensión, Universidad Católica de Salvador, Brasil.	suelyspm@uol.com.br
Dr.	Víctor Campos A.	Profesor del Departamento de Microbiología, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad de Concepción, Chile.	

# Prólogo

**E**n nuestro planeta el agua se encuentra en todas partes, en los mares, en las selvas y praderas, en los ríos, lagos y pantanos, incluso en los desiertos más áridos y en las calotas glaciares. Hay agua en las entrañas volcánicas y en las altas capas de la atmósfera. No hay proceso terrestre ni biológico que no la involucre de alguna manera, directa o indirectamente.

También en la vida de las sociedades el agua juega un papel principal e inevitable. No sólo es un elemento indispensable de la fisiología humana, sino que permite la producción agrícola e industrial, el funcionamiento de las grandes ciudades, y por supuesto, la preservación y salud de los ecosistemas naturales.

A pesar de su trascendental importancia, reconocida universalmente por todas las culturas, la ciencia moderna, a menudo reduccionista, ha pasado por alto el carácter abarcativo y holístico del fenómeno hídrico, mostrándose incapaz de enfocarlo en forma integrada y sabia, como correspondería de acuerdo a su esencialidad vital indiscutible.

Durante muchos milenios, a través de enfoques espirituales, los pueblos nativos de América habían logrado preservar la mayor parte de los recursos hídricos del continente sin mayor deterioro ni degradación.

Para ellos el agua era y es sagrada, de alguna manera en ella residen los espíritus de los ancestros, la sangre de la tierra, la fuerza de la fecundidad, el porqué de la vida. No necesitaron estudios sesudos de laboratorio para comprender estas verdades.

En el mundo de la ciencia industrial, saturado de información especializada y compleja, no quedó mucho espacio para los espíritus. Tampoco se tomaron en serio las precauciones que las comunidades indígenas asumieron al adoptar y desarrollar sus prácticas ambientales y culturales.

En su búsqueda afanosa del conocimiento, los científicos se especializaron más y más en asuntos cada vez más restringidos. Perdieron la noción del todo, de la integralidad de la naturaleza.

Y en ese camino de la especialización a menudo se olvidaron del más esencial y general de los elementos naturales, el agua.

Por esa razón, en este mundo contemporáneo donde nos toca vivir, resulta tan complejo encarar el estudio del agua. Hay demasiados puntos de vista y pocas vías de comunicación que permitan relacionarlos.

Aún más difícil es armonizar las decisiones y acciones humanas para utilizar, gestionar y preservar el agua en sus múltiples formas y regímenes.

Desde el punto de vista científico el agua atraviesa transversalmente todas las disciplinas. El tema hídrico es multidisciplinario por definición.

Tal vez por eso mismo es que son casi inexistentes los “especialistas” en el líquido vital.



El agua es objeto de estudio en las ciencias físicas y químicas, en las ciencias de la tierra, en la biología y la ecología, en la economía y las ciencias sociales y humanas, en la cultura y la religión. Es también un elemento o herramienta imprescindible en las áreas constructivas y productivas, en la ingeniería, en la agronomía, en la medicina, en la política.

La coordinación de todos estos profesionales y especialistas con ópticas tan variadas, es muy difícil, a veces casi imposible.

Sin embargo, no parece viable desarrollar una calidad de vida humana y social saludable y próspera sin integrar todas esas partes que parecen funcionar en forma tan separada.

De eso se trata. De hacer realidad la interdisciplinariedad en las especialidades hidrológicas, en las que podríamos llamar “ciencias del agua”.

Este trabajo complejo elaborado y compilado por Carlos Díaz Delgado, María Vicenta Esteller Alberich y Fernando López-Vera, es indudablemente un avance importante en ese sentido.

Los editores han recorrido prácticamente todo el espectro relacionado con el agua permeando todas las actividades humanas.

En este completísimo tratado, un selecto equipo de profesionales relacionados con el agua encaran los diferentes puntos de vista: los aspectos climatológicos e hidrológicos, la hidrogeología, la hidroquímica, la metodología y herramientas de análisis, las políticas de conservación y gestión de los recursos hídricos, los estudios económicos y financieros, los impactos ambientales y sociales, los temas de género, en fin, todas las facetas de esta compleja temática.

Consideramos que con el libro *Recursos Hídricos. Conceptos básicos y estudios de caso en Iberoamérica* los estudiosos tendrán una fuente de formación e información que habrá de inspirarlos para participar en el desarrollo de las nuevas estrategias transdisciplinarias del futuro.

Estas se habrán de elaborar a través de la ciencia, de los conocimientos integrados y holísticos, y aún más esencialmente, a partir de los enfoques espirituales de las culturas y las enseñanzas del mundo natural que nos precedió desde el principio de los tiempos.

De esa manera, pensamos, ojalá que así sea, que el agua podrá volver a constituirse en el principal factor de sobrevivencia y armonía ambiental y social en el planeta.

*Danilo Antón*  
danton@chasque.net  
San José 1018 Ap. 203  
Montevideo, Uruguay  
(598-2) 9004439

# Mensaje de los editores

**E**l agua como fuente de vida y en el desempeño de sus funciones: sociales, ambientales, económicas y culturales, condiciona el desarrollo de una región, nación o continente, pues, la concentración urbana, el incremento de la superficie de riego para la producción de alimentos y la creciente contaminación someten a los recursos hídricos a una fuerte presión que no es posible soportar, originando situaciones de crisis. Así, mientras en ciertas localidades la satisfacción de las necesidades en agua de sus habitantes representa un esfuerzo cotidiano, en otras, el desperdicio es una práctica generalizada pero inadmisibles.

Sin duda alguna en el mediano y largo plazo, la tendencia actual en el uso del agua es simplemente insostenible. No es posible sufragar permanentemente el costo económico, social y ambiental de abastecer a las grandes urbes con escurrimientos superficiales importados desde enormes distancias, de agotar los acuíferos o de alterar la calidad de las aguas rebasando límites de renovación económicamente factibles. Tampoco es posible enfrentar el problema del agua como si la disponibilidad del recurso fuera ilimitada y gratuita.

Estas prácticas depredadoras del recurso agua han colocado, hoy en día, en el umbral del colapso, la producción de alimentos para los futuros pobladores del planeta Tierra. En efecto, estas prácticas inexplicables del ser humano han logrado erosionar la economía de las naciones a tal grado que degradan el medio ambiente, gota a gota y desmoronan, poco a poco, la esperanza de una mejor calidad de vida de sus pobladores.

El primer paso para mitigar esta apocalíptica situación y hacer posible un aprovechamiento sostenible del agua, es poseer el conocimiento de las causas que originan su escasez, así como de las principales herramientas para corregir el problema. Aún cuando esta obra está orientada a lectores en formación a nivel profesional, y profesionales en práctica, con estudios en ingeniería, ciencias del agua, ciencias ambientales, planeación, economía y carreras afines, cualquier lector encontrará información que le permitirá entender y profundizar conocimientos básicos y avanzados acerca de los recursos hídricos. A lo largo de ocho secciones se abordan los principales aspectos del ciclo hidrológico con relación a su cantidad, calidad, implicaciones ambientales, económicas y su gestión.

Este libro ha sido concebido principalmente para todos aquellos que deseen incursionar y aprender acerca de los recursos hídricos. La obra ha sido diseñada para introducir al lector en cada uno de los tópicos tratados y subrayar la teoría y conceptos básicos. Igualmente, el lector encontrará aplicaciones reales y concretas en estudios de caso que han sido seleccionados de la práctica profesional desarrollada en Iberoamérica.

La mayor parte de los textos de esta naturaleza son de origen norteamericano y tienden a estar basados en información y práctica profesional desarrollada exclusivamente en los Estados Unidos de Norte América. Este libro ha pretendido reunir los avances más recientes de la práctica profesional en el área e incluir los desarrollos y aplicaciones de la ciencia y tecnología en recursos hídricos de los países iberoamericanos.

La edición del presente libro ha sido posible gracias a los apoyos otorgados por el Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo (CYTED) –Subprograma XVII– Aprovechamiento y Gestión de Recursos Hídricos: Red XVII A. Red de Vulnerabilidad de Acuíferos y Red XVII D. Red Iberoamericana de Potabilización y Depuración del Agua (RIPDA-CYTED), Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT-México), Coordinación General de Investigación y Estudios Avanzados de la Universidad Autónoma del Estado de México (CGIyEA-UAEM), Centro interamericano de Recursos del Agua, Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma del Estado de México (México) y la Universidad Autónoma de Madrid (España).

De igual manera, es de destacar que la elaboración del presente material ha consolidado los lazos de amistad y colaboración de más de cuatro decenas de profesores, investigadores y profesionales de los recursos hídricos de Iberoamérica.

Los editores desean expresar su agradecimiento a todas las personas e instituciones que han hecho posible esta obra. Particularmente se expresa el agradecimiento a todos y cada uno de los autores de los capítulos, por compartir sus conocimientos y experiencias científicas y tecnológicas. Se agradece y reconoce, en su más alta expresión, todos los apoyos logísticos y financieros que han sido el pilar de este libro, el cual pretende ser de gran ayuda para el desarrollo de los países iberoamericanos.

Es anhelo sincero de los editores que el esfuerzo y dedicación invertidos en la elaboración del presente libro, puedan proporcionar al lector las herramientas necesarias y suficientes para la comprensión de los diversos conceptos básicos y avanzados en materia de recursos hídricos aquí presentados.

*Los editores*

# SECCIÓN I



## *Generalidades de los recursos hídricos*



# Introducción

La ciencia, la sociedad y los gobiernos se encuentran estructurados sectorialmente, esto hace que el agua y la mayoría de los problemas relacionados con ella se aborden de forma sesgada y simplificada; a ello también ha contribuido el planteamiento pragmático que han mantenido tradicionalmente los hidrólogos e hidrogeólogos. Sin embargo, los estrechos vínculos entre el agua, el medio ambiente y la creciente dificultad de satisfacer las demandas de agua, han puesto de manifiesto la complejidad del problema y la necesidad de planteamientos globales y soluciones integradoras.

Por otra parte, la disponibilidad de técnicas de obtención de datos globales, como las imágenes de satélite y el desarrollo de algunas disciplinas hacen revisar y replantear algunos tópicos referentes al agua.

Sin duda, el agua es una sustancia abundante en la Tierra y el principal constituyente de los seres vivos, asimismo es una importante fuerza que constantemente está cambiando la superficie terrestre. La importancia económica del agua y la necesidad de controlar sus eventos más extremos y devastadores, tales como inundaciones y sequías, fue comprendida desde épocas muy tempranas. Estos efectos se han valorado más cuando el crecimiento demográfico, la contaminación y la creciente demanda han convertido al recurso hídrico en un bien escaso. Sin embargo, aunque cada día se extiende más, aún no está plenamente aceptada la idea de que el desarrollo social (en cuanto a bienestar y calidad de vida se refiere) y económico tiene lugar en el medio ambiente como escenario natural. Tampoco se ha reconocido totalmente el papel que juega el agua en la conservación de la naturaleza.

En el campo de la calidad medioambiental, por ejemplo, el agua se trata principalmente de forma pasiva y se olvida su papel como vehículo de solutos, móvil y químicamente activa. En la ecología terrestre, los procesos subsuperficiales del agua han quedado ocultos por enfoques de "caja negra"; con frecuencia también se olvida la estrecha relación de la escorrentía con el clima, que a su vez se asocia con la degradación del suelo debido a problemas hídricos.

El medio ambiente, la economía y la sociedad, constituyen los tres elementos fundamentales del desarrollo sostenible. La sociedad cada vez se encuentra más implicada en los problemas relacionados con el agua, y actualmente no se comprende una gestión del agua sino desde el enfoque social de la misma. Sin embargo, el agua es con frecuencia objeto de una gran emotividad para amplios sectores de la sociedad, lo que dificulta una gestión racional eficiente.

En esta sección se pretende dar una visión global de las aguas continentales, abordándose temas como los ciclos del agua, el ciclo hidrológico, los ecosistemas acuáticos y cómo es que la sociedad percibe los problemas hidrológicos y ambientales.



# Capítulo I.1. El dominio del agua y sus ciclos

A comienzos del siglo XX el geoquímico ruso Vernadsky clasificó en tres grandes dominios o geosferas que denominó atmósfera, hidrosfera y litosfera para designar el espacio de distribución predominante de elementos gaseosos (atmosféricos), del agua o compuestos lúicos (terígenos). El agua (H<sub>2</sub>O) puede existir en diversos estados físicos: gaseoso (como vapor), líquido, sólido, combinada químicamente, absorbida (incluida en la estructura cristalina) o adsorbida (adherida a la superficie de cristales minerales). Según Baskov (1983) es posible encontrar agua en cantidades apreciables en una zona comprendida entre la tropopausa (límite entre la troposfera y la estratosfera) que se encuentra a unos 6-16 km sobre la superficie terrestre y la isoterma de 1,100°C. Esta isoterma se encuentra a 15-20 km de profundidad bajo zonas de volcanismo activo y a 200-250 km bajo plataformas antiguas de la corteza continental.<sup>1</sup>

El agua se incorporó a la Tierra desde las tempranas fases de formación, al colisionar cuerpos planetarios formados por hielo de agua y otros gases, con otros formados por silicatos y metales. Continuó incorporándose agua hasta la fase cataclísmica, terminada hace aproximadamente tres mil millones de años, cuando la superficie del planeta sufrió un intenso bombardeo cósmico al caerle una ingente cantidad de materiales (meteoritos, asteroides y cometas), resultantes de la formación del Sistema Solar. Los efectos de esas fases aún se conservan sobre la superficie de la Luna o Mercurio, al carecer éstos (al contrario que la Tierra) de una dinámica cortical que borrara las huellas de los impactos.

El vapor de agua aportado por la colisión de cuerpos planetarios helados (por ejemplo cometas), junto con la desgasificación del agua atrapada en el manto en las etapas primigenias, y la feliz circunstancia de un efecto invernadero moderado en la atmósfera, hacen de este planeta el único que se conozca en el Sistema Solar en el que físicamente es posible la existencia de agua sobre su superficie en los estados sólido, líquido y gaseoso. La cantidad de agua en la Tierra se ha mantenido constante a lo largo de los tiempos geológicos, aunque la distribución sobre su superficie ha variado.

El agua está sometida a una dinámica impulsada principalmente por las energías térmicas del Sol o del interior de la Tierra y la fuerza de la gravedad, que hacen que esté en continuo movimiento. El modelo dinámico es conocido como ciclo del agua, aunque dentro de la hidrosfera no cabe hablar de un único modelo de ciclo del agua sino de varios modelos, como ilustra la figura 1.

El modelo más conocido es el que afecta a la superficie terrestre, mismo que soporta la biosfera y describe la transferencia de agua del mar a la atmósfera, a los continentes y retorna al mar. Normalmente cuando se hace referencia al ciclo del agua se habla de este modelo e incluso erróneamente se le suele denominar 'global'; sin embargo, en la hidrosfera se identifican otros modelos. En la corteza oceánica el agua del mar se infiltra y

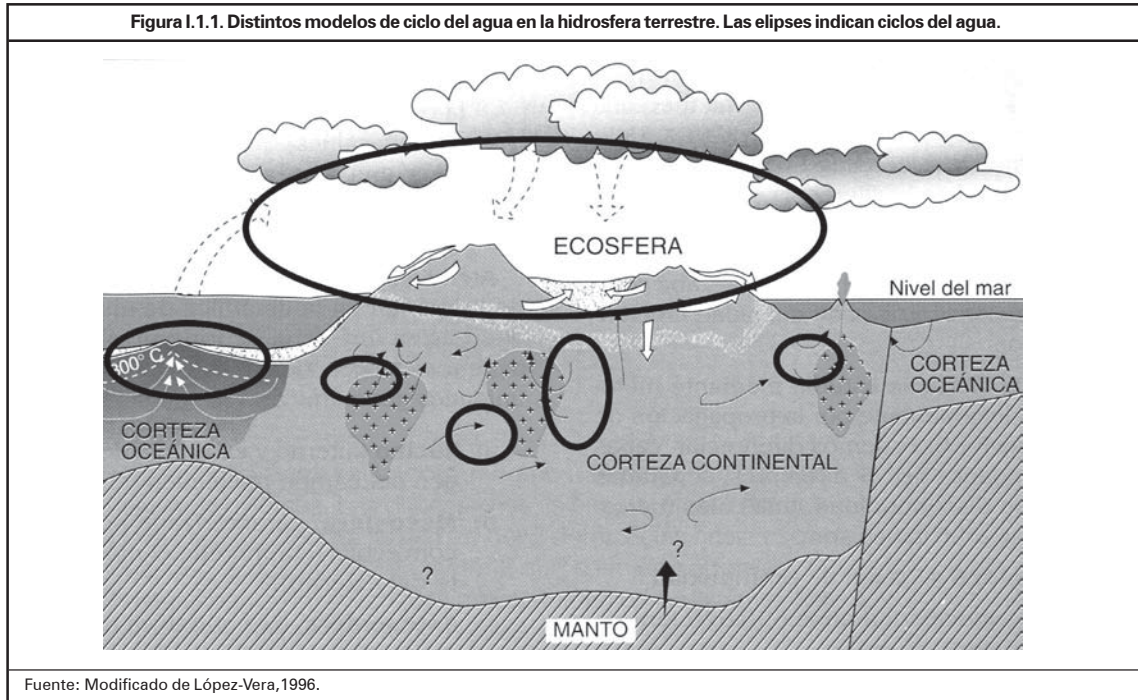
---

1. El espesor de la corteza continental es de 50-70 km, mientras que el de la corteza oceánica es de 5-8 km.



## SECCIÓN I. GENERALIDADES DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

circula bajo la atracción de la gravedad por poros y fisuras de las rocas hasta que calentada por el flujo geotérmico asciende en forma convectiva, descargándose en los fondos de los rifs a través de chimeneas de aguas calientes o bien de forma difusa en el fondo oceánico originando procesos hidrotermales (figura I.1.1).



En el interior de la corteza continental el modelo del ciclo es diferente. El agua se mueve convectivamente por la actividad magmática y por las fuerzas de presión tectónicas.

Ninguno de estos modelos constituyen ciclos cerrados; por el contrario, existe entre ellos intercambios de flujo. El que se puede denominar modelo oceánico (por mover fundamentalmente agua marina) comparte con el ciclo superficial o meteórico (por estar integrado por aguas meteóricas) el agua del mar. A su vez éste presenta un intercambio de agua con el ciclo de aguas continentales profundas, dominada principalmente por agua de formación (por ser agua ligada a las rocas desde el momento de su formación) aunque participa también de agua meteórica que percola en profundidad y agua de origen profundo (mantélico) producida por la desgasificación del manto terrestre (figura I.1.1). Todos los tipos de agua que intervienen mayoritariamente en los distintos modelos pueden diferenciarse no sólo por la composición química de las sales disueltas sino también por el contenido isotópico del oxígeno e hidrógeno.

De los diversos modelos de ciclos de agua que se reconocen en la hidrosfera es de particular interés el integrado por las aguas meteóricas, pues es el que sustenta la forma de vida en la Tierra. Los modelos restantes son de interés para el geólogo petrólogo, mineralogista o geoquímico.

El volumen total del agua en la hidrosfera se considera constante a través del tiempo geológico, pues aunque existe una pequeña fuga de vapor hacia el espacio exterior se estima que ésta es compensada por la que aporta

la desgasificación del manto terrestre y que constituye una fuente de agua planetaria. Sin embargo, el volumen total puesto en juego en los distintos modelos de ciclos del agua ha variado en el tiempo geológico, debido a los cambios dinámicos que ha sufrido la corteza terrestre.

A pesar de que no existe unanimidad acerca de dónde establecer el límite de las aguas subterráneas que intervienen directamente en el ciclo meteorológico, y por tanto resulta difícil su cuantificación se estima la distribución mostrada en la tabla I.1.1.

**Tabla I.1.1. Distribución del agua en los diferentes reservorios del ciclo de agua meteórica.**

Reservorio	Porcentaje de agua total	Porcentaje de agua potable*
Océanos y mares	96.5	
Hielo y nieve	1.8	69.6
Agua subterránea		
Dulce	0.76	30.1
Salada	0.93	
Agua superficial		
Lagos de agua dulce	0.007	0.26
Lagos salinos	0.006	
Marjales	0.0008	0.03
Ríos	0.0002	0.006
Humedad del suelo	0.0012	0.05
Atmósfera	0.001	0.04
Biomasa	0.0001	0.003

\* Con salinidad menor de 1000 mg/L (Maidment, 1993).

El ciclo del agua se define como la transferencia de uno a otro reservorio y presenta como característica importante el tiempo de residencia, esto es, el tiempo promedio que una molécula de agua permanece en un reservorio antes de ser transferido a otro. El tiempo de residencia proporciona una idea de la velocidad del flujo en cada uno de ellos, es decir, de su dinámica. Si se le considera un ciclo global único, el tiempo de residencia ( $T_r$ ) se calcula como el volumen de reservorio  $V$  ( $L^3$ ) dividido entre el flujo total de entrada o salida del reservorio  $Q$  ( $L^3/T$ ).

$$T_r = V / Q \quad [I.1.1]$$

La tabla I.1.2 muestra los tiempos de residencia estimados para los distintos reservorios, en ella se observa que la atmósfera es un reservorio relativamente pequeño, un volumen de agua pequeño con un flujo rápido que

**Tabla I.1.2. Estimación del tiempo medio de residencia del agua en cada reservorio.**

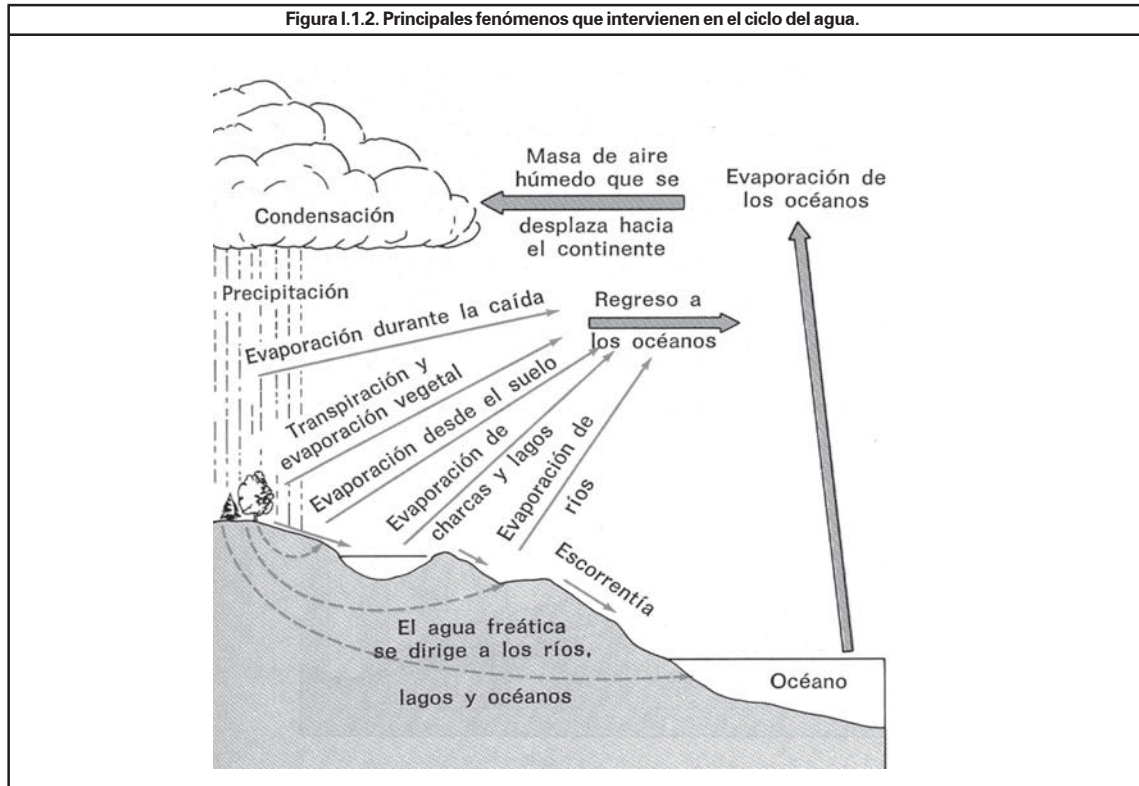
Reservorio	Volumen de agua asignado ( $km^3 \times 10^6$ )	Tiempo de residencia
Océanos y mares	1,338	2,500 años
Hielo y nieve	24	10,000 años
Agua subterránea		
Dulce	10	Decenas a miles de años
Salada		
Agua superficial		
Lagos de agua dulce	0.091	17 años
Lagos salinos	0.085	150 años
Ríos	0.002	15-20 días
Humedad del suelo	0.07	2 semanas-1 año
Atmósfera	0.012	8-10 días
Biomasa	0.001	Algunas horas

Fuente: Modificado de Shiklomanov, 1997.

## SECCIÓN I. GENERALIDADES DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

se mueve a través de ella; así, el tiempo de residencia es corto. Por el contrario, el océano es un gran reservorio con un tiempo de residencia del orden de miles de años.

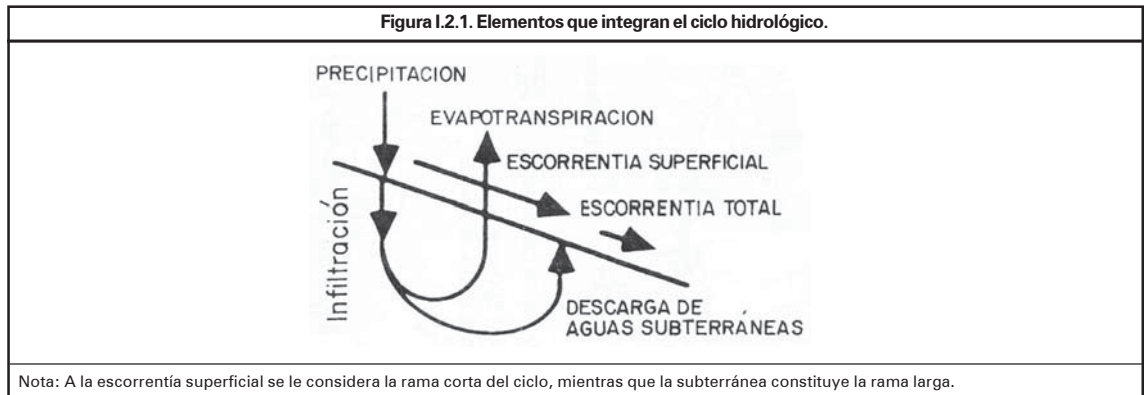
El tiempo de residencia para las aguas subterráneas, incluidas las aguas salinas con un volumen mucho menor que el de los océanos, es de aproximadamente 20 mil años, lo que da idea de la lentitud de su flujo; es una de las principales características que las definen. Sin embargo, este flujo es muy variable pues las aguas dulces poco profundas pueden tener un tiempo de residencia más corto que la media, mientras que las aguas profundas tienen flujos de miles de años. Otro aspecto importante del ciclo del agua es el conocimiento de su fenomenología, esto es, cómo se produce esta transferencia de agua y qué fenómenos incluye (figura I.1.2).



Un factor que se debe tener en cuenta es que una gota que participe del ciclo del agua no tiene que recorrer todos los reservorios, pues existen cortocircuitos, de forma que no toda el agua de la atmósfera procede del mar, también puede proceder de la evaporación y transpiración por las plantas. No toda el agua que se infiltra a través de la superficie del suelo se incorpora a los acuíferos, una parte importante es retenida como humedad del suelo y evaporada a la atmósfera, y así sucesivamente. El conocimiento preciso de los diversos procesos que se producen en el ciclo del agua se abordará en capítulos ulteriores. No obstante el indudable interés científico por el ciclo del agua, para efectos prácticos lo más importante es su cuantificación en un espacio geográfico determinado, y esto constituye el ciclo hidrológico.

# Capítulo I.2. El ciclo hidrológico y el balance hídrico

Si el ciclo del agua es un modelo conceptual que supone una abstracción de la dinámica del agua meteórica, su aplicación a un espacio geográfico concreto y su cuantificación permite obtener un modelo operativo. Todo estudio o actividad relacionada con el agua tiene que enmarcarse en el contexto del ciclo hidrológico, para ello, el primer paso consiste en definir el espacio geográfico. Este puede ser un espacio natural, como una cuenca hidrográfica, o antrópico, como una ciudad, que se puede considerar como un sistema. En segundo lugar es importante comprender las diferencias que se presentan entre los elementos integrantes del ciclo (figura I.2.1) para cada espacio específico.



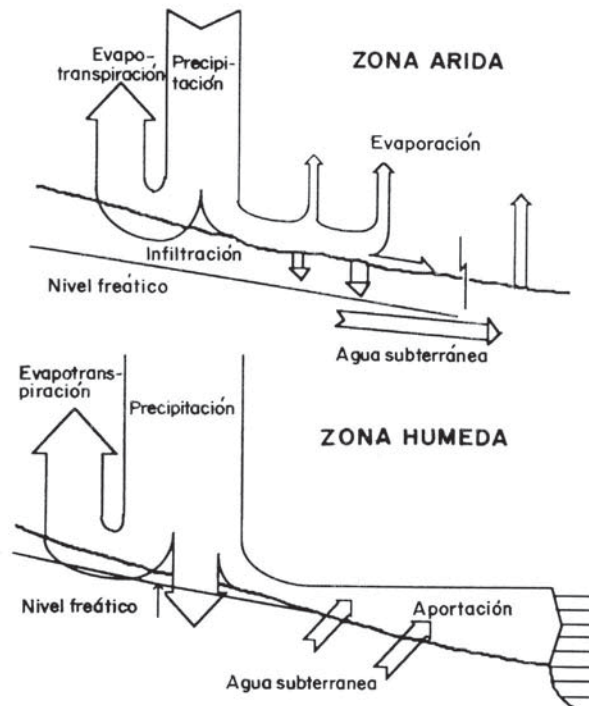
En los procesos generadores de precipitación existen notables diferencias en distintas zonas (precipitaciones frontales, convectivas, orográficas, ciclones tropicales, monzones, etc.), lo que da como resultados intensidades y variaciones de precipitación muy diferentes, así como la variabilidad temporal y espacial de las mismas.

La infiltración y la capacidad de almacenamiento de agua en el suelo dependerán de la conductividad hidráulica, muy variable entre tipos de suelos y que a su vez depende de su estructura, densidad y configuración de sus macroporos.

La profundidad a partir de la cual recibe la vegetación el agua, junto con la geología y las características de la precipitación, condicionan la percolación del agua y recarga de los acuíferos. Según ponen en evidencia Erhard y colaboradores (1979), el origen de las aguas subterráneas varía mucho entre zonas (figura I.2.2). En las zonas húmedas, los acuíferos se recargan por las regiones altas de las cuencas y se descargan en las depresiones locales o en los cauces de los ríos aguas abajo. Sin embargo, en las zonas áridas, la recarga se produce fundamentalmente a partir del lecho de los cursos fluviales.

## SECCIÓN I. GENERALIDADES DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

Figura I.2.2. Influencia del clima en el ciclo hidrológico.



Fuente: Tomado de Erhard y colaboradores, 1979.

De acuerdo con Falkenmark y colaboradores (1993), los tipos de acuíferos también pueden ser distintos. La profundidad del nivel piezométrico es un factor clave para acceder al agua mediante pozos y puede variar considerablemente entre condiciones húmedas y áridas. En sistemas con un tiempo de renovación corto esta profundidad puede modificarse con las estaciones del año.

El esquema general de flujo del agua subterránea puede variar entre los distintos dominios geológicos. Las zonas de descarga pueden tener características muy distintas en diferentes entornos: tierras pantanosas templadas, lagos salinos poco profundos, playas, oasis, manantiales costeros, etc.

En el planteamiento correcto del ciclo hidrológico también es importante entender la formación de la escorrentía. En una cuenca localizada en una región húmeda, el modelo es el de una onda de avenida que se transmite rápidamente a lo largo del río durante el periodo húmedo y un caudal de base constante producido por la descarga de agua subterránea, que proporciona el caudal asegurado de un río. El caudal base puede incrementarse mediante contribuciones del almacenamiento en lagos y embalses. Sin embargo, en zonas áridas no suele existir un caudal base, pues la superficie piezométrica está por debajo del lecho del río. Como consecuencia de las pérdidas por infiltración a través del lecho, el caudal superficial disminuye aguas abajo y con frecuencia no llega al punto final de la red de drenaje más que en situaciones excepcionales.

Por último, las aportaciones de un río también pueden clasificarse según su origen, es decir, si provienen de depósitos de agua sólida como glaciares y neveros, de depósitos líquidos, como lagos y acuíferos, o depende

directamente de las precipitaciones. El efecto principal sobre el caudal de un río es que su estabilidad aumenta con el incremento del tiempo de renovación del reservorio que lo alimenta. El segundo efecto se relaciona con los depósitos de hielo y nieve, pues el deshielo debido a cambios de temperatura estacionales genera inundaciones, o bien variaciones más regulares en el caso de acumulaciones permanentes como glaciares. Cuando las acumulaciones de hielo y nieve no constituyen factores determinantes, existe un marcado contraste entre los regímenes perennes de los ríos en las zonas húmedas y en las zonas áridas. Un caso concreto lo constituyen los ríos de zonas áridas cuyo origen está en la zona húmeda, o bien en grandes acumulaciones glaciares como el río Colorado (EE.UU.) o Indo (Pakistán), o en grandes ríos como el Nilo (Egipto).

Las diferencias básicas en términos climáticos, geológicos y grado de alteración antrópica generan distintos regímenes de agua del suelo, diferencias en la evapotranspiración potencial, distintos orígenes y comportamientos del agua subterránea, distintos regímenes de aportación a la red fluvial, etc., que quedan caracterizados en el ciclo hidrológico cuya mejor expresión es el balance hídrico.

### El balance hídrico

Realizar un balance hídrico no es más que aplicar el principio de conservación de masas con respecto al flujo de agua, en un sistema determinado, es decir, en un espacio geográfico en el cual se examina el ciclo hidrológico. Dado que el agua no puede ser creada ni destruida en dicho espacio, este balance puede ser expresado en términos de:

Flujo de entrada – Flujo de salida = Relación en el cambio de agua almacenada

Las unidades de cada término de esta ecuación son iguales a la descarga ( $L^3/T$ ). Este es un balance de volúmenes, pero como el agua es incompresible, es también un balance de masas. Así pues, para establecer un balance hídrico es imprescindible establecer las condiciones de contorno (entradas y salidas mediante flujos superficiales o subterráneos), las características del medio (almacenamiento, volumen) y el tiempo, este factor es de singular importancia pues influye sobre la exactitud con que tienen que ser valorados los parámetros anteriores.

El balance hídrico puede aplicarse a unidades muy diversas y de diferentes escalas (a un acuífero de extensión variada, un embalse, un lago, etc.). También puede aplicarse a sistemas complejos que incluyan varias de las unidades anteriores. Todo balance hídrico toma la forma:

Entrada – Salidas + Variaciones en el almacenamiento = Error de cierre

El que un balance normalmente no de cero es debido a que para su realización es necesaria la medida independiente de cada uno de los términos de la ecuación del balance, en la que inevitablemente se tendrán errores.

El error de cierre está en función de los errores de los diferentes términos. Por ejemplo, el balance anual de agua en un lago cuyas entradas se producen por precipitaciones ( $P$ ), un río afluente ( $Q_1$ ) y la descarga de un acuífero ( $Q_2$ ), mientras que sus salidas se deben a la evaporación ( $EV$ ) y un río emisario ( $Q_3$ ), se formularía:

## SECCIÓN I. GENERALIDADES DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

$$P + Q_1 + Q_2 - EV - Q_3 \pm \Delta = \varepsilon \quad [I.2.1]$$

Donde  $\pm\Delta$  es el incremento de almacenamiento o nivel de agua en el lago y  $\varepsilon$  es el error de cierre.

Cuando se desconoce uno de los términos del balance comúnmente se deduce por diferencia de los términos restantes; en estos casos hay que tener en cuenta que el error de cierre que se ha considerado antes puede ser significativamente más importante que el valor obtenido.

En el ejemplo anterior el periodo considerado era de un año, pero puede ser de un periodo de tiempo variable. Este intervalo de tiempo debe ser seleccionado en función de los resultados perseguidos y de los datos disponibles, eligiéndose de tal manera que se minimicen los errores de medida. También es importante establecer claramente todas las condiciones de entorno del sistema donde se aplique el balance, y preferentemente de tal manera que simplifique el mayor número posible de términos.

Al establecer un balance se deben considerar todos los factores geológicos, hidrológicos y climáticos, como se ha expuesto en párrafos anteriores. Por ejemplo, en regiones cársticas carentes de una cobertura de suelo, la infiltración de las precipitaciones puede ser de hasta 70%, sobre todo si las lluvias son cuantiosas; o bien, prácticamente nula con lluvias de unos pocos l/m<sup>2</sup>, por lo que es importante la distribución temporal de las mismas. Algo similar se podría decir de las regiones con clima extremo, regiones áridas y polares, donde tienen gran importancia las intensidades sobre el total anual. Lógicamente, en acuíferos cautivos y semiconfinados hay que tener en cuenta que la infiltración eficaz es nula, excepto en la zona de recarga.

El balance hídrico, aparte de tratar de cuantificar los recursos disponibles y los flujos de agua puestos en juego en el ciclo hidrológico o en una fase del mismo, son útiles porque permiten establecer relaciones entre las diferentes variables hidrológicas.

La credibilidad y validez de los resultados obtenidos de los balances hídricos es un tema controvertido, pero se ha mostrado como una herramienta útil. No obstante, hay que tener en cuenta que se trata de acotaciones de un fenómeno natural complejo y poco conocido en muchos aspectos. Los resultados de los balances hídricos suelen expresarse en cifras redondeadas y para su justa valoración deben incluirse las condiciones de su estimación y de la obtención de los datos de sus elementos.

**BIBLIOGRAFÍA**

- Baskov, E. A. (1983). *The Fundamentals of Paleohydrogeology of Ore Deposits*. Springer-Verlag. 253 pp.
- Erhard, Cassegrain y Margat, *et al.*(1979). *Introduction a l'économie générale de l'eau*. Bureau de Recherches géologiques et Minières. Cedex, Orleans.
- Falkenmark, M. y T. Chapman (eds.) (1993). *Hidrología comparada: Un enfoque ecológico a los recursos hídricos y de suelo*. UNESCO IV Fase del Programa Hidrológico Internacional. Versión Española. Cedex, Madrid.
- López-Vera, F. (1996). En Muñiz, E.; R. Lunar; M. J. Jiménez y M. R. Inciarte. *Biología y geología*. Ed. McGraw-Hill, Madrid. 351 pp.
- Maidment (1993). *Handbook of Hydrology*. 2nd edn. McGraw-Hill, N.Y.
- Shiklomanov, I. (1997). *Comprehensive Assessment of the Freshwater Resources of the World*. World Meteorological Organization. 88 pp.



## SECCIÓN II



*Hidrología  
superficial*



# Introducción

Platón y Aristóteles probablemente fueron los primeros filósofos que imaginaron la existencia del ciclo del agua, sin embargo incurrieron en errores tales como afirmar que el volumen de agua que fluye sobre la superficie de la Tierra era mayor que el volumen de agua que se precipitaba en forma de lluvia. Fue hasta los años 1500 en que Leonardo da Vinci y Bernard Palissy lograron una correcta comprensión del ciclo hidrológico, especialmente en relación con la infiltración de la lluvia y retorno del agua a través de manantiales (Campos, 1996). Entre los años 1600 y 1700 nació la moderna ciencia de la hidrología; en ese periodo el científico Pierre Perreault llegó a medir el flujo de agua en un río y estableció por primera vez una relación entre la precipitación y el caudal presentes en la cuenca del río Sena (París, Francia). Posteriormente, entre los años 1700 y 1800 se inició un gran número de estudios experimentales hidráulicos que dieron origen a diversos principios hidráulicos cuya validez aún es vigente. El siglo XIX significó una gran época para la hidrología experimental, pues se desarrolló la hidrometría, particularmente enfocada al aforo de aguas superficiales, estableciéndose fórmulas para determinar el flujo y se inventaron instrumentos de medida, lo que permitió la medición sistemática de cursos de agua.

Entre 1900 y 1930 se desarrollaron diversos trabajos de hidrología pero con una base empírica. El periodo ulterior, comprendido entre 1930 y 1950, se conoce como un periodo de racionalización; surgieron grandes hidrólogos que utilizaron el análisis racional y se apoyaron en otras ciencias para explicar problemas hidrológicos. Por los años cincuenta, las aproximaciones teóricas presentaron un uso extensivo en los problemas hidrológicos, pues diversos principios racionales establecidos en la época precedente pueden ser sujetos a un verdadero análisis matemático (Campos, 1992). Desde 1950 y hasta la fecha, los desarrollos tecnológicos no cesaron de aparecer y ahora permiten la solución de ecuaciones complejas y una aplicación de teorías sofisticadas a casos reales; lo que permite acercarse a una representación más fidedigna de la naturaleza.

Los desarrollos científicos logrados en hidrología permiten hoy la estimación de la ocurrencia, en el espacio y en el tiempo, de los diferentes componentes del ciclo hidrológico con fines de planeación, mitigación de daños y mayor aprovechamiento. Por otro lado, la hidrología superficial es una rama de la hidrología que concierne a todo aquel profesional que se ve involucrado en las tareas de planeación, construcción y operación de estructuras hidráulicas con fines de abastecimiento para consumo humano, irrigación de tierras para la producción de alimentos, generación de energía hidroeléctrica y producción industrial (Wilson, 1974). En efecto, la hidrología superficial se ha convertido en una herramienta indispensable para identificar, cuantificar, preservar y gestionar los recursos hídricos de una cuenca o región hidrológica. Por ejemplo, si se desea incrementar el suministro de agua para una ciudad, es necesario identificar fuentes de abastecimiento potencial y evaluar su capacidad para proveer del vital líquido a la región que así lo demanda, pero también es necesario

## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

evaluar la capacidad de preservación del ecosistema que cederá parte de su recurso agua. Complementariamente, la hidrología superficial es de gran utilidad para el establecimiento de la magnitud probable de eventos extremos hidrológicos, tales como sequías e inundaciones, con lo cual es posible estimar su caudal (en exceso o deficitario), su duración y probabilidad de ocurrencia. Cabe mencionar que la cuantificación de variables hidrológicas constituye la información imprescindible para iniciar cualquier diseño de infraestructura hidráulica.

Sirva pues esta breve reseña de la hidrología como presentación de los capítulos que a continuación serán tratados.

# Capítulo II.1. Características fisiográficas de una cuenca

El análisis de gran parte de los fenómenos hidrológicos que ocurren sobre un determinado espacio geográfico suele tener como referencia a la unidad fisiográfica conocida como cuenca, que es un espacio geográfico cuyos aportes hídricos naturales son alimentados exclusivamente por la precipitación y donde los excedentes de agua convergen en un punto espacial único: la exutoria (Llamas, 1993).

La exutoria posee un flujo anual que es determinado por las condiciones climáticas locales y regionales, así como por el uso del suelo prevaleciente. Las características físicas de una cuenca desempeñan un papel esencial en el estudio y comportamiento de algunos de los componentes del ciclo hidrológico, tales como la evaporación, infiltración, flujo superficial, entre otros. Las principales características físicas que se consideran en estudios hidrológicos son las concernientes a la cuenca, a la red de drenaje y al cauce o río principal. En la tabla II.1.1 se enumeran estos parámetros (Campos, 1992; Chow *et al.*, 1994 y Llamas, 1993).

Tabla II.1.1. Características físicas básicas a considerar en el estudio hidrológico de una cuenca.		
Cuenca	Drenaje	Río principal
Superficie	Orden de corrientes	Pendiente
Perímetro	Densidad de drenaje	Longitud
Forma	Densidad hidrográfica	Coefficientes de sinuosidad
Coeficiente de compacidad		
Relación de circularidad		
Relación de elongación		
Curva hipsométrica y elevación media	Relación de bifurcación	Perfil longitudinal
Rectángulo equivalente		
Pendiente		
Orientación		

Con base en los avances logrados en los desarrollos tecnológicos en geoinformática, no solamente los parámetros citados pueden ser obtenidos automatizadamente por medio de los Sistemas de Información Geográfica (SIG) e información altitudinal digital. Diversos algoritmos inscritos en los software pueden derivar las corrientes superficiales, delimitaciones de cuencas y otros aspectos complementarios.

Casi la totalidad de los parámetros físicos son obtenidos tradicionalmente a través de cálculos manuales. Por ejemplo, la elevación de la cual se desprende la curva hipsométrica es resultado de la identificación de rangos altitudinales y su cuantificación areal a través de métodos como la balanza analítica, uso del papel milimétrico o con el empleo de planímetros mecánicos. Sin embargo, estos procesos se caracterizan por un notable consumo de tiempo y, en ocasiones, imprecisiones implícitas por la técnica utilizada.

## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

Desde la década de los sesenta, los SIG se han consolidado como herramientas sin igual para el análisis y modelación de fenómenos donde lo espacial es parte del objeto de estudio. En efecto, su aplicación en disciplinas relacionadas con los recursos naturales tienen un importante desarrollo a nivel internacional (Hunsaker *et al.*, 1993).

La representación digital y continua de los valores de altura del terreno, referidos a un datum en común y a teselas, es conocida como Modelo de Elevación Digital del Terreno (MEDT). Un MEDT es una matriz con valores numéricos igualmente espaciados al interior de una superficie y se constituyen en arreglos de columnas y renglones de resolución definida, donde una celda describe el valor de la altura y se asume que el valor es continuo dentro de cada unidad (pixel o celda).

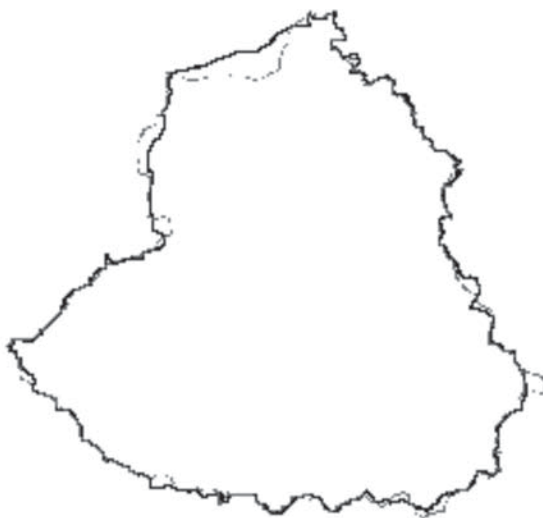
Con objeto de presentar la estimación de los parámetros fisiográficos de una cuenca, éstos serán calculados utilizando un caso de estudio, el del Curso Alto del Río Lerma (CARL) (Estado de México, México). Las características físicas de la cuenca del CARL fueron obtenidas con el procesamiento de un MEDT con resolución de 90 metros, que es la apropiada para un estudio a escala 1:250,000, y los resultados obtenidos están en función de esta consideración.

### Delimitación del parteaguas

El límite del área de estudio, el parteaguas, fue obtenido y digitizado de cartas 1:50,000 para contar con una mejor definición, así como para contrastar los resultados obtenidos utilizando el MEDT.

En la figura II.1.1 se muestra el resultado de la obtención de cuenca a partir de la superficie altitudinal numerizada. La línea color negro indica el parteaguas obtenido tradicionalmente a partir de cartografía con escala 1:50,000. Las líneas discontinuas son el resultado de los algoritmos predefinidos para la obtención de las áreas de captación pluvial, en el orden de escala 1:250,000. El área obtenida a escala 1:50,000 es de 2,116.76 km<sup>2</sup> contra una diferencia menor a 5% respecto al obtenido automáticamente.

Figura II.1.1. Delimitación de cuencas manualmente a escala 1:50,000 (negro) y automáticamente a escala 1:250,000 (línea discontinua).



### Características de la cuenca

#### Superficie

La superficie es considerada como el parámetro físico básico que define una cuenca. Usualmente este valor es obtenido planimétricamente a partir de la delimitación en mapas topográficos, desde una perspectiva ortogonal, y calculada por métodos manuales o por medio del Dibujo Asistido por Computadora (CAD, por sus siglas en inglés). El área planimétrica aquí descrita fue obtenida por un proceso que implicó la rasterización del límite del parteaguas, asignando un valor de 1 a su interior y 0 al exterior; por medio de álgebra matricial se multiplicó con el MEDT y se cuantificaron el número de celdas multiplicándose por la resolución correspondiente. El valor resultante es de 2,117.88 km<sup>2</sup>.

La superficie real es aquella que considera al factor pendiente, que incrementa la dimensión de las superficies, sin embargo la diferencia entre los resultados es despreciable y una evaluación de tal tipo sólo se justificaría en casos de cuencas con terreno muy escarpado.

#### Perímetro

La longitud del perímetro de la cuenca también fue obtenida en forma planimétrica y contabilizando el desnivel del terreno; para el primer caso el resultado es de 239.50 km, y 241.79 km para el segundo.

#### Forma

La forma de la cuenca interviene de manera importante en las características del hidrograma de descarga de un río, particularmente en los eventos de avenidas máximas. En general, cuencas de igual área pero de diferente forma generan hidrogramas diferentes. Para determinar la forma de una cuenca se utilizan los coeficientes que a continuación describen (Llamas, 1993).

Coefficiente de compacidad ( $K_c$ ). Fue definido por Gravelius como la relación entre el perímetro de la cuenca y la circunferencia del círculo que tenga la misma superficie de la cuenca.

$$K_c = 0.282 \frac{P}{\sqrt{A}} \quad [\text{II.1.1}]$$

Donde  $P$  y  $A$  son el perímetro y la superficie de la cuenca, respectivamente. Este coeficiente es igual a uno cuando la cuenca es perfectamente circular y cuando  $K_c$  es igual a 1.128 se trata de una cuenca cuadrada. Este coeficiente puede alcanzar el valor de tres en el caso de cuencas muy alargadas. En el caso del CARL  $K_c = 1.481$ , lo que indica que la cuenca en estudio tiende a un cuadrado, es decir, que su largo y ancho son valores cercanos.

Relación de circularidad ( $R_{ci}$ ). Este coeficiente es el cociente entre el área de la cuenca y la del círculo cuya circunferencia es equivalente al perímetro de la cuenca.

$$R_{ci} = \frac{4\pi A}{P^2} \quad [\text{II.1.2}]$$

## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

Su valor es unitario para una cuenca circular y para el caso de una cuenca cuadrada corresponde a un valor de 0.785. En el CARL  $Rci = 0.455$ , valor que corrobora la cercanía de la forma de la cuenca con un cuadrado.

Los resultados de los parámetros de forma indican que la cuenca en estudio está cercana a una simetría en sus dimensiones cartesianas, lo que hidrológicamente implicaría hidrogramas casi simétricos en su desembocadura.

Relación de elongación ( $Re$ ). Definido por S. A. Schumm como la relación entre el diámetro ( $D$ ) de un círculo que tenga la misma superficie de la cuenca y la longitud máxima ( $Lm$ ) de la cuenca.  $Lm$ , a su vez se define como la más grande dimensión de la cuenca a lo largo de una línea recta trazada desde la desembocadura hasta el límite extremo del parteaguas y de manera paralela al río principal (Campos, 1992; Llamas, 1993).

$$Re = \frac{D}{Lm} = 1.128 \frac{\sqrt{A}}{Lm} = 1.128 \frac{\sqrt{2117.88}}{48.65} = 1.07 \quad [\text{II.1.3}]$$

El valor de  $Re$  se acerca a la unidad cuando la cuenca es plana y para cuencas con relieve pronunciado el valor resultante se encuentra entre 0.6 y 0.8. El radio de elongación del CARL es 1.07, por lo tanto, a partir de este valor se puede inferir que la cuenca es plana con porciones accidentadas.

### Curva hipsométrica y elevación media del CARL

Los datos de elevación son significativos sobre todo para considerar la acción de la altitud en el comportamiento de la temperatura y la precipitación. La curva hipsométrica refleja con precisión el comportamiento global de la altitud de la cuenca. Para la generación de esta curva es necesario un proceso de reclasificación del MEDT, según los intervalos deseados y realizar de nueva cuenta un proceso de cálculo de área en cada rango. Este resultado se condensa en la tabla II.1.2, y la curva y mapa hipsométricos en la figura II.1.2.

Otros datos que pueden ser igualmente obtenidos como producto de este proceso, son la altura máxima, que para el caso del CARL es de 4,549 msnm, la altitud media (2,848 msnm) y la altitud mínima (2,556 msnm).

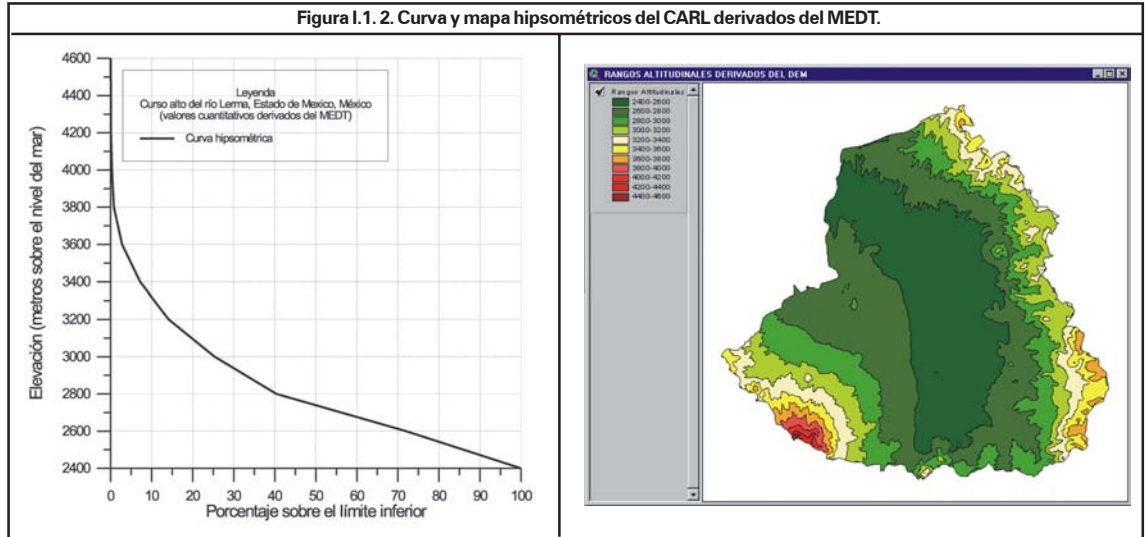
De acuerdo con la clasificación de Stahler (Llamas, 1993; Campos, 1992), la curva hipsométrica del CARL corresponde a la de una cuenca erosionada, y clasificada como de valle o sedimentaria, pues se encuentra en la fase de monadnok (vejez). Por otro lado, con base en un proceso de reclasificación del MEDT, y con la adecuada asignación de la gama de colores, puede ser generado un mapa hipsométrico tal como se muestra en la figura II.1.2.

**Tabla II.1.2. Curva hipsométrica: valores cuantitativos derivados del MEDT.**

Curvas de nivel (msnm)	Porcentaje del total	Superficie entre las curvas (m <sup>2</sup> )	Porcentaje sobre el límite inferior
2,400-2,600	28.08	594.79	100.00
2,600-2,800	31.55	668.16	71.92
2,800-3,000	15.06	318.89	40.37
3,000-3,200	11.18	236.85	25.31
3,200-3,400	6.98	147.76	14.123
3,400-3,600	4.37	92.60	7.15
3,600-3,800	2.01	42.67	2.78
3,800-4,000	0.46	9.66	0.77
4,000-4,200	0.23	4.85	0.31
4,200-4,400	0.07	1.47	0.08
4,400-4,600	0.01	0.16	0.01



Figura I.1. 2. Curva y mapa hipsométricos del CARL derivados del MEDT.



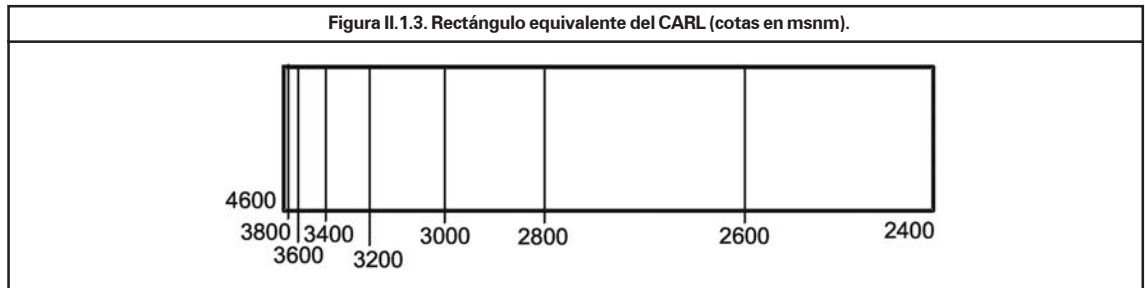
### Rectángulo equivalente

Para poder comparar, de manera preliminar, el comportamiento hidrológico de dos cuencas se utiliza la noción del rectángulo equivalente (Llamas, 1993; Campos, 1992). Se trata de una transformación geométrica en virtud de la cual se asimila la cuenca a un rectángulo que tenga el mismo perímetro y la misma superficie. De esta forma, las curvas de nivel se transforman en rectas paralelas a los lados menores del rectángulo y donde la desembocadura de la cuenca es uno de estos lados (Llamas, 1993). Los lados del rectángulo están definidos por la siguiente ecuación:

$$L_2, L_1 = \frac{Kc\sqrt{A}}{1.128} \left[ 1 \pm \sqrt{1 - \left( \frac{1.128}{Kc} \right)^2} \right] \quad [II.1.1]$$

Donde  $L_2$  es el lado mayor y  $L_1$  el lado menor, y para que esta representación sea posible es necesario que el coeficiente de compacidad  $Kc$  sea mayor o igual que 1.128. Para el CARL,  $L_2 = 99.57$  km y  $L_1 = 21.27$  km. El rectángulo equivalente del CARL se presenta en la figura II.1.3.

Figura II.1.3. Rectángulo equivalente del CARL (cotas en msnm).



## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

### Pendiente

La pendiente de la cuenca tiene una relación importante con los fenómenos de infiltración, el escurrimiento superficial, la humedad del suelo y con la contribución del agua subterránea al flujo de los cauces (Campos, 1992). Para la obtención aproximada de la pendiente media de una cuenca se aplica, por lo general, una fórmula que implica el uso de las variables de la elevación máxima y el perímetro de la cuenca. Otros procedimientos más exactos son aquellos en que se realiza la cartografía manualmente; empleando reglas con determinadas pendientes se ajusta a las áreas entre curvas de nivel con esos valores y se colorea para indicar el grado de inclinación del relieve. Sin embargo, estos procedimientos se caracterizan por ser imprecisos y laboriosos.

Hoy en día, una vez que se cuenta con el MEDT, se aplica el algoritmo correspondiente, implícito en la mayoría de software de SIG, y se calcula el ángulo de inclinación del terreno considerando los desniveles de altura de las cuatro celdas más próximas a la celda en turno. De esta forma, y para cada celda, se obtiene el ángulo de inclinación del terreno en grados; la pendiente será igual a la tangente del ángulo obtenido. Para conocer la inclinación media se realiza un proceso de adición de todas las celdas y se divide entre el total de éstas.

El ángulo medio de inclinación y la pendiente media obtenida para el CARL es de 4.88 grados y de 8.54%, respectivamente. La pendiente mínima es prácticamente cero y la máxima de 50%. En la figura 4 se muestran las pendientes en el CARL.

Otra ventaja significativa del empleo de los SIG en la obtención de parámetros físicos, es la cuantificación espacial de los procesos de reclasificación que se hagan sobre el MEDT y productos derivados. La tabla II.1.3 muestra la extensión territorial de cada rango de pendientes que se presenta en el mapa de la figura II.1.4.

**Tabla II.1.3. Cuantificación de la superficie por rangos de pendiente y tipo de terreno.**

Rangos de pendiente (%)	Tipo de terreno (Heras, 1972)	Área(km <sup>2</sup> )
0-2	Llano	697.54
2-5	Suave	372.30
5-10	Accidentado medio	407.80
10-15	Accidentado	230.62
15-25	Fuertemente accidentado	240.03
25-50	Escarpado	169.59
>50	Muy escarpado	0

### Orientación

La orientación es la dirección geográfica de la pendiente del terreno. Este parámetro interviene en el número de horas que la cuenca es favorecida por la radicación solar y es un factor primordial en el cálculo de la evaporación potencial; para el caso de cuencas nórdicas con nieve, la orientación es importante para conocer cómo es el proceso de fusión de masas sólidas de agua.

Por lo regular este parámetro es obtenido manualmente con la desventaja de consumir mucho tiempo y acumular imprecisiones. Sin embargo, a partir del MEDT, es posible realizar un proceso para determinar el aspecto u orientación de las laderas. Este algoritmo es aplicado a cada una de las celdas de la cuenca, por lo que presenta mayor precisión; la calidad de los resultados estará en función de la información geográfica de base (Palacio *et al.*, 1991).

La orientación del terreno del CARL, agrupada en rangos de 90° se muestra en la tabla II.1.4, donde se observa el predominio de las zonas prácticamente sin inclinación, mientras que los restantes rangos son muy similares de acuerdo con el área que ocupan. La figura II.1.5 contiene la expresión territorial de este parámetro físico.

Figura II.1.4. Pendientes del CARL agrupados en cinco categorías.

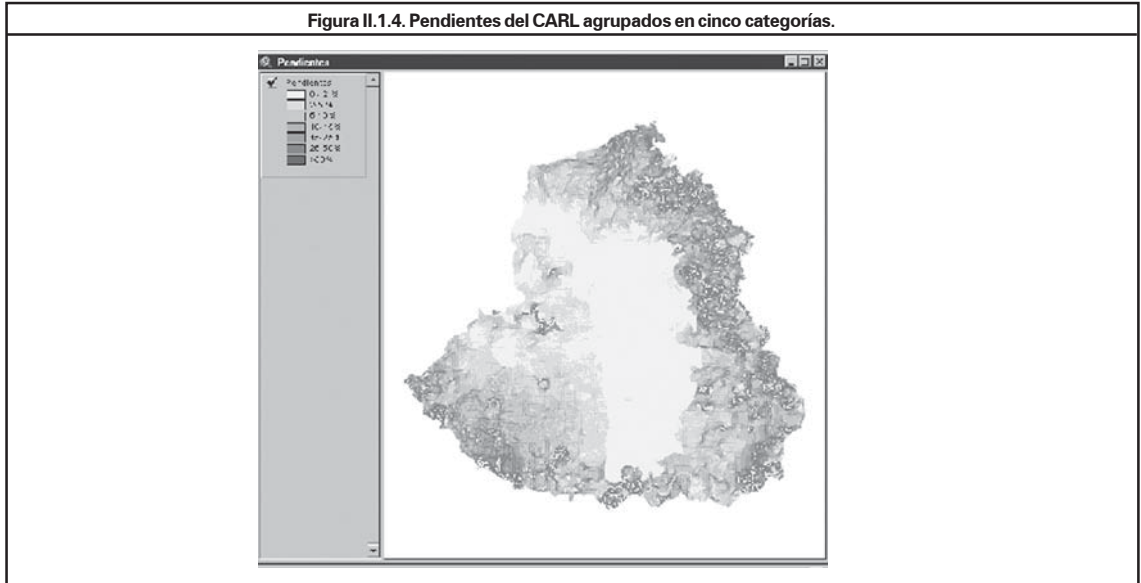
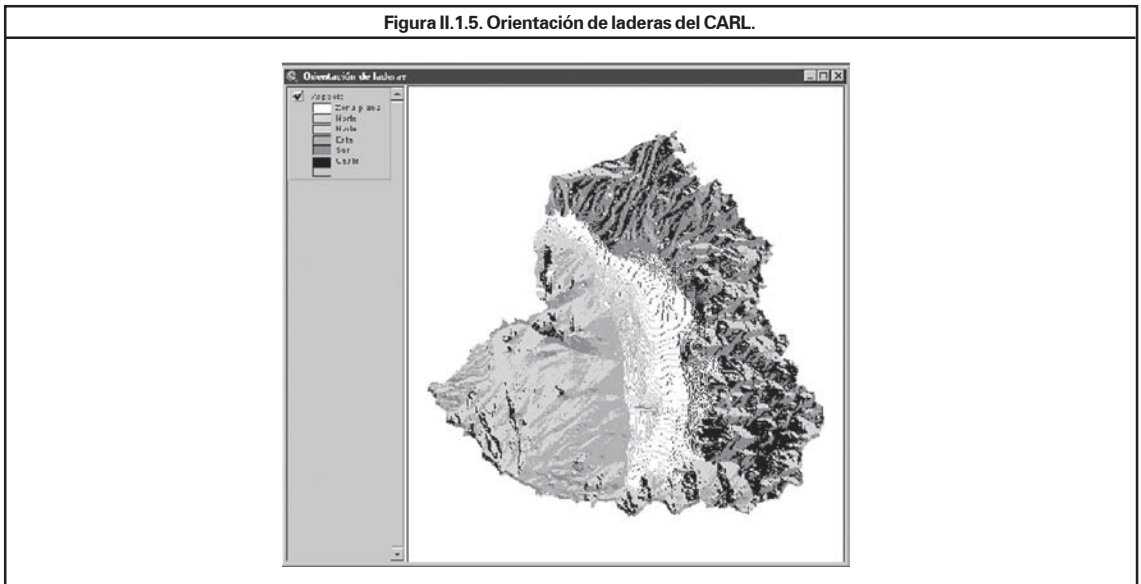


Tabla II.1.4. Orientación de la pendiente del terreno del CARL.

	Dirección de la pendiente (grados)	Área (km <sup>2</sup> )
	Zonas planas	490.67
N	315°-45°	452.71
E	45°-135°	407.14
S	135°-225°	334.38
W	225°-315°	432.98

Figura II.1.5. Orientación de laderas del CARL.



## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

### Características del drenaje

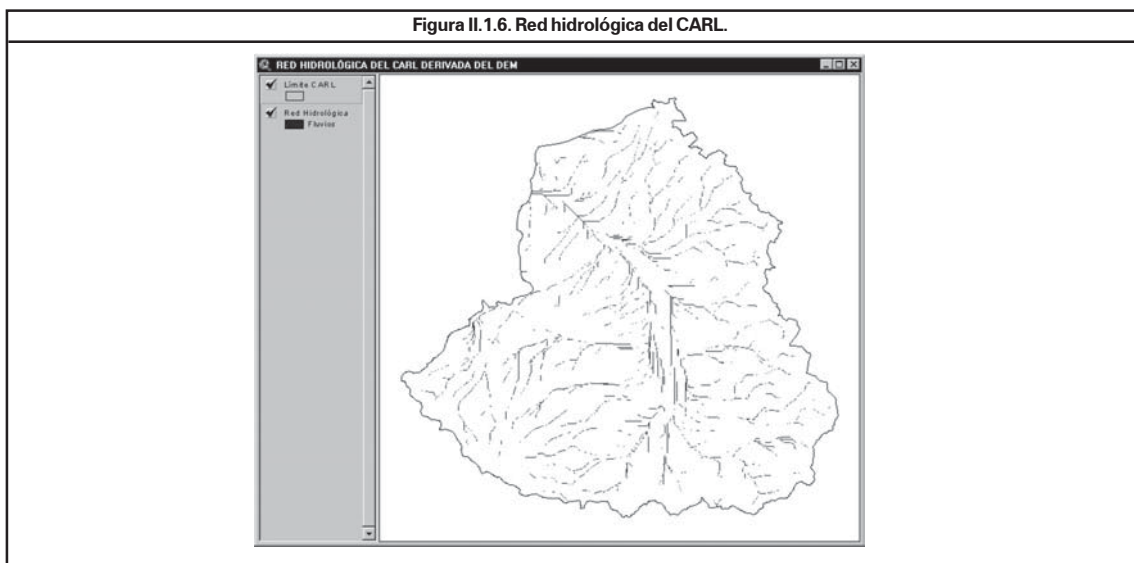
El modelo de elevación digital implícitamente contiene las propiedades del relieve tales como la altitud, la orientación de las laderas y, con base en la discretización por celdas, las características del terreno en lo que se refiere a la delineación de los flujos hidrológicos. Así, la red de drenaje puede derivarse a partir de la aplicación de las funciones que generan para cada celda la dirección del flujo.

La dirección del flujo es determinada por el encuentro de la dirección del escalonamiento descendente de cada celda del MEDT. De acuerdo con Jenson y Domingue (1988), la fórmula que se aplica para cada celda asociada a las ocho celdas circundantes es la siguiente:

$$\text{Descenso del flujo} = \text{cambio en el valor de la altitud } Z / \text{distancia} * 100. \quad [\text{II.1.5}]$$

Una vez obtenida la dirección de flujo, fuente de datos para el proceso de acumulación de flujos, se obtiene la red hidrológica. La acumulación de flujos es el recuento de los valores de la dirección de flujo en un sentido de arriba hacia abajo, que implícitamente contiene el MEDT.

A partir del MEDT del CARL se aplicaron los procesos para la obtención de la dirección de flujo y su acumulación. El resultado de este proceso se muestra en la figura II.1.6.



Es de resaltar que en el valle del CARL se presenta una acumulación excesiva de flujos (ríos). Esto en gran medida responde a dos consideraciones: a la resolución del modelo de elevación digital y a la mancha urbana del área metropolitana de la ciudad de Toluca, que altera de manera significativa los patrones originales de flujo hidrológico. La planicie natural se ha visto modificada por el movimiento de las fronteras urbanas, en donde los ríos y cauces naturales se han convertido en parte del drenaje urbano. Los rasgos antrópicos que inciden sobre los cauces naturales no han sido representados en la cartografía existente y por tal razón no son reconocidos por el MEDT. Es importante señalar que, para la generación de los datos relativos a la red de drenaje, se empleó la información contenida en las cartas a escala 1:50,000.

**Orden de corrientes y relación de bifurcación**

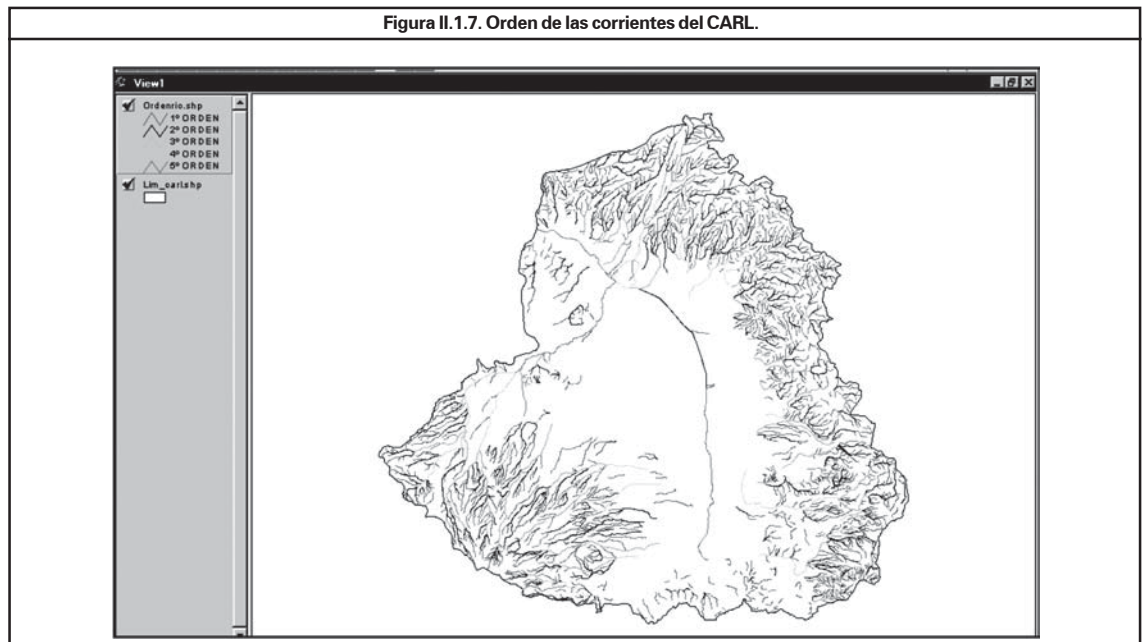
Horton (1945) desarrolló un sistema para ordenar las redes de ríos, que posteriormente fue ligeramente modificado por Strahler (1964); dicho sistema es conocido como Horton-Strahler y hoy en día es el método más comúnmente utilizado (Chow *et al.*, 1994). La figura II.1.7 muestra el orden de las corrientes existentes en el CARL.

Por otro lado, Horton también introdujo el concepto de relación de bifurcación (*Rb*) para definir el cociente entre el número de cauces de cualquier orden y el número de corrientes del siguiente orden superior ( $N_{u+1}$ ), con:

$$Rb_u = \frac{N_u}{N_{u+1}} \quad \text{y} \quad \bar{Rb} = \frac{\sum_{i=1}^5 Rb_i (N_i + N_{i+1})}{\sum_{i=1}^5 (N_i + N_{i+1})} \quad \text{[II.1.6]}$$

U (orden)	1	2	3	4	5
$N_u$	1622	403	88	29	1
$Rb_u$	4.02	4.58	3.03	29	

De acuerdo con Campos (1992), las relaciones de bifurcación varían entre 3 y 5 para cuencas en las cuales las estructuras geológicas no distorsionan el modelo de drenaje. Para el caso particular del CARL es 4.36.



## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

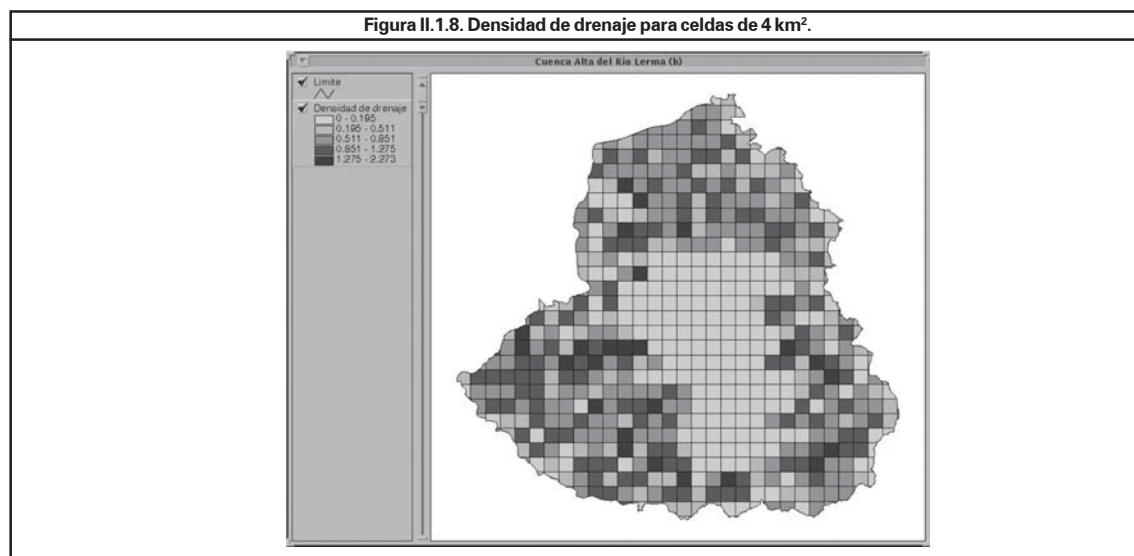
### Densidad de drenaje y densidad hidrográfica

La densidad de drenaje es un parámetro físico que refleja la dinámica de la cuenca, la estabilidad de la red hidrográfica y el tipo de escorrentía de la superficie. En general, es la relación entre la longitud de los canales de flujo y la superficie de la cuenca (Llamas, 1993).

Generalmente, para el cálculo de la densidad de drenaje del área en estudio se procedía a la vectorización del mapa de la red hidrológica y la generación de topología lineal, para que de forma automática se generaran valores de longitud de cada segmento, los cuales se sumaban para luego dividirlos entre la superficie de la cuenca.

Este proceso resulta ser bastante burdo por la generalización que se hace al considerar toda la extensión territorial de la cuenca. La obtención de este parámetro por unidades más pequeñas y homogéneas puede ser obtenido a través del SIG, y generar con ello un panorama más detallado (Lugo, 1991).

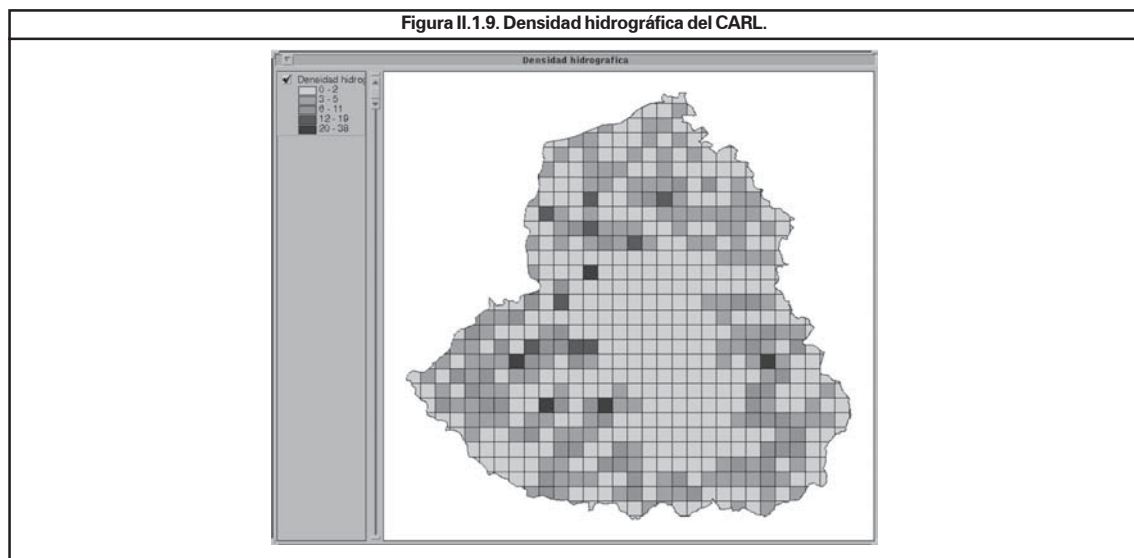
Al interior del CARL se elaboró una malla de 2x2 km. Una vez vectorizados los fluvios fueron sobrepuestos topológicamente con las celdas; se aplicaron procesos de sumatorias y se obtuvo para cada celda la longitud de fluvios, dato que fue dividido entre el área de cada celda (4 km<sup>2</sup>) y apartir de esos resultados se generó el mapa de densidad de drenaje que se muestra en la figura II.1.8.



Al observar la red hidrológica (figura II.1.6), las áreas con una mayor densidad de drenaje corresponden a las ubicadas en las laderas de los sistemas montañosos de la cuenca. En las vertientes del Nevado de Toluca y parte occidental de la Sierra de las Cruces se presentan los valores más altos de densidad de drenaje, con valores de hasta 2.272 km/km<sup>2</sup>. Según Schumm (Llamas, 1993), el valor inverso de la densidad de drenaje, denominado constante de estabilidad del río, representa físicamente el número necesario de metros cuadrados para mantener las condiciones hidrológicas estables en un vector hidrográfico de un metro de longitud. En el valle se obtuvieron valores de cero al no haber información suficiente de la red de drenaje, pues se requiere de un estudio de mayor detalle y profundidad para calcular los sistemas de drenaje urbano.

## CAPÍTULO II.1. CARACTERÍSTICAS FISIGRÁFICAS DE UNA CUENCA

Por otro lado, la densidad hidrográfica representa el número de canales de flujo por unidad de superficie. Este parámetro debe interpretarse como el número de cauces por kilómetro cuadrado necesarios para mantener las condiciones de drenaje en la cuenca. Tres cauces por kilómetro cuadrado fue el valor promedio de la densidad hidrográfica del CARL. La figura II.1.9 muestra la distribución espacial del valor de densidad hidrográfica.



### CARACTERÍSTICAS DEL RÍO PRINCIPAL

#### Longitud

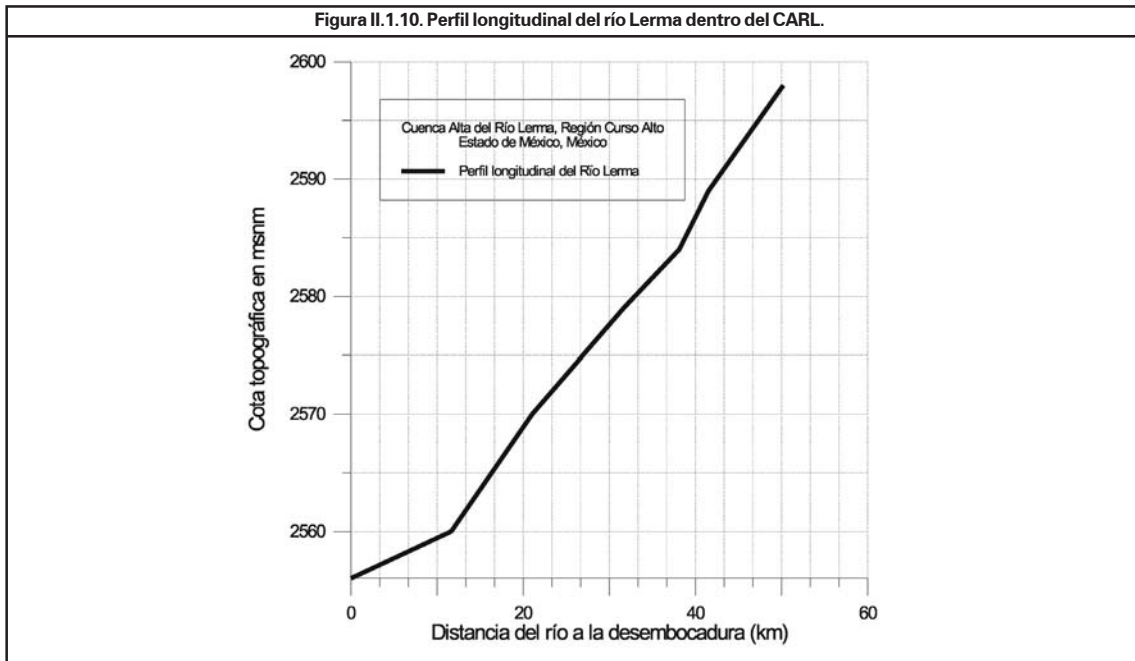
El desarrollo longitudinal del colector principal es una magnitud característica útil y de efecto importante en la respuesta hidrológica de la cuenca, debido a que en un río corto los efectos de la precipitación se reflejan más rápidamente que en un río largo (Klohn, 1970). La longitud del río principal es la distancia entre la desembocadura y el nacimiento del mismo.

En el caso del CARL, el cual está considerado desde su nacimiento hasta la cortina de la Presa José Antonio Alzate, la longitud del río Lerma es de 50.2 km.

#### Perfil longitudinal y pendiente media del río

El perfil longitudinal es un gráfico que representa las distintas elevaciones del fondo del río desde su nacimiento hasta la desembocadura de la cuenca. La forma del perfil varía entre lineal, exponencial o logarítmica. El vector que representa al colector principal es fácilmente ubicado y su longitud es un atributo básico. La longitud del río Lerma y su pendiente promedio al interior del CARL son respectivamente  $L_{río} = 50.2$  km y  $S_{río} = 0.11\%$  (figura II.1.10).

Figura II.1.10. Perfil longitudinal del río Lerma dentro del CARL.



### Coefficientes de sinuosidad

Otras longitudes características del colector principal son las llamadas longitud del valle ( $L_v$ ) y la longitud directa ( $L_d$ ) (Llamas, 1993). Con la evaluación de los parámetros del río  $L_{rio}$ ,  $L_v$  y  $L_d$  se estiman los coeficientes de sinuosidad topográfica ( $S_t$ ) e hidráulica ( $S_h$ ) definidos por las ecuaciones siguientes.

$$S_t = \frac{L_{rio}}{L_v} = \frac{50.2}{49.2} = 1.02 \quad [II.1.7]$$

$$S_h = \frac{L_{rio}}{L_d} = \frac{50.2}{43.25} = 1.16 \quad [II.1.8]$$

Los valores correspondientes de sinuosidad para el CARL son  $S_t = 1.02$  y  $S_h = 1.16$ . De acuerdo con Campos (1992), se puede clasificar al río Lerma, dentro del Curso Alto, como cauce recto pues su sinuosidad hidráulica es menor a 1.25 y la longitud del tramo es diez veces mayor que la sección transversal del cauce.

De forma tabular se resumen a continuación los resultados obtenidos en la estimación de las características fisiográficas del CARL; para cada uno de los análisis efectuados se incluyen los comentarios pertinentes.



## CAPÍTULO II.1. CARACTERÍSTICAS FISIGRÁFICAS DE UNA CUENCA

Cuenca del CARL	Comentarios
Superficie y perímetro $A_{sig} = 2,117.88 \text{ km}^2$ $A_{man} = 2,116.76 \text{ km}^2$ $P_{sig} = 241.79 \text{ km}$ $P_{man} = 239.50 \text{ km}$	La diferencia de precisión entre los valores encontrados bajo técnicas digital y manual son inferiores a 5%. Sin embargo, para la técnica manual se utilizó una mayor cantidad de tiempo y horas hombre. La superficie y perímetro utilizados fueron aquellos obtenidos con el uso del SIG y MEDT.
Coefficiente de compacidad $K_c = 1.481$	El valor obtenido indica que la cuenca del CARL tiende a un cuadrado, es decir, que su largo y ancho son valores cercanos.
Relación de circularidad $R_{ci} = 0.455$	Este coeficiente corrobora la cercanía de la forma de la cuenca del CARL con un cuadrado.
Radio de elongación $Re = 1.07$	De acuerdo con el valor obtenido se infiere que la cuenca es predominantemente plana pero con porciones accidentadas.
Curva hipsométrica y elevaciones características $H_{max} = 4,549 \text{ msnm}$ $\bar{H} = 2,848 \text{ msnm}$ $H_{min} = 2,556 \text{ msnm}$	De este análisis se obtiene la altitud máxima, media y mínima de la cuenca. Por otro lado, por la forma de la curva hipsométrica se infiere que se trata de una cuenca erosionada y clasificada como de valle.
Pendiente de la cuenca $\bar{\alpha} = 4.88^\circ$ $\bar{m} = 8.54\%$ $m_{min} = 0.0\%$ $m_{max} = 50\%$	El ángulo medio de inclinación de la cuenca es de $4.88^\circ$ correspondiente a una pendiente media de la cuenca de 8.54%. La pendiente mínima y máxima son 0.0% y 50% respectivamente. Con base en el análisis por rangos de pendiente se tiene que 52.52% de superficie se clasifica como suave a llano, el 30.15% como accidentado a accidentado medio, 11.33% como fuertemente accidentado y 8% como terreno escarpado.
Orientación de la cuenca Plano: 23.17% N: 21.38%, E: 19.22% W: 20.44%, S: 15.79%	Este análisis ha permitido identificar una distribución casi equilibrada de orientación de pendientes, factor que influye en el análisis de evapotranspiración y donde las horas de insolación son consideradas.
Características del drenaje de la cuenca $\bar{Rb} = 4.36$ Orden, río Lerma: 5(Horton-Strahler)	La generación de datos relativa al drenaje de la cuenca ha requerido el uso de información a escala 1:50,000. El valor de la relación media de bifurcación de los cauces es de $\bar{Rb} = 4.36$ . Con el valor obtenido de bifurcación se dice que la estructura geológica de la cuenca no distorsiona el modelo de drenaje. Con la ayuda de las herramientas aquí utilizadas es posible obtener con mayor detalle la distribución de la densidad de drenaje, detalle que difícilmente puede ser logrado manualmente. Las áreas con mayor densidad de drenaje se ubican en las vertientes del Nevado de Toluca y en la parte occidental de la Sierra de las Cruces.
Características del río principal $L = 50.2 \text{ km}$ $S_{rio} = 0.11\%$ $S_h = 1.16$	En el caso del Curso Alto del Río Lerma, considerado desde su nacimiento hasta la cortina de la presa J. A. Alzate, el cauce tiene una longitud de 50.2 km y una pendiente promedio de 0.11%. El cauce presenta una sinuosidad hidráulica de 1.16. debido a que el valor de la sinuosidad hidráulica es menor que 1.25 y que la longitud del tramo es diez veces mayor que la sección transversal del cauce, se dice estar en presencia de un río recto.



# Capítulo II. 2. La atmósfera

La meteorología es la ciencia que estudia los fenómenos atmosféricos (meteoros) y los mecanismos que producen el tiempo, orientado a su predicción; mientras que la hidrometeorología estudia los fenómenos meteorológicos directamente relacionados con la hidrología.

La atmósfera es una mezcla de gases que rodea la tierra hasta una altura de muchos kilómetros. Alcanza su máxima densidad al nivel del mar y va disminuyendo rápidamente hacia arriba. La atmósfera es el fluido que mantiene en funcionamiento la máquina térmica terrestre. La mayor parte de la energía procedente del Sol se transforma en energía térmica atmosférica antes de ser devuelta al espacio en forma de radiación infrarroja, los vientos la redistribuyen y, al hacerlo, la disipan. Además esta capa es el lugar donde tienen lugar todos los cambios del tiempo y, por lo tanto, del clima (Ingersol, 1998).

## Composición y división de la atmósfera

Según su composición se puede dividir en homósfera, caracterizada por su composición homogénea, y heterósfera, de composición más variable y en la que disminuye la proporción de gases más pesados y aumenta la de helio e hidrógeno, aunque los constituyentes principales siguen siendo el nitrógeno y el oxígeno.

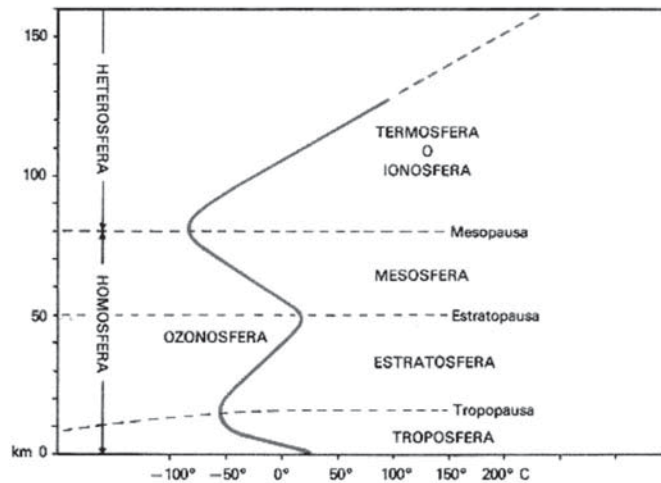
La homósfera se compone de 78% de nitrógeno, 21% de oxígeno y 1% de argón, pero también existe CO<sub>2</sub> (0.03%), vapor de agua y polvo en suspensión. La capa inferior es la tropósfera, que tiene un límite variable llamado tropopausa, situado entre los 9 km en las zonas polares y los 17 km en las ecuatoriales, marcado por un descenso de la temperatura. Es en la tropósfera donde se presentan todos los meteoros y los tipos de tiempo que definen el clima; en esta capa es donde se encuentra la mayor parte de los gases y el vapor de agua de la atmósfera. Por encima se encuentra la estratosfera, caracterizada por un aumento de la temperatura debido a la absorción de una parte de la radiación solar por el ozono de la ozonósfera. Su límite superior es la estratopausa, a unos 60 km de altitud, que coincide con un máximo de temperatura. A continuación se encuentra la mesósfera, que se extiende hasta los 80 km, donde la temperatura vuelve a disminuir hasta la mesopausa.

A partir de ese mínimo comienza la ionósfera o termosfera, donde los componentes dejan de estar en forma molecular y aparecen ionizados, absorben gran parte de la radiación ultravioleta de la luz solar e incrementan la temperatura. Por encima de la termopausa está la exósfera, cuyo límite está marcado por la igualdad en la densidad de la atmósfera con el espacio interestelar (véase figura II.2.1).

## Variables meteorológicas

Hay una serie de variables meteorológicas que influyen sobre los componentes del ciclo hidrológico, como: radiación, fuerza de gravedad, temperatura, duración del día, presión, humedad, viento y precipitación.

Figura II.2.1. Estructura de la atmósfera y variación de su temperatura con la altitud.



Fuente: Anguita y Moreno, 1980.

- **Radiación.** Los procesos atmosféricos utilizan energía térmica que tiene su fuente principal de producción en las radiaciones solares. En general todos los cuerpos emiten y absorben radiaciones, por lo que de la radiación del Sol que llega al límite superior de la atmósfera, llamada constante solar y que se evalúa en unas 2 cal/cm<sup>2</sup>min, sólo una parte llega a la superficie terrestre, pues en su recorrido a través de la atmósfera sufre múltiples reflexiones y refracciones, por lo que en parte es absorbida y en parte difundida y dispersada. A su vez, la Tierra emite radiación, pero no toda se pierde hacia el exterior sino que parte es reflejada por la propia atmósfera, y esto es a lo que se conoce como contraradiación.

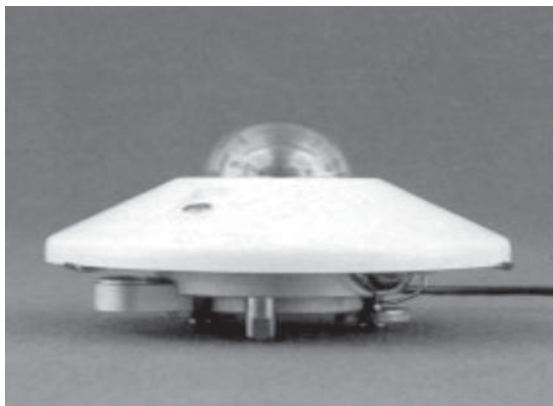
La energía térmica produce la circulación del aire en la atmósfera debido al recalentamiento desigual de la superficie terrestre; esto constituye la primera causa de la formación de centros de altas y bajas presiones.

El piranómetro (ilustración II.2.1) es el instrumento que mide la radiación solar (radiación global) recibida desde todo el hemisferio celeste sobre una superficie horizontal terrestre. El principio de funcionamiento de este instrumento se basa en termocúpulas, las cuales al calentarse como producto de la radiación del Sol, emiten una pequeña f.e.m. (tensión o milivoltaje) que puede ser medida por algún otro instrumento (integrador o datalogger). Para obtener la potencia en wat/m<sup>2</sup>, se multiplica la tensión registrada por el piranómetro por una constante del instrumento.

- **Insolación.** La insolación correspondiente a un determinado periodo de tiempo es la cantidad de radiación solar incidente por unidad de área horizontal. Si a esa cantidad se le añade la insolación debida a la radiación indirecta, es decir, que incide sobre la misma área después de haber sido difundida o dispersada, se obtiene la insolación total (Font, 1983).

El heliógrafo (ilustración II.2.2) es un instrumento que mide las horas de insolación durante un periodo de tiempo determinado. Consiste en una esfera de vidrio que, a modo de lente convergente, concentra los rayos solares sobre una cartulina enrollada en forma de semicilindro por la parte exterior de dicha esfera. Esta

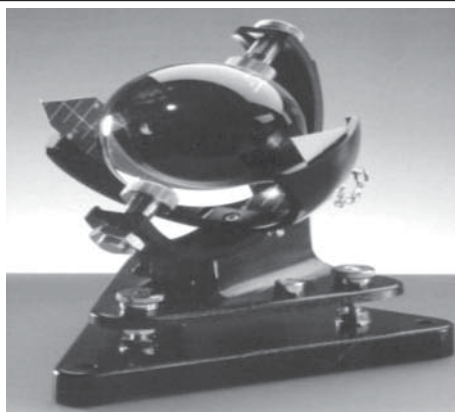
Ilustración II.2.1. Piranómetro PSP.



Fuente. URL: <http://www.meteochile.cl/>

disposición permite que en las horas en que el Sol brilla la lente actúe sobre la cartulina, en la cual se registran una zona quemada cuya longitud y posición indica las horas de insolación correspondientes al periodo de medida. Esto es posible gracias a que dicha cartulina lleva impresas líneas horarias, lo que permite leer directamente el número de horas en que ha habido insolación (<http://vppx134.vp.ehu.es/met/html/home.htm>).

Ilustración II.2.2. Heliógrafo Campbell Stokes.



Fuente: URL: <http://www.meteochile.cl/>.

- **Fuerza de la gravedad.** Es la responsable de los fenómenos de precipitación, escorrentía, infiltración, convección, etc.
- **Temperatura.** Mediante la temperatura se expresa numéricamente el efecto que en los cuerpos produce el calor originado por el balance entre la radiación recibida y la emitida. El aire se calienta y se enfría a partir del suelo por distintos métodos de transmisión y por los cambios de estado físico del agua atmosférica. La variación

## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

de temperatura sigue dos ciclos principales: el ciclo diario que presenta una forma sinusoidal con un máximo y un mínimo muy acusados; y el ciclo anual, que referido a temperaturas medias diarias también presenta forma sinusoidal, dependiendo de sus máximas y mínimas de la latitud.

En los observatorios meteorológicos se usa comúnmente el termómetro de mercurio. Para lugares donde la temperatura es  $< 25^{\circ}\text{C}$  se sustituye el mercurio por alcohol, pues tiene un punto de solidificación más bajo. Otra medida usual es la temperatura diaria máxima y mínima, para medirla se usa el termómetro de máxima y mínima.

Debido a que el interés radica en medir la temperatura del aire, no conviene que el sol incida directamente sobre el termómetro ni que el aire se estanque alrededor, para evitarlo, este instrumento se instala dentro de garitas meteorológicas que permitan la circulación del aire e impidan la incidencia directa del sol (Custodio y Llamas, 1976).

• **Presión.** Es el peso de la columna de aire que gravita sobre un determinado elemento unitario de superficie. Cada componente de la masa de aire tiene su propia presión, debido a que el aire es una mezcla de gases y la suma de todas ellas es la presión total (ley de Dalton). Para un mismo lugar, la variación diaria de la presión suele ser sinusoidal, con dos máximos y dos mínimos a lo largo del día. La oscilación anual de la presión es muy variable, pero siempre es mínima en zonas ecuatoriales.

El barómetro (ilustración II.2.3) es el instrumento utilizado para determinar la presión atmosférica. Su funcionamiento se basa en el Experimento de Torricelli (1643) y el uso generalizado del mercurio obedece al hecho de que este líquido posee mayor peso específico, por lo que será más corta la columna necesaria para equilibrar el peso de la columna de aire. Su unidad de medida es el milibar (mbar) o hectopascal (hPa).

Ilustración II.2.3. Barómetro de mercurio.



Fuente: URL: <http://www.meteochile.cl/>

• **Humedad.** El vapor de agua es un componente de la mezcla de gases del aire, y su presencia se denomina humedad. La humedad atmosférica es un elemento esencial en el ciclo hidrológico, pues es la fuente de las precipitaciones e influye notablemente en la evapotranspiración potencial (ETP). Para definir la humedad se utilizan diversas magnitudes, las más usuales son:

– *Tensión de vapor.* Es la presión parcial de vapor de agua en el aire. Para cada temperatura del aire existe una tensión de vapor máxima, llamada tensión saturante, a partir de la cual el exceso de vapor se condensa.

Depende de la humedad absoluta y de la temperatura, y es independiente de la presión de los otros gases del aire.

– *Humedad absoluta*. Es la masa de vapor de agua contenida en un volumen de aire determinado. Es un parámetro que refleja la densidad de vapor de agua en el aire. Se puede obtener a partir del punto de rocío. Tanto la tensión de vapor como la humedad absoluta tienden a disminuir con la altura.

– *Déficit de saturación*. Es la diferencia entre la tensión saturante a la temperatura del aire y la tensión de vapor existente en la atmósfera, ambas referidas a un mismo momento de observación. Regula la pérdida de agua por transpiración en las plantas. La temperatura y el viento provocan aumento de la pérdida de agua y, por tanto, del déficit.

– *Humedad específica*. Para una masa determinada de aire, es el cociente entre la masa de vapor de agua y la masa total de aire húmedo.

– *Humedad relativa (H)*. Es la forma más común de expresar la humedad atmosférica por su explícita relación con el bienestar climático y el crecimiento de las plantas. Es el cociente, expresado en porcentaje, entre la tensión de vapor en un momento dado ( $e$ ) y la tensión saturante correspondiente a la temperatura del aire en ese momento ( $e_s$ ).

$$H = 100 \left( \frac{e}{e_s} \right) \quad \text{[II.2.1]}$$

La relación entre la humedad y la temperatura del aire es inversa, pues cuando ésta aumenta la capacidad del aire para retener vapor de agua también aumenta; si la atmósfera no recibe aportaciones nuevas de vapor de agua, la humedad relativa disminuye y, al contrario, cuando disminuye la temperatura, la capacidad de retención decrece y la humedad relativa aumenta (MMA, 2000).

– *Punto de rocío*. Es la temperatura a la cual el vapor de agua del aire en un momento dado se haría saturante. El valor del punto de rocío disminuye con la altura. La variación diaria del punto de rocío es mucho menor que la de los demás parámetros de la humedad atmosférica, como, por ejemplo, la humedad relativa. Esto hace que se emplee en estudios bioclimáticos.

Ilustración II.2.4. Higrómetro.



Fuente. URL: <http://vppx134.vp.ehu.es/met/html/home.htm>

## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

El aparato utilizado para medir la humedad del aire es el higrómetro (ilustración II.2.4).

El higrómetro de condensación consiste en una cápsula metálica en cuyo interior se evapora éter para bajar la temperatura; cuando se alcanza el punto de rocío correspondiente a la humedad existente se observa visualmente la condensación sobre su superficie. El higrómetro de cabello utiliza el alargamiento que experimenta el cabello con la humedad para efectuar una medición aproximada. El psicrómetro se basa en propiedades termodinámicas y efectúa mediciones dobles con un termómetro seco y un termómetro húmedo, cuya diferencia permite conocer el grado de humedad. El higrómetro electrónico mide el cambio de las propiedades eléctricas con la humedad.

### 2.3. Los meteoros

En este apartado sólo se van a describir dos de los meteoros más relacionados con el ciclo del agua en la hidrosfera: el viento y las nubes. Las distintas formas de precipitación se tratarán en el capítulo de la hidrosfera.

- **El viento.** Las masas de aire son impulsadas por el efecto de los gradientes béricos a que dan lugar las diferencias de presión entre dos puntos de la atmósfera. Este movimiento se conoce con el nombre de viento. Generalmente la componente predominante del viento es la horizontal y es la única que se considera para determinar la dirección del viento (los movimientos verticales se llaman *corrientes*). Un segundo carácter que interesa es la velocidad según la dirección, conocida como intensidad del viento, y ni ésta ni la dirección son regulares sobre la superficie terrestre.

Ilustración II.2.5. Anemómetro.



Fuente: URL: <http://www.meteochile.cl/>.



La velocidad o fuerza del viento se mide con un anemómetro (ilustración II.2.5). Estos aparatos miden la velocidad instantánea del viento, pero las ráfagas (fluctuaciones habituales del viento) se producen con tal frecuencia que restan interés a dicha medición, por lo que se toma siempre un valor medio en intervalos de 10 minutos.

Existe una gran cantidad de anemómetros (URL:[http://vppx134.vp.ehu.es /met/html/home.htm](http://vppx134.vp.ehu.es/met/html/home.htm)):

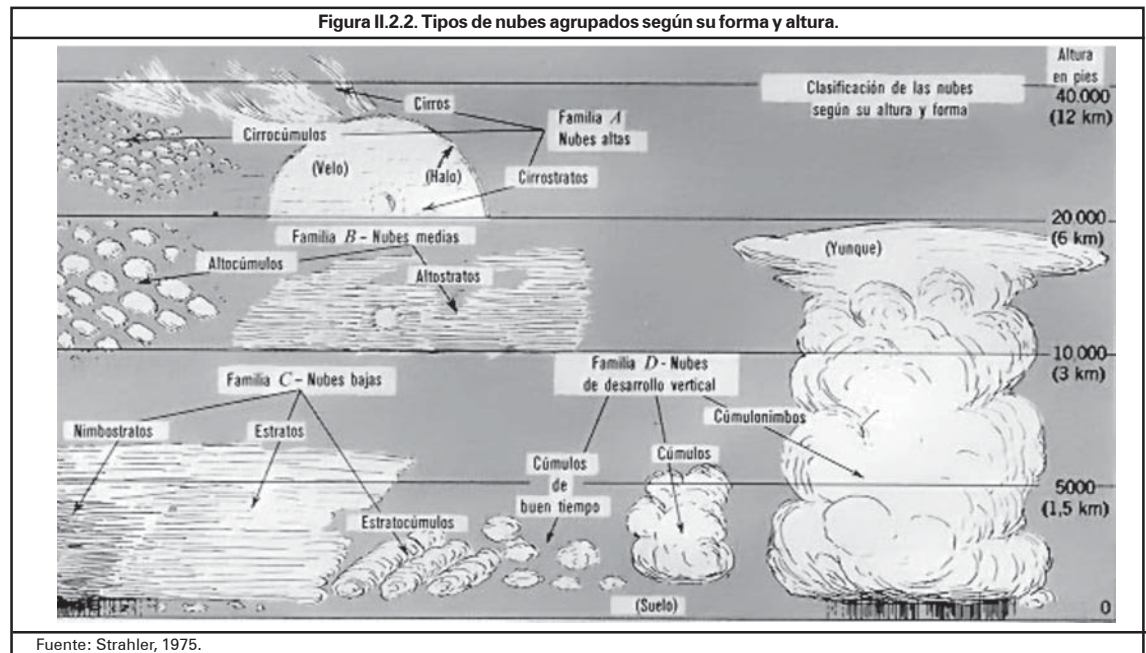
- Los de empuje están formados por una esfera hueca y ligera (Daloz) o una pala (Wild), cuya posición respecto a un punto de suspensión varía con la fuerza del viento, lo cual se mide en un cuadrante.

- El anemómetro de rotación está dotado de cazoletas (Robinson) o hélices unidas a un eje central cuyo giro, proporcional a la velocidad del viento, es registrado convenientemente; en los anemómetros magnéticos dicho giro activa un diminuto generador eléctrico que facilita una medida precisa.

- El anemómetro de compresión se basa en el tubo de Pitot y está formado por dos pequeños tubos, uno de ellos con orificio frontal (que mide la presión dinámica) y lateral (que mide la presión estática), y el otro sólo con un orificio lateral. La diferencia entre las presiones medidas permite determinar la velocidad del viento.

- **Las nubes.** Una nube es un conjunto o asociación, grande o pequeña, de gotas de agua, aunque muchas veces también lo es de gotas de agua y de cristales de hielo. Se forman cuando se excede el umbral de saturación del aire respecto al vapor de agua.

Las masas que forman se distinguen a simple vista suspendidas en el aire, y se presentan con los más variados colores, aspectos y dimensiones, según las altitudes en que aparecen y las características particulares de la condensación. El tamaño de las gotas que integran una nube varía desde unos pocos micrones hasta 100 micrones; estas pequeñas gotas al principio son casi esféricas. Conforme aumenta su calibre y composición del



## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

núcleo de condensación, así como la humedad del aire, llega el momento en que ya no pueden sostenerse en la atmósfera y se precipitan (URL: <http://www.senamhi.gob.pe>).

Las nubes pueden clasificarse según su forma o su altura (figura II.2.2).

Según su forma se pueden dividir en estratiformes y cumuliformes.

**a) Estratiformes.** Cubren extensas zonas, pero en general son más largas que gruesas. Se subdividen según la altura en que se localizan.

Ilustración II.2.6. Cirros.



Fuente: URL: <http://www.senamhi.gob.pe/>

Ilustración II.2.7. Cirrostratos.



Fuente: URL: <http://www.senamhi.gob.pe/>

• Las que se encuentran a mayor altura (6,000-12,000 m) se llaman cirros, cirrostratos y cirrocúmulos. Los cirros forman rayas y franjas sobre el cielo, no impiden el paso de luz y están constituidas por cristales de hielo (ilustración II.2.6).

Ilustración II.2.8. Cirrocúmulos.



Fuente: URL: <http://www.senamhi.gob.pe/>

Los cirrostratos constituyen capas de nubes más completas y dan lugar a un halo alrededor del Sol o de la Luna. Al igual de los cirros están constituidas, principalmente, por cristales de hielo (ilustración II.2.7).

Cuando la capa de nubes consta de masas globulares muy apretadas que forman grupos se llaman cirrocúmulos. Se componen principalmente de cristales de hielo (ilustración II.2.8).

Ilustración II.2.9. Altostratos.



Fuente: URL: <http://www.senamhi.gob.pe/>

**Ilustración II.2.10. Altocúmulos.**



Fuente: URL: <http://www.senamhi.gob.pe/>

- A una altura intermedia (2,000-6,000 m) se hallan los altostratos y los altocúmulos.

Los altostratos forman una extensa capa de color grisáceo que a menudo cubre todo el cielo visible. Están constituidos por gotas de agua y cristales de hielo, la mayoría de veces conteniendo gotas de lluvia y copos de nieve, por lo que producen precipitaciones de ese tipo. Llegan a alcanzar grandes extensiones (varios centenares de kilómetros) y un espesor apreciable, a veces de varios kilómetros. Se asocian generalmente con la proximidad del mal tiempo (ilustración II.2.9).

Los altocúmulos forman capas de masas nubosas que se unen para dar lugar a formas geométricas. Son de color blanco, o algo grisáceos en los bordes a la sombra, y dejan ver el cielo por los claros. Están, al menos

**Ilustración II.2.11. Estratos.**



Fuente: URL: <http://www.senamhi.gob.pe/>

en su mayor parte, constituidas por gotas de agua, aunque, a muy bajas temperaturas, pueden formarse cristales de hielo. Se asocian con condiciones atmosféricas benignas (ilustración II.2.10).

Ilustración II.2.12. Nimbostratos.



Fuente: URL: <http://www.senamhi.gob.pe/>

- El grupo de las nubes bajas (entre el suelo y los 2,000 m) está formado por los estratos, los nimbostratos y los estratocúmulos.

Los estratos forman capas bajas de color gris oscuro de gran densidad. Son mantos muy uniformes, parecidos a la niebla. Se le considera nube de buen tiempo y aparece frecuentemente por las mañanas en las zonas montañosas. Está integrada por gotas de agua (ilustración II.2.11).

Ilustración II.2.13. Estratocúmulos.



Fuente: URL: <http://www.senamhi.gob.pe/>

## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

Los nimbostratos son mantos nubosos propios del tiempo de lluvia. Son de color gris oscuro. Su espesor es siempre lo suficientemente grueso para ocultar el Sol. Su aspecto queda borroso o enturbiado por la caída de la lluvia o nieve. Están constituidos por gotas de agua y gotas de lluvia, aunque muchas veces también contienen cristales de hielo y copos de nieve. Aparecen frecuentemente en latitudes medias delante de los frentes fríos (ilustración II.2.12).

Ilustración II.2.14. Cúmulos.



Fuente: URL: <http://www.senamhi.gob.pe/>

Los estratocúmulos se presentan en capas o bancos de color gris y blanquecino, con límites definidos. Generalmente forman fajas paralelas de gran extensión. Están constituidas por gotas de agua (Ilustración II.2.13).

**b) Cumuliformes.** Tienden a alcanzar alturas iguales o superiores a sus dimensiones horizontales.

- Los cúmulos tienen generalmente una base llana y horizontal que se halla a una altitud de 800 a mil metros. Se presentan en conglomerados sueltos, de color blanco, brillantes cuando están iluminados por el Sol, y con una base un poco oscura. Se desarrollan verticalmente en forma de cúpulas, prominencias o torres. Están compuestos por gotas de agua, aunque se pueden formar cristales de hielo a partir de temperaturas inferiores a 0°C. Los cúmulos son conocidos como “nubes de buen tiempo”.

Estas nubes deben principalmente su origen a las corrientes ascendentes del aire cargado de vapor de agua y se desarrollan a temperaturas altas en los países templados, especialmente en verano. Empiezan a nacer, por lo común, poco después de la salida del Sol, crecen en número y volumen hasta las horas más cálidas del día, para disminuir y declinar al atardecer, en que se extienden en fajas horizontales, y luego desaparecer al cerrar la noche (ilustración II.2.14).

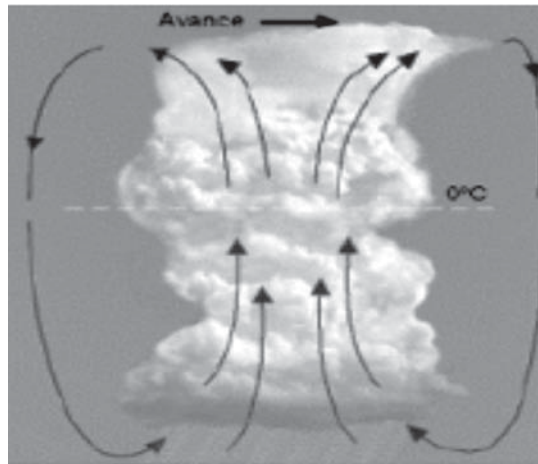
- Los cumulonimbos son nubes bajas de gran desarrollo vertical, con una base a poca altitud (unos 800 metros del suelo), y cuya altura llega algunas veces hasta los 9,000 y 10,000 metros, es decir, toda la altura de la troposfera. Su base horizontal, que alcanza tonalidades muy oscuras, puede ocupar hasta 30 km de ancho. Su parte superior es generalmente aplanada y en forma de yunque. Su aspecto amenazador y el que produzcan

Ilustración II.2.15. Cumulonimbo.



Fuente: URL: <http://www.senamhi.gob.pe/>

Ilustración II.2.16. Circulación general del aire dentro de un cumulonimbo.



Fuente URL: <http://www.senamhi.gob.pe/>

grandes tormentas de lluvia y granizo, acompañadas de rayos y truenos, hace que se las conozca como “nubes de tormenta”.

Los cumulonimbos están constituidos por gotas de agua, cristales de hielo, gotas de lluvia y, la mayor parte de las veces, copos de nieve, granizo y pedrisco.

Suelen presentarse aisladamente o en filas en forma de muralla (ilustraciones II.2.15 y II.2.16).

De todos estos géneros de nubes que se han descrito puede caer alguna forma de precipitación, pero sólo suelen llegar al suelo las de los altoestratos y de los cumulonimbos, productores de las grandes lluvias y nevadas, así como las de los nimboestratos (Strahler, 1975 y URL: <http://www.senamhi.gob.pe/>).



## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

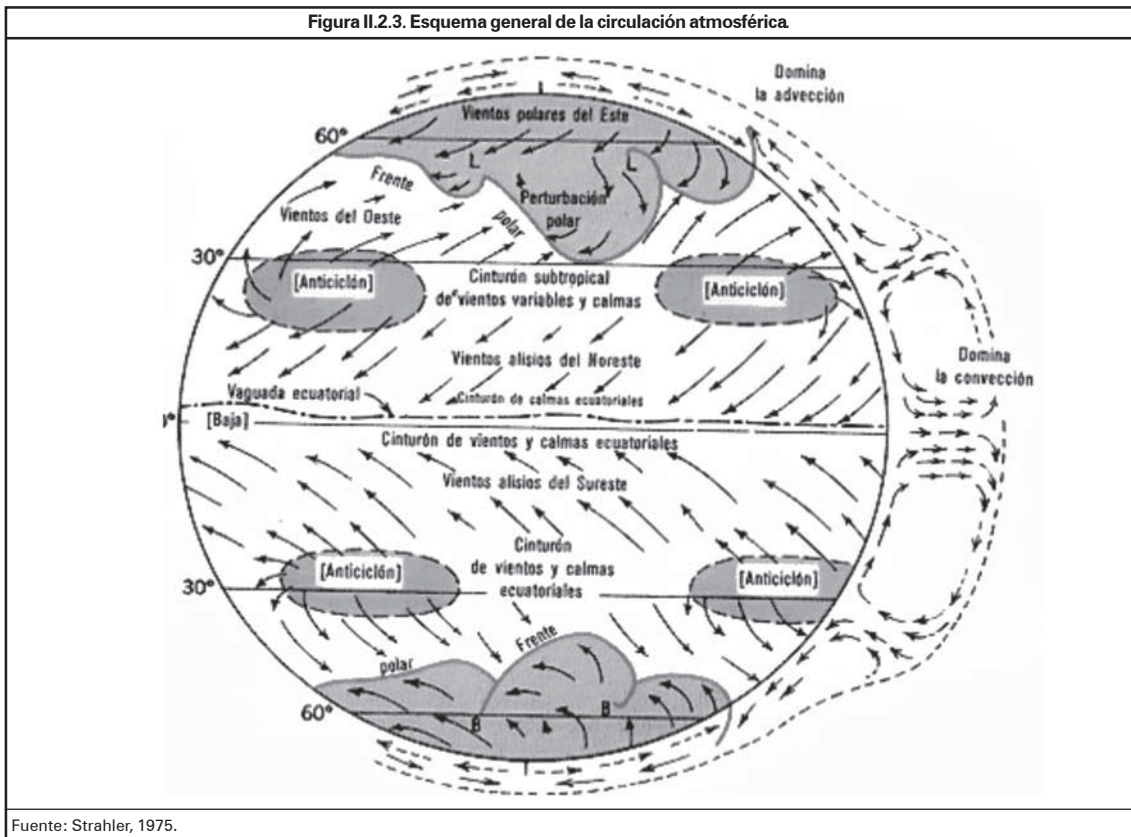
### La circulación de la atmósfera

El sistema Tierra-atmósfera-oceano toma su energía del Sol, la convierte en otras formas de energía y luego la devuelve al espacio exterior. Esa energía solar se absorbe principalmente en las regiones de latitudes bajas (trópicos y subtropicos) y se transmite como energía térmica o calor latente, en forma de vapor de agua desde los trópicos hacia las regiones más frías mediante corrientes como la Corriente del Golfo. En la atmósfera, la energía también se mueve hacia los polos mediante el ciclo de la circulación global. Se produce, por tanto, un flujo neto de energía en la atmósfera y el océano.

El esquema de circulación para una Tierra estática sería más o menos sencillo. En las zonas ecuatoriales el aire más caliente se expande, se hace menos denso y con tendencia a subir, creándose un área de bajas presiones. El aire que asciende se va enfriando y fluye hacia los polos, enfriándose cada vez más, volviéndose más denso y descendiendo. El ciclo se completaría al regresar a las zonas cálidas.

En la realidad este modelo se complica debido fundamentalmente al giro rotatorio de la Tierra, y su consecuencia es que los vientos de los polos hacia el ecuador sufren una desviación hacia el oeste y los vientos del ecuador a los polos hacia el este. Con ello, las grandes células convectivas sin rotación se fragmentan en tres células menores y más complejas (figura II.2.3). La célula de Hadley, que va desde el Ecuador hasta unos 20°-30°

Figura II.2.3. Esquema general de la circulación atmosférica.

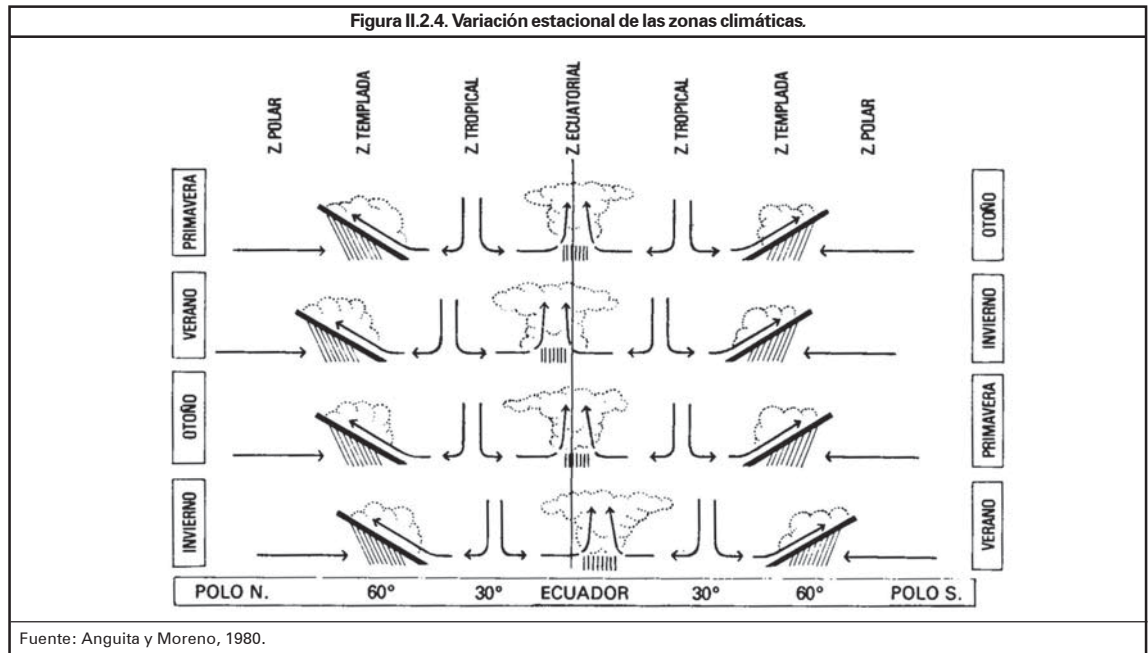




latitud, tanto norte como sur, eleva el aire cálido ecuatorial hacia las partes más altas de la troposfera, descendiendo en latitudes tropicales. El aire frío descendente se desplaza hacia el polo por un lado y hacia el Ecuador por otro, confluyendo en la zona de convergencia intertropical (caracterizada por un importante movimiento ascendente del aire, que genera abundantes precipitaciones), y dando lugar a los vientos alisios (zonas situadas entre los 5° y 30° de latitud N y S), que en el hemisferio norte soplan hacia el SO, pues el aire que se mueve hacia el Ecuador es desviado por la rotación de la Tierra;<sup>1</sup> en el hemisferio sur la desviación hacia el NO ocasiona los alisios del SE. Los vientos alisios se reconocen por su regularidad y la constancia de su dirección. Están mejor desarrollados sobre los océanos Atlántico y Pacífico, pero en la región del océano Índico son desordenados por la proximidad de la gran masa continental asiática.

A la zona comprendida entre los cinturones de vientos alisios (entre los 5° sur y 5° norte de latitud) se le denomina cinturón ecuatorial de vientos variables y calmas. No existen vientos dominantes en superficie, sino una distribución equilibrada de las direcciones de viento. Al estar situada en el centro de un cinturón de baja presión, esta zona no tiene gradientes de presión fuertes que produzcan un flujo de vientos persistente y son frecuentes las tormentas violentas.

La rama ascendente de la célula de Hadley se genera en la zona de mayor radiación solar, que ofrece una sección más perpendicular a los rayos solares; esta zona coincide con el ecuador en los equinoccios de primavera y otoño, pero se desplaza hacia el norte o el sur en los solsticios de verano e invierno; de forma paralela, esta célula se desplaza hacia el norte o el sur según la época del año (figura II.2.4).



1. Si la Tierra no girase sobre su eje, los vientos seguirían la dirección del gradiente de presión. En lugar de esto, la rotación de la Tierra origina otra fuerza, la fuerza de Coriolis, que tiende a curvar las corrientes de aire. Esta fuerza está ausente en el ecuador pero aumenta hacia los polos.

## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

Entre los 35° y 60° de latitud se encuentra el cinturón de los vientos del oeste, moviéndose desde los cinturones subtropicales de altas presiones hasta los cinturones subpolares. Las borrascas son comunes en este cinturón y el tiempo es muy variable. En el hemisferio norte las masas continentales ocasionan una gran distorsión del cinturón de vientos del oeste, pero en el hemisferio sur, entre las latitudes 40° y 60°, al no existir esta barrera, los vientos ganan fuerza y persistencia.

Otra célula convectiva similar a la de Hadley es la que existe en la zona polar, denominada célula polar y que afecta hasta los 60° de latitud. En este caso el aire desciende en la zona polar al estar más frío y se desplaza hacia el sur, pero es desviado hacia el este.

Al esquema general de la circulación atmosférica habría que añadirle la acción de otros tipos de vientos locales, los más importantes son los que se deben a la diferencia de comportamiento al calentarse o enfriarse el océano y la superficie rocosa (Anguita y Moreno, 1980).

En la parte superior de la troposfera (estos vientos descritos corresponden a una capa superficial de aire) hay dos sistemas dominantes, el de los vientos del oeste y los vientos ecuatoriales del este. Los vientos del oeste tienden a formar curvas que dan lugar a ondas que se mueven lentamente y en las que los vientos se dirigen primero hacia el ecuador y luego hacia los polos. Asociadas a la formación de dichas ondas hay estrechas zonas en las que el viento alcanza hasta 300 o 400 km/h (Strahler, 1975). Este fenómeno se denomina corriente en chorro. Por medio de las ondas de aire superior, el aire caliente de los trópicos es arrastrado hacia el norte, al mismo tiempo que el aire frío de las regiones polares es transportado hacia el ecuador.

### La circulación oceánica

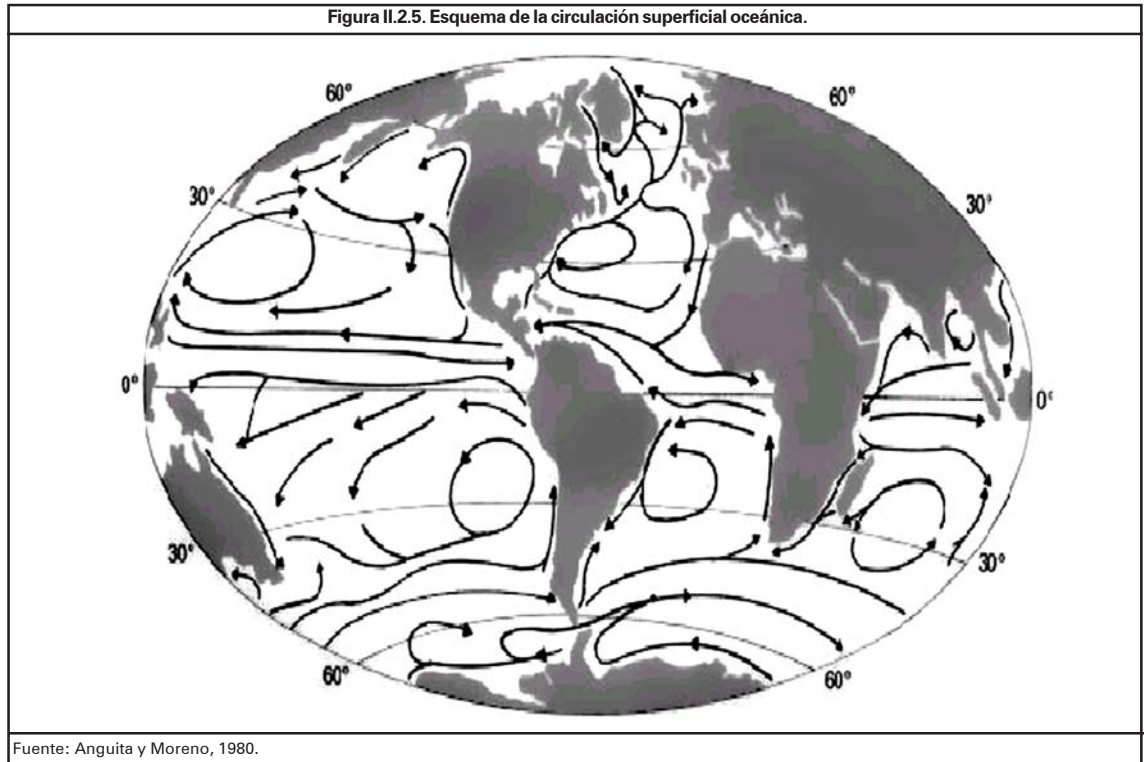
El agua de los océanos está afectada por numerosas corrientes cuyo origen reside en las diferencias de radiación solar y cuya consecuencia es la redistribución del calor recibido por la Tierra. Sus formas y su desarrollo están supeditados esencialmente a los vientos y a la densidad del agua, y además son modificados por la topografía del fondo oceánico, la distribución de los continentes y la fuerza de Coriolis (Anguita y Moreno, 1980). El sistema de circulación general de la superficie depende de los vientos, por lo que refleja el esquema de circulación general de la atmósfera (figura II.2.5).

Los vientos alisios y los del oeste crean unas grandes zonas con movimientos circulares en sentido de las agujas del reloj en el hemisferio norte y en sentido contrario en el hemisferio sur. La Antártida está rodeada por una corriente que circula de oeste a este.

En las latitudes bajas y a lo largo de los bordes occidentales de los océanos, la corriente ecuatorial se dirige hacia los polos, lo que da lugar a una corriente cálida paralela a la costa (por ejemplo la Corriente del Golfo) y elevan las temperaturas medias.

Las corrientes profundas se mueven por diferencias de densidades que no son sino diferencias de temperatura y salinidad. Las masas frías y salinas, más densas, descienden a profundidad desde altas latitudes y avanzan hacia el ecuador; en el Atlántico la corriente fría profunda ártica, tras pasar el ecuador, asciende hacia los 60° de latitud sur, introduciéndose por debajo de ella la corriente fría antártica.

Figura II.2.5. Esquema de la circulación superficial oceánica.



### El clima

El clima es el resultado del conjunto de condiciones atmosféricas que se presentan típicamente en una región. Queda definido por las estadísticas a largo plazo de los caracteres que describen el tiempo<sup>2</sup> de esa localidad como temperatura, humedad, viento, precipitaciones, etc. (Ramos, 1987).

La clasificación del clima se usa para establecer conjuntos homogéneos de condiciones climáticas con los cuales definir regiones climáticas, y se suele realizar en función de los factores que los afectan, entre los más importantes están la temperatura, el grado de humedad o las precipitaciones y, condicionada por los anteriores, la vegetación.

### Zonas climáticas

El clima muestra una distribución en zonas latitudinales, por lo que se distinguen distintas zonas climáticas: polar, templada, tropical y ecuatorial que, a su vez, se han subdividido en dominios (Anguita y Moreno, 1980):

2. El tiempo atmosférico se refiere a las condiciones de la atmósfera en un tiempo y lugar determinados. Se expresa mediante la temperatura, humedad absoluta y relativa, dirección, fuerza y características de los vientos, presión atmosférica, meteoros, etc.

## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

- **Zona polar:** 60°-90° de latitud, se caracteriza por temperaturas bajas (0°C media anual), altas presiones y precipitaciones débiles (<250 mm).
  - *Dominio glaciar:* precipitaciones sólidas; el agua permanece helada todo el año.
  - *Dominio periglaciar:* existe deshielo parte del año.
- **Zona templada:** 40°-60° de latitud. Temperaturas medias variables alrededor de los 10°C, pluviosidad abundante (H-1,000 mm), presiones bajas y estaciones marcadas. Vientos occidentales.
  - *Dominio marítimo:* invierno y verano suave y precipitaciones todo el año.
  - *Dominio continental:* estaciones más extremadas y menores precipitaciones.
  - *Dominio mediterráneo:* verano seco.
- **Zona tropical:** 20°-40° de latitud. Altas presiones y precipitaciones escasas (<250 mm).
  - *Dominio desértico:* vegetación muy escasa o nula.
  - *Dominio subdesértico:* vegetación discontinua.
  - *Dominio de estepa:* vegetación continua.
- **Zona ecuatorial:** 0°-20° de latitud. Bajas presiones, pluviosidad abundante (H-2,000 mm/año), temperatura media elevada (25°C).
  - *Dominio de sabana:* vegetación no muy densa, estación seca y estación lluviosa.
  - *Dominio de selva:* sin estación seca, vegetación muy densa.
  - *Dominio monzónico.*

### Clasificaciones climáticas (MMA, 2000):

• **Clasificación de Köppen.** Esta clasificación se basa en las medias mensuales y anuales de temperatura y precipitación, escogidas por su función de valores críticos para la vegetación. Por tanto, usa la vegetación como indicador del clima. Los límites que establece determinan doce tipos climáticos designados por la combinación de dos letras, más una tercera letra que permite una mejor descripción de algunos tipos (tablas II.2.1 y II.2.2). El límite entre el tipo húmedo y el semiárido se establece por medio de la relación:

$$RV = 0.44T - N$$

[II.2.2]

entre la precipitación y la temperatura anual, donde  $N$  es una constante que depende de la distribución estacional de las precipitaciones que toma los siguientes valores: en climas con veranos secos  $N = 14$ ; cuando la distribución de la precipitación es uniforme  $N = 8.5$ ; para climas con inviernos secos  $N = 3.5$ .

Si la media de precipitación anual es menor que el valor de  $R$ , la región es a la vez árida y semiárida. Cuando la cantidad anual de lluvia es menor que la mitad del valor de  $R$ , la región es árida. Y cuando la precipitación se encuentra entre  $R$  y  $1/2R$ , la región es semiárida.

Por tanto, la temperatura (a partir de la cual se obtienen los valores de  $R$ ) se usa como indicador de la evapotranspiración, con el fin de establecer el límite entre árido y semiárido.

Estos tipos climáticos son bastante útiles y exactos a nivel macroclimático.

**Tabla II.2.1. Clasificación climática de Köppen.**

Primeros dos símbolos	Tipo	Criterio para primer símbolo
AF	Selva tropical	T > 64.4°F (en el mes más frío)
Am		
Aw	Sabana tropical	
Bs	Semiárido (o de estepa)	R < 0.44T-N
Bw	Árido (o desértico)	R < 1/2(0.44T-N)
Cf	Húmedo subtropical	
Cs	Subtropical con verano seco	T > 26.6°F, < 64.4°F (en el mes más frío)
Cw	Subtropical con invierno seco	T > 26.6°F, (en el mes más frío), T > 50° F para el mes más
Df		cálido
Dw	Clima húmedo frío	T < 50°F para el mes más cálido
Et		
Ef	Clima frío con invierno seco	
	Clima de tundra	
	Clima de hielo perpetuo	

Fuente: MMA, 2000.

**Tabla II.2.2. Clasificación climática de Köppen.**

Segundo símbolo	Criterio
f	Sin estación seca R > 30 mm todos los meses
s	Estación seca en verano
w	Estación seca en invierno
m	Precipitación del mes más seco superior a 3.94-R/25
T	T > 32°F para el mes más cálido
E	T < 32°F para el mes más cálido
a	El mes más cálido por encima de 71.6°F
b	El mes más cálido por debajo de 71.6°F
c	Mes más cálido por debajo de 71.6°F; menos de cuatro meses por encima de 50°F
d	Mes más frío por debajo de -36.4°F
h	Temperatura media anual por encima de 64.4°F
j	Temperatura media anual por debajo de 64.4°F

Fuente: MMA, 2000.

• **Clasificación de Thornthwaite (1948)**

Utilizada como base para la clasificación de la evapotranspiración potencial ( $E_p$ ) y la precipitación ( $P$ ), y define una serie de índices cuyos valores sirven para establecer los tipos climáticos (MMA, 2000).

– Índice de humedad ( $I_h$ ), es útil para un clima húmedo en el que la precipitación de un mes determinado ( $P$ ) excede a la necesidad de agua, expresada como evapotranspiración potencial.

$$I_h = \frac{P - E_p}{E_p} (100) \tag{II.2.3}$$

## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

Tabla II.2.3. Tipos climáticos.

$I_m$	Tipo de clima	Símbolo
>100	Perhúmedo	A
100-80	Húmedo IV	B <sub>4</sub>
80-60	Húmedo III	B <sub>3</sub>
60-40	Húmedo II	B <sub>2</sub>
0-20	Húmedo I	B <sub>1</sub>
20-0	Subhúmedo	C <sub>2</sub>
0-(-20)	Seco, subhúmedo	C <sub>1</sub>
-20-(-40)	Semiárido	D
-40-(-60)	Árido	E

Fuente: MMA, 2000.

– Índice de aridez ( $I_a$ ), aplicable cuando la precipitación, en un mes dado, es inferior a la evapotranspiración potencial.

$$I_a = \frac{E_p - P}{P} (100) \quad [II.2.4]$$

Al tener en cuenta la heterogeneidad de la concentración en las distintas épocas del año, y, en consecuencia, la influencia desigual de los índices de aridez y humedad, es posible definir un índice hídrico anual ( $I_m$ ).

Mediante este índice de humedad  $I_m$  se establecen los tipos climáticos siguientes (tabla II.2.3).

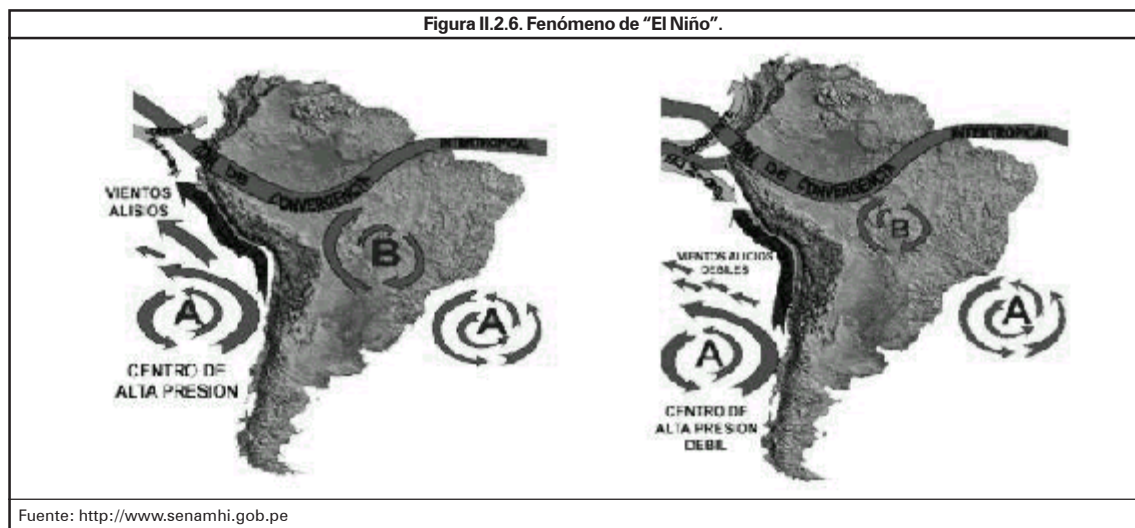
### Fenómenos hidrometeorológicos

Los fenómenos hidrometeorológicos son hechos naturales entre los que se incluyen a los agentes perturbadores que son producto de la condensación o sublimación de vapor de agua de la atmósfera. Se llevan a cabo en la troposfera y las condiciones están caracterizadas por la temperatura del aire, presión atmosférica, vientos dominantes, humedad y lluvias. El comportamiento de estas condiciones se ve modificada por diferentes factores terrestres (latitud, altitud, relieve, distancia al mar), los vientos, las características de la vegetación, etc. Algunos de ellos son los que se detallan a continuación.

#### • “El Niño” oscilación del sur

La oscilación del sur y “El Niño” (ENSO) son parte de un mismo fenómeno climático de efectos globales en el que interactúan atmósfera y océano. Consiste en el avance, en sentido contrario al viento, de una masa de agua cálida desde las costas orientales de Australia hasta las americanas del Pacífico sur. Se produce un calentamiento anómalo en el Pacífico ecuatorial y costas del norte de Chile, Perú, Ecuador y Colombia, asociadas a una disminución de la presión atmosférica, y un enfriamiento cerca de Asia. El fenómeno se presenta en intervalos de cuatro a siete años, con una duración de varios meses y con el máximo desarrollo durante el mes de diciembre.

La corriente de “El Niño” se produce cuando en la atmósfera se presenta la oscilación del sur, en la que grandes sistemas anticiclónicos en el hemisferio sur cambian de signo en cuanto a su presión y los vientos alisios que



soplan en la región intertropical desde América hacia Oceanía se debilitan, pudiendo llegar a cambiar de sentido, lo que facilita el transporte de aguas calientes hacia las costas intertropicales sudamericanas (figura II.2.6).

Por tanto, el fenómeno se caracteriza por vientos débiles, incremento de la temperatura superficial del agua y de la temperatura del aire en zonas costeras y del nivel del mar, así como por una disminución de la presión atmosférica en zonas costeras y del afloramiento marino. Estas características deben permanecer por lo menos cuatro meses consecutivos.

En condiciones normales las lluvias se localizan en el sureste de Asia, pues la formación de nubes está asociada al aire ascendente que proviene del calentamiento del agua en esa zona del Pacífico. Por el contrario, el Pacífico Oriental es seco.

Los cambios en la temperatura influyen en la salinidad de las aguas, lo que propicia variaciones en las condiciones ambientales para los ecosistemas marinos; por ello, muchas regiones normalmente húmedas, como Indonesia, se secan, mientras que las áreas normalmente secas, como las de la costa oeste de América, perciben intensas lluvias, que muchas veces causan inundaciones. También se produce la migración y profundización de peces de agua fría (sardina, anchoveta, merluza, etc.), lo que provoca una reducción de nutrientes y la correspondiente alteración de los ecosistemas marinos y costeros.

Por el contrario, también se producen ciertos impactos positivos debidos a la presencia de aguas cálidas que permitirán el consumo de otros peces y moluscos; presencia de vegetación en la costa árida; incremento del volumen de agua en los reservorios del norte e incremento del nivel de las aguas subterráneas (URL: <http://www.senamhi.gob.pe> y URL:<http://elnino.cicese.mx>).

#### • "La Niña"

"La Niña" es un fenómeno natural de interacción océano-atmósfera, que se produce en la región del Pacífico Ecuatorial y que se caracteriza por presentar condiciones de la temperatura del mar más frías de lo normal en una extensa área, entre las costas de Sudamérica y Oceanía.

## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

En este caso, los vientos alisios comienzan a ser más intensos y favorecen el arrastre de las aguas superficiales más frías de la región oriental del Pacífico hacia la parte occidental. Bajo estas condiciones frías, aparece una intensificación de la circulación de la masa de aire que descienden desde la alta atmósfera hasta la superficie. Esto origina que en las zonas de altas presiones aumente en intensidad y extensión espacial, impidiendo el ingreso de sistemas frontales y el desarrollo de nubosidad asociada a precipitaciones (URL: <http://www.meteochile.cl/>).

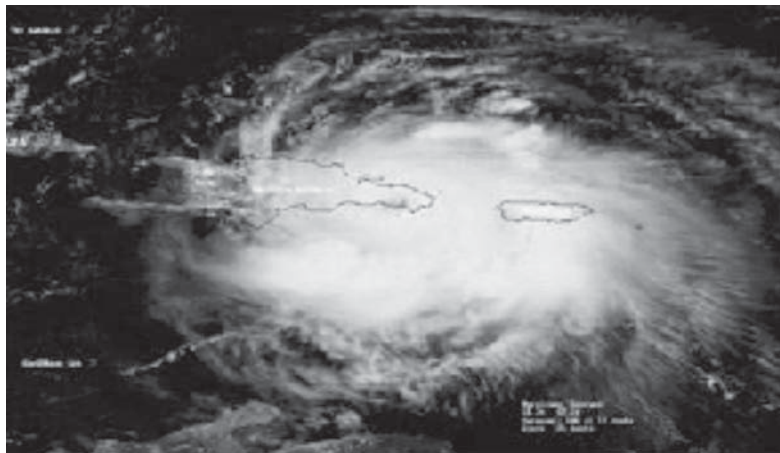
### • Ciclones tropicales

Los ciclones, también llamados tifones o huracanes según su localización geográfica, son sistemas atmosféricos de baja presión, caracterizados por vientos intensos (que giran en sentido antihorario en el hemisferio norte) y lluvias abundantes. Se originan sobre los océanos tropicales o subtropicales en ambos hemisferios, en donde la fuerza de rotación de la Tierra (Coriolis) es suficientemente fuerte para que se inicie el movimiento de rotación alrededor del centro de baja presión, y cuyas temperaturas de agua a nivel de la superficie son de 27°C o más cálidas.

Se desarrollan en regiones de débiles gradientes de temperatura y viento, como es la región cercana al ecuador. Los ciclones tropicales pasan la mayor parte de su tiempo de vida sobre los océanos, debido a que es ahí donde se producen los principales transportes de calor que alimentan a estas perturbaciones atmosféricas; por el contrario, cuando se mueven sobre las regiones continentales ceden gran parte de su energía al suelo, por lo que son rápidamente disipados.

Hay cuatro etapas en la formación de un ciclón. La etapa de nacimiento o depresión tropical caracterizada por que los vientos empiezan a aumentar en superficie con una velocidad máxima menor o igual a 62 km/h; las nubes empiezan a organizarse y la presión desciende hasta unos 1,000 hpa. La etapa de desarrollo o tormenta tropical se da cuando la depresión tropical evoluciona y, por tanto, el viento aumenta a una velocidad máxima de entre 63 y 117 km/h; en esta etapa las nubes se distribuyen en forma de espiral y empieza a formarse un ojo pequeño, casi siempre en forma circular, y la presión disminuye a menos de 1,000 hpa. El ojo es el punto alrededor del cual rota el resto de la tormenta y en donde se dan las presiones más bajas.

Ilustración II.2.17. Vista de un huracán.



Fuente: <http://www.cazahuracan.com/>.



En la etapa de madurez o huracán (ilustración 17), la tormenta tropical se hace más intensa, es decir, el viento alcanza o supera los 117 km/h y el área nubosa se expande y producen intensas precipitaciones. La intensidad se gradúa mediante la escala de Saffir-Simpson,<sup>3</sup> que indica los daños potenciales que puede provocar un huracán y toma en cuenta la presión mínima, los vientos y la marea de tormenta causada por el sistema. Se divide en cinco categorías:

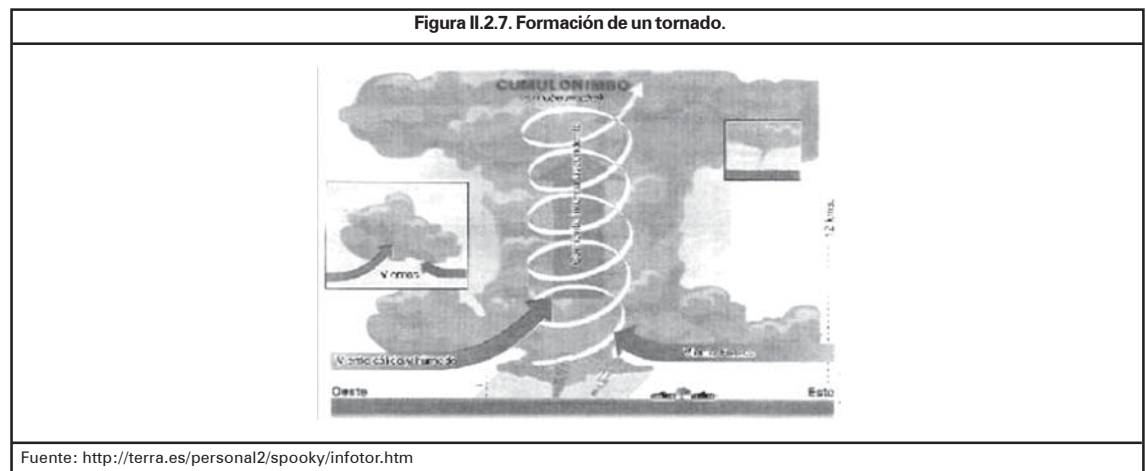
- **Categoría 1.** Vientos de 119-153 km/h; produce considerables daños a la vegetación y viviendas sin cimientos, provoca inundaciones en zonas costeras bajas.
- **Categoría 2.** Vientos de 154-177 km/h; causa caída de árboles, considerables daños en edificios y zonas costeras.
- **Categoría 3.** Vientos de 178-209 km/h. Daños estructurales en edificios pequeños, graves inundaciones en la costa.
- **Categoría 4.** Vientos de 210-249 km/h. Inundaciones en zonas bajas situadas a menos de 3 metros sobre el nivel del mar, derrumbe de techos.
- **Categoría 5.** Vientos mayores a 250 km/h. Daños en cristales, derrumbe total de algunos edificios.

La etapa de disipación o fase final es aquella en la que el remolino es mantenido y nutrido por el cálido océano hasta que se adentra en aguas más frías o hasta que entra a tierra firme y pierde su energía y se disuelve.

• **Tornados**

El tornado es una columna de aire que gira violentamente y se extiende desde la base de un cumulonimbo hasta el suelo. Va asociado con una intensa actividad tormentosa y es uno de los fenómenos más destructivos de la naturaleza, capaz de generar vientos de gran intensidad. La mayoría de los tornados se originan en el interior de supercélulas.

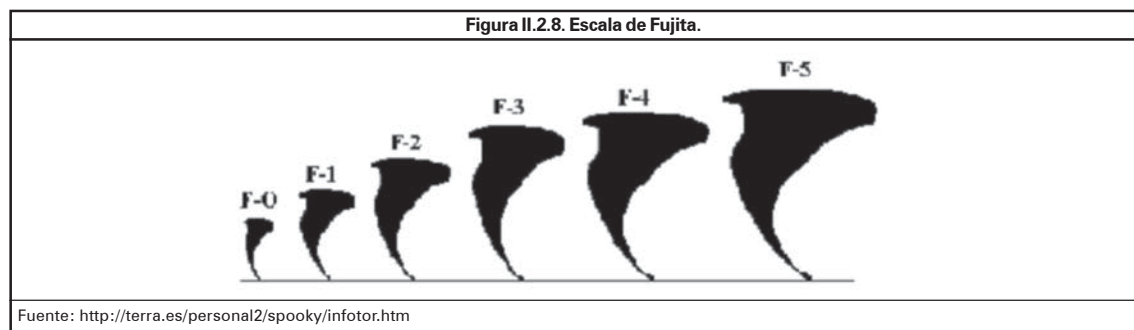
Las tormentas se forman cuando el aire caliente y húmedo cercano a la tierra se eleva súbitamente debido a la acción solar (fundamentalmente en verano en las horas de mayor calentamiento diurno), o bien es impulsado



3. Escala usada en los países de América del Norte, el Caribe, Centro América y el norte de Sudamérica.

## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

hacia arriba por algún otro mecanismo climático perturbador como: frentes, corrientes en chorro y perturbaciones de los niveles superiores de la atmósfera; dicho aire caliente asciende a través del aire más frío y seco que se encuentra en capas superiores. Las partículas ascendentes se expanden (debido a la disminución de la presión atmosférica), se enfrían y condensan para formar la base plana de una nube. El calor latente desprendido al condensar se transfiere a las partículas de aire contiguas, que se vuelven más calientes que el aire de alrededor, por lo que ascienden hasta grandes alturas.



**Tabla II.2.4. Escala de Fujita**

Número en la escala	Intensidad	Velocidad del viento	Tipo de daños
F0	Vendaval	60-100 km/h 40-72 mph	Daños en chimeneas, rotura de ramas, árboles pequeños rotos, daños en señales y rótulos.
F1	Tornado moderado	100-180 km/h 73-112 mph	El límite inferior es el comienzo de la velocidad del viento en un huracán. Arranca partes de algunos tejados, mueve coches y auto-caravanas, algunos árboles pequeños son arrancados.
F2	Tornado importante	180-250 km/h 113-157 mph	Daños considerables. Arranca tejados, casas débiles destruidas, grandes árboles arrancados de raíz, objetos ligeros lanzados a gran velocidad.
F3	Tornado severo	250-320 km/h 158-206 mph	Daños en construcciones sólidas, trenes afectados, la mayoría de los árboles son arrancados.
F4	Tornado devastador	320-420 km/h 207-260 mph	Estructuras sólidas seriamente dañadas, estructuras con cimientos débiles arrancadas y arrastradas, coches y objetos pesados arrastrados.
F5	Tornado increíble	420-550 km/h 261-318 mph	Edificios grandes seriamente afectados o derruidos, coches lanzados a distancias superiores a los 100 metros, estructuras de acero dañadas.
F6	Tornado inconcebible	510-606 km/h 319-379 mph	Destrucción absoluta de toda estructura humana.

Fuente: <http://terra.es/personal2/spooky/infotor.htm>

Las partículas de aire cálido son frenadas en la estratosfera y obligadas a descender y extenderse lateralmente en el yunque. La lluvia que cae al nordeste de la tormenta proviene de la corriente ascendente; atraviesa el aire seco del nivel intermedio, enfriándolo y provocando su descenso. La rotación desplaza parte de la lluvia y del aire fresco, conduciéndolos al lado suroeste de la tormenta. Cerca ya del suelo, el aire cálido y el enfriado por la lluvia chocan a lo largo del frente, y es en ese lugar donde tienden a formarse las nubes y los tornados (Davies-Jones, 1998) (figura II.2.7).

Generalmente, los tornados se producen en la zona de transición entre las masas de aire polar y tropical, exactamente entre los 20° y 50° de latitud a ambos lados del Ecuador, ya que es ahí donde se dan las condiciones de temperatura y humedad necesarias. El desplazamiento es en dirección suroeste-noreste.

De las escalas para medir un tornado, la más aceptada es la elaborada en 1957 por T. Theodore Fujita, basada en la destrucción ocasionada a las estructuras construidas por el hombre y no al tamaño, diámetro o velocidad del tornado (figura II.2.8 y tabla II.2.4).

### • **Monzones**

Los monzones son vientos estacionales que proyectan sobre la Tierra la energía solar que alcanzan los océanos.

La atmósfera no se calienta de forma uniforme, pues las masas terrestres tienden a estar más calientes que los océanos en verano y más frías en invierno. Esto se debe a la capacidad que tiene el agua para almacenar calor, debido a que su calor específico es más del doble que el de la tierra seca y a su eficacia para intercambiar energía calorífica con aguas más frías y profundas. Por tanto, la temperatura de la superficie oceánica varía menos que la de los continentes.

Las diferentes fases de la formación de un monzón están gobernadas por la interacción de los procesos con que el aire húmedo (más denso) impulsa al aire seco (y menos denso). En verano, cuando la radiación solar calienta el continente y el océano, el aire situado sobre ellos se calienta también por conducción y se dilata. Al calentarse la tierra antes que el océano, el aire que hay sobre ella, más caliente, se eleva y es reemplazado por aire oceánico de mayor densidad (y humedad). Según avanza el aire húmedo hacia el interior éste se eleva y su vapor de agua se condensa, lo que libera el calor de condensación. El calentamiento adicional obliga al aire a dilatarse y a ascender más, lo que reduce la presión e intensifica la circulación monzónica. La lluvia enfría la tierra porque la evaporación del agua absorbe parte de la energía solar incidente (Webster, 1998).

### • **Tormentas eléctricas**

Son fenómenos meteorológicos que se presentan en las nubes de tipo cumulonimbos, y consisten en la descarga pasajera de corriente de alta tensión en la atmósfera. Se manifiestan de forma visual (relámpagos) y de forma sonora (truenos).

Estas tormentas, con frecuencia, están relacionadas con precipitaciones sólidas o líquidas.



# Capítulo II.3. Las precipitaciones y su medida

La precipitación es uno de los componentes primarios del ciclo hidrológico y corresponde a las entradas en la ecuación del balance hídrico. Cuando el agua en estado líquido o sólido llega al suelo, se dice que ha precipitado.

El vapor de agua contenido en la masa de aire, a consecuencia de los cambios de presión y temperatura y del movimiento de esa masa, ayudado en ocasiones por minúsculos núcleos de condensación y material sólido en suspensión, se reúne en gotas de agua o en cristales de hielo y cae venciendo las resistencias que se le oponen, hasta llegar a la superficie terrestre (Custodio y Llamas, 1976).

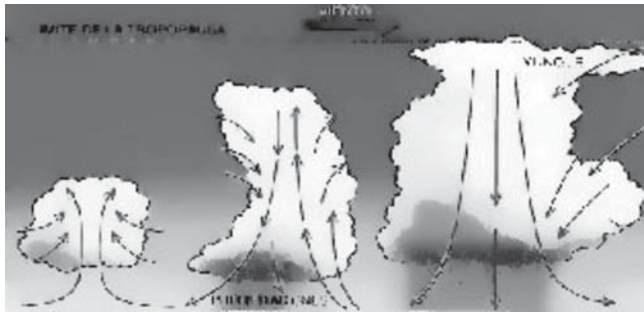
La precipitación se produce cuando el aire se eleva y se enfría adiabáticamente por debajo del punto de rocío con tal rapidez que no sólo se forman nubes sino que también se produce lluvia, nieve o granizo. Al tomar en cuenta los mecanismos que hacen alcanzar altura a las masas de aire, se pueden definir tres tipos de precipitación.

- **Precipitación convectiva.** Procedente de una célula de convección. Se origina por el calentamiento de las masas de aire próximas a la superficie de un suelo que ha recibido una fuerte insolación. Esas masas se dilatan y empiezan a ascender, enfriándose adiabáticamente durante su ascenso, hasta alcanzar su punto de condensación. Suelen ser tormentas locales de corta duración pero de gran intensidad, propias de una estación cálida.

Las células evolucionan en tres etapas (figura II.3.1). La etapa de cúmulo o de desarrollo donde la célula es una simple corriente de aire ascendente en cuya parte superior se origina una nube que se eleva gradualmente. La corriente ascendente tiende a absorber aire de su alrededor a medida que se eleva. La siguiente etapa es la de madurez y está asociada a la lluvia, que crea una fuerte corriente descendente donde el aire es arrastrado hacia abajo por el peso de los hidrometeoros en suspensión y por el enfriamiento debido a la evaporación parcial de las gotas. Este aire es fresco y cuando llega al suelo produce fuertes rachas de viento. La última fase es la de disipación de la célula tormentosa que se alcanza después de que la corriente de aire descendente se ha extendido por los niveles inferiores de la célula y ha cesado la corriente de aire ascendente. La parte superior choca con la tropopausa, adopta forma de yunque y continúa extendiéndose hasta formar una capa de cirrostratos o altostratos (Strahler, 1975).

Las tormentas más devastadoras proceden de una estructura convectiva más amplia, la supercélula (figura II.3.2), que se forma cuando el aire cálido y húmedo que proviene de las capas bajas de la atmósfera sube hacia la cima de la nube y, en ese ascenso, los hidrometeoros no tienen tiempo de crecer. Las partículas líquidas o sólidas son expulsadas hacia la cima o a los lados. Los hidrometeoros líquidos se congelan en la cima y los que caen hacia delante son de nuevo capturados por el flujo ascendente, es en esa zona donde se produce el granizo. Los hidrometeoros que escapan hacia la parte posterior del flujo ascendente llagan al suelo en forma

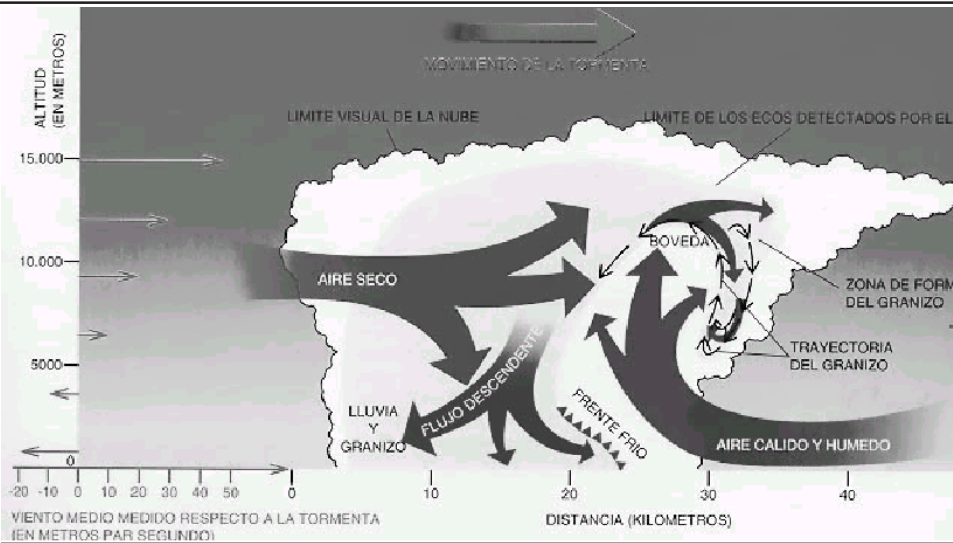
Figura II.3.1. Formación de una célula.



Fuente: Chalon y Gillet, 1998.

de lluvia o de granizo. Su evaporación parcial en contacto con el aire seco de las alturas enfría el aire y refuerza el vigor de la corriente descendente. Al llegar a la proximidad del suelo se extiende y engendra un pseudofrente frío, que obstaculiza el paso del aire cálido y húmedo, lo rechaza hacia la zona ascendente y refuerza la convección (Chalon y Gillet, 1998).

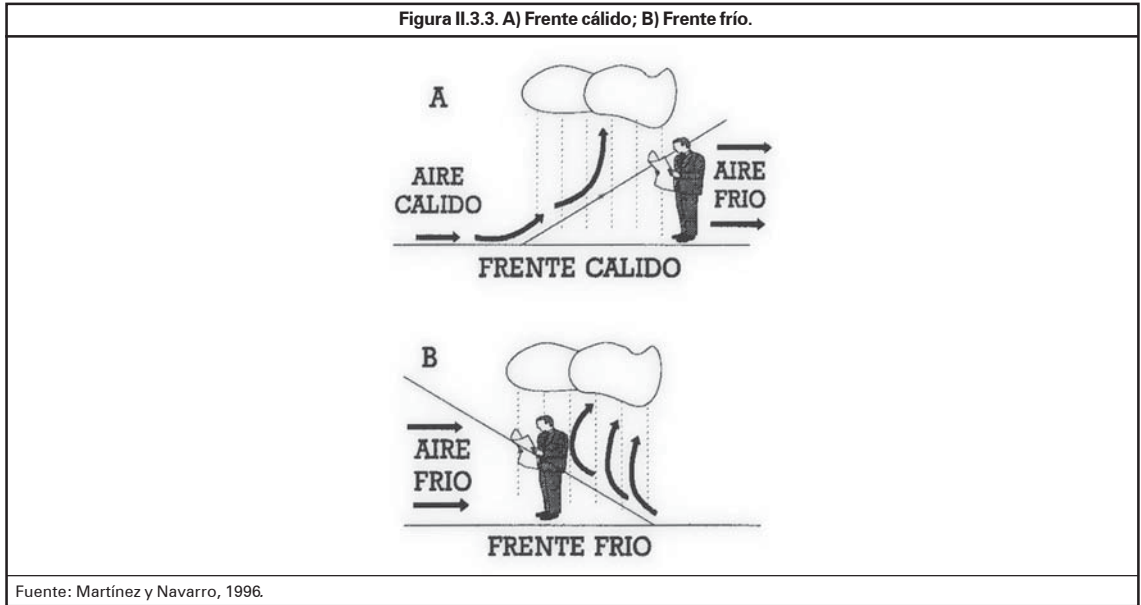
Figura II.3.2. La supercélula.



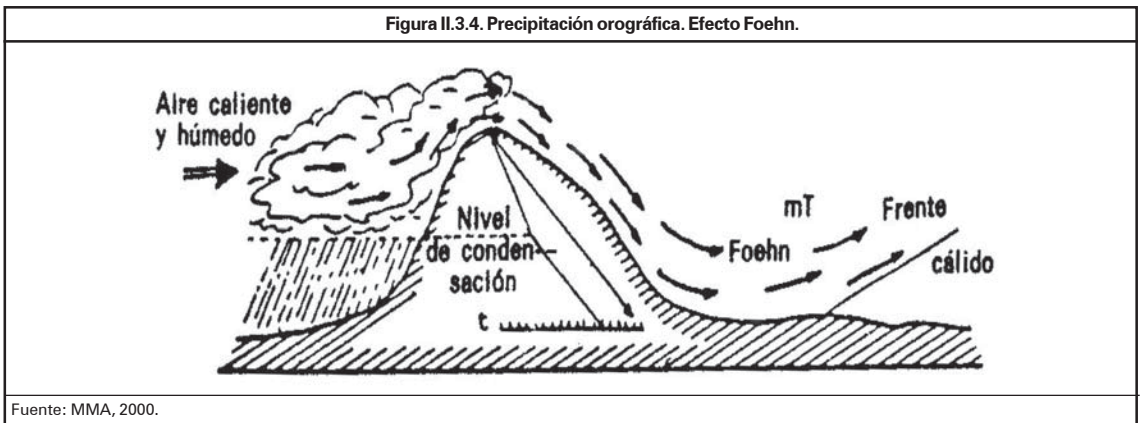
Fuente: Chalon y Gillet, 1998.

- **Precipitación frontal o ciclónica.** Tiene origen en las superficies de contacto de masas de aire con temperatura y humedad diferentes (frentes). Pueden ser de frente cálido o frío (cuando el que llega es el aire frío), o bien estar originadas por oclusión de un frente. En la zona donde dichas masas se ponen en contacto se generan grandes remolinos y las masas más ligeras, las de mayor temperatura y humedad, son empujadas hacia arriba, produciéndose un enfriamiento adiabático y una condensación. Las precipitaciones producidas son importantes y prolongadas.

El frente cálido se produce cuando el aire cálido llega a una región de aire frío, asciende y produce la precipitación y una elevación de la temperatura. Después las nubes desaparecen y el tiempo queda brillante y soleado (figura II.3.3 A). En el frente frío es el aire frío el que obliga al caliente a ascender y precipitar. El resultado es un descenso de las temperaturas (figura 3B) (Martínez y Navarro, 1996).



- **Precipitación orográfica o lluvia de relieve.** Son propias de zonas montañosas. Las masas de aire cargadas de humedad chocan con esas barreras, obligándole a ascender. El aire se enfría formando nubes que, a veces, producen precipitaciones. Una vez pasada esa barrera el aire, menos húmedo, desciende y se calienta por el aumento de la presión atmosférica y es más seco a la vez que más caluroso a igualdad de altitud (efecto Foehn, figura II.3.4).



## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

### Medida y análisis de datos pluviométricos

La lluvia se mide por la altura que alcanzaría el agua sobre una superficie plana y horizontal ideal, antes de sufrir pérdidas.

Los pluviómetros (ilustración II.3.1), miden la cantidad de lluvia (en mm) recibida en el intervalo de tiempo (generalmente un día) comprendido entre dos lecturas consecutivas.

Se compone de un recipiente cilíndrico abierto y con el eje vertical, que termina por su parte superior en un borde de latón de filo cortante. El cilindro termina por abajo en una especie de embudo cónico, que en su extremidad inferior lleva una espita; al abrir ésta, la lluvia recogida durante un determinado periodo se transvasa a recipientes graduados. Al conocer la superficie de la base circular del cilindro se obtiene la cantidad de lluvia caída por unidad de superficie en el terreno de la zona. Dicha cantidad se expresa en milímetros, que representan la altura de la capa de agua caída. La dimensión normal de la superficie anteriormente citada en estos instrumentos es de  $0.1 \text{ m}^2$ , por lo que un litro de agua recogida en el recipiente (equivale a  $1 \text{ dm}^3$ ) representa 10 mm de lluvia. La altura del cilindro normalmente es la necesaria para poder recoger hasta 400 mm de lluvia (URL: <http://vppx134.vp.ehu.es/met/html/home.htm>).

Ilustración II.3.1. Pluviómetro.



Fuente: URL:<http://vppx134.vp.ehu.es/met/html/home.htm>

A los centros meteorológicos llega mensualmente un conjunto de datos de cada estación de: precipitación mensual en cada pluviómetro; precipitación en un intervalo de 24 h de cada pluviómetro; precipitación máxima mensual en 24 h de cada pluviómetro; número de días de lluvia, nieve o granizo, durante el mes de cada estación, etc.

Al transcurrir el tiempo, todo este conjunto de datos alcanza un volumen poco manejable, por lo que debe recurrirse a procedimientos estadísticos que relacionen su presentación, sintetizando en pocos elementos el máximo de información, por ejemplo (Custodio y Llamas, 1976):

- **Módulo pluviométrico anual medio.** Es la media aritmética de la lluvia anual durante una serie de años. La lluvia total de un año dividida entre el módulo pluviométrico anual medio es el índice de humedad y permite



clasificar los años en húmedos, medios o secos. Cuando disponemos de series cortas (menores de 30 años), el módulo pluviométrico anual medio no es muy representativo.

- **Lluvia media mensual.** Es la media de las precipitaciones en un cierto mes, durante una serie de años. La suma de las lluvias medias mensuales de todos los meses del año, será igual al módulo pluviométrico anual medio.

- **Yetograma** (o hietograma). Es la figura que representa la cantidad de lluvia recogida en intervalos regulares de tiempo.

Para el estudio de la precipitación en una determinada superficie de terreno y a partir de unos cuantos puntos de observación, hay que considerar aplicable la media obtenida en uno de esos puntos y extrapolarla a un área más o menos extensa y homogénea. Para ello hay tres métodos:

- **Media aritmética.** Consiste en tomar como lluvia media de la zona a la media aritmética de las medidas obtenidas en los pluviómetros situados en ella durante un periodo fijo de tiempo.

$$P_m = \frac{P_1 + P_2 + \dots + P_n}{n} \quad \text{[II.3.1]}$$

Donde:

$P_m$  = precipitación media;

$P_i$  = precipitación media correspondiente al observatorio  $i$ ;

$n$  = número de observatorios elegidos.

Este método no es muy exacto, ya que da mucho peso a los valores extremos, por lo que cuando hay grandes diferencias entre las precipitaciones de la cuenca origina errores cuando los puntos de registro son pocos. Puede ser válido cuando no se requiera mucha precisión, y la zona sea homogénea climática y físicamente.

- **Polígonos de Thiessen.** Asigna a cada punto de la cuenca la precipitación registrada en el pluviómetro más cercano, y se unen mediante líneas las estaciones más cercanas, con lo que se obtiene una serie de triángulos. A continuación se dibujan las mediatrices de cada triángulo; la intersección de las mediatrices define un conjunto de polígonos a los que se les asigna el valor de la precipitación correspondiente a la estación que está en su interior. En los polígonos limítrofes se considera solamente el área interior a la zona, pero para su dibujo puede tenerse en cuenta pluviómetros exteriores. Se mide el área de cada polígono y se realiza la siguiente operación.

$$P_m = \frac{P_1 S_1 + P_2 S_2 + \dots + P_n S_n}{S_n} \quad \text{[II.3.2]}$$

Donde:

$P_m$  = precipitación media;

$P_i$  = precipitación media correspondiente al observatorio  $i$ ;

$S_i$  = superficie del polígono en el observatorio  $i$ .

## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

Es un método rápido y sencillo, y los resultados son válidos en zonas llanas con pluviometría de distribución homogénea. Es útil cuando la distribución de las estaciones no es uniforme y la variación entre estaciones es relativamente grande, pero no tiene en cuenta ni la dirección de los vientos ni la orografía.

• **Curvas isoyetas** (o isohietas). El método consiste en interpolar líneas de igual precipitación (isoyetas) de acuerdo con los valores de lluvia obtenidos en los pluviómetros, pero se debe tener en cuenta la influencia de ciertos factores condicionantes como la altitud y la orientación frente a vientos húmedos.

Una vez trazadas las isoyetas hay que medir el área comprendida entre dos de ellas (para ello se puede usar, por ejemplo, un planímetro o aplicar una cuadrícula de dimensiones conocidas), y el valor así obtenido se multiplica por el valor medio de las dos isoyetas

$$P_m = \frac{\left(\frac{P_1 + P_2}{2}\right)S_1 + \left(\frac{P_2 + P_3}{2}\right)S_2 + \dots + \left(\frac{P_{n-1} + P_n}{2}\right)S_{n-1}}{S_1 + S_2 + \dots + S_{n-1}} \quad [\text{II.3.3}]$$

Donde:

$P_m$  = precipitación media;

$P_i$  = el valor de la precipitación en la isoyeta  $i$ ;

$S_i$  = superficie comprendida entre la isoyeta  $i$  y la isoyeta  $i+1$ .

Este método es el que da resultados más aceptables, pues a diferencia del anterior tiene en cuenta la distribución geográfica de las estaciones.

# Capítulo II.4. La evapotranspiración

La evapotranspiración (ET) es el proceso por el cual el agua cambia de estado líquido a gaseoso y directamente o a través de las plantas vuelve a la atmósfera en forma de vapor.

La evapotranspiración depende de dos factores muy variables y difíciles de medir: el contenido de humedad del suelo y el desarrollo vegetal de la planta. Thornthwaite (1948) (citado por Chow *et al.*, 1994) introdujo el concepto de la evapotranspiración potencial (ETP) o pérdida por evapotranspiración, que se basa en el supuesto de un desarrollo vegetal óptimo y una capacidad de campo permanentemente completa. La evapotranspiración también depende de los factores climatológicos y del tipo de vegetación y es, por tanto, un límite superior de la cantidad de agua que realmente vuelve a la atmósfera por evaporación y transpiración, y se conoce con el nombre de evapotranspiración real (ETR). La ETR se ve afectada por factores como la especie vegetal que cubre el terreno, la fase vegetativa en que se encuentra; la estructura mecánica, naturaleza y química del suelo, y la cantidad de agua disponible en el suelo y en el subsuelo.

## Métodos de cálculo de la ETP

La unidad más usual para expresar pérdidas por evapotranspiración es el L/m<sup>2</sup> o la altura del agua en mm por metro cuadrado. La necesidad de tener órdenes de magnitud de este parámetro, hace aceptar los valores deducidos de fórmulas empíricas que se apoyan en datos meteorológicos asequibles (Llamas, 1993).

Los métodos más aplicados se agrupan en los siguientes:

- *Métodos basados en física teórica del microclima*
  - Balance de energía
  - Perfiles de humedad y velocidad del viento
  - Flujo turbulento de humedad
  - Fórmulas semiempíricas o combinadas
  
- *Medidas directas*
  - Evapotranspirómetros

Son unos aparatos diseñados para obtener medidas directas de la ETP a partir de la siguiente ecuación:

## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

$$ETP = A - S - \dot{A}R \quad [II.4.1]$$

Donde:

$A$  = aportaciones;

$S$  = salidas o gastos de agua (no debidas a  $ET$ );

$\dot{A}R$  = incremento de la reserva de agua del suelo utilizable por las plantas.

El dispositivo consiste en uno o más depósitos excavados en el terreno y rellenos con el producto de la excavación o con el perfil del suelo que se quiera estudiar; en la superficie se planta una vegetación similar a la de la zona de estudio. El fondo tiene un tubo colector que recoge las salidas ( $S$ ) y las conduce a un depósito situado a un nivel inferior, donde se miden. Se procura, mediante el riego, mantener la humedad del suelo permanentemente en su capacidad de campo, de modo que  $\dot{A}R = 0$ , por lo que la ecuación se reduce a:

$$ETP = A - S \quad [II.4.2]$$

Donde  $A$  y  $S$  son conocidas.

– Evaporímetros (ilustración II.4.1). Hay diferentes sistemas, por ejemplo, el evaporímetro de Wild dispone de una vasija con agua suspendida de una balanza de resorte que indica directamente la cantidad de agua evaporada. Con el evaporímetro de Piché la evaporación se mide en una escala graduada situada en un tubo que contiene el líquido (<http://vppx134.vp.ehu.es/met/html/home.htm>).

- Lisímetros
- Parcelas y cuencas de experimentación
- Perfiles de humedad del suelo

Ilustración II.4.1. Evaporímetro de cubeta.



Fuente. URL <http://vppx134.vp.ehu.es/met/html/home.htm>

• *Métodos empíricos*

- Relación evapotranspiración/evaporación media de estanques
- Fórmula de Blaney y Criddle
- Fórmula de Turc
- Fórmula de Thornthwaite
- Fórmula de Hargreaves

Tanto los métodos teóricos como las medidas directas son de delicada y costosa aplicación. Están ligados al carácter microclimático del proceso, por lo que son los únicos realmente válidos siempre que se reflejen fielmente las condiciones naturales.

Por el contrario, los métodos empíricos son más económicos por que se basan en datos meteorológicos obtenidos de las estaciones meteorológicas, pero los resultados tienen escasa validez si no están contrastados con medidas directas en la zona a la que se aplican. El método de Turc da valores más altos que los obtenidos con medidas directas, por el contrario, con la fórmula de Thornthwaite los valores correspondientes a zonas áridas y semiáridas son algo bajos. La fórmula de Blaney-Criddle tiene en cuenta el tipo de cultivo, por lo que si se tienen valores propios del coeficiente  $k$  se pueden obtener buenas aproximaciones (Custodio y Llamas, 1976). A continuación se van a comentar los más utilizados.

○ **Método de Blaney y Criddle (1950, 1955)**

Se desarrolló para calcular el consumo de agua en cultivos de regadío en el oeste de Estados Unidos. Se basa en las mismas suposiciones que el método de Thornthwaite y también usa la temperatura media como variable independiente. La forma más reciente de esta ecuación es (MMA, 2000):

$$ETP = (0.142 t + 1.095) (t + 17.8) k d \quad \text{[II.4.3]}$$

Donde:

$ETP$  = evapotranspiración potencial en cm/mes.

$t$  = temperatura media del aire (°C). Cuando  $t < 3^\circ\text{C}$ , el primer término entre paréntesis se hace igual a 1.38.

$k$  = coeficiente de consumo empírico, variable para cada tipo de cultivo y estado de crecimiento. Para cultivos perennes el coeficiente toma valores distintos cada mes; para cultivos anuales la variación corresponde a distintos porcentajes del periodo vegetativo.

$d$  = duración media de la luz solar por comparación a un mes de treinta días y doce horas de luz. Es función de la latitud. El valor de  $d$  se obtiene de la información de las estaciones climatológicas; o bien, para latitudes entre  $36^\circ$  y  $44^\circ$  está reportado en la tabla II.4.3.

Los valores de  $k$  y  $d$  están tabulados (tablas II.4.1, II.4.2 y II.4.3).

○ **Método de Turc**

Los parámetros de la ecuación de Turc para el cálculo de la ETP son la temperatura y la radiación solar. Cuando la atmósfera no está seca, si consideramos que su contenido de humedad relativa media mensual es  $>50\%$ , la ecuación es la siguiente:

## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

$$ETP = 0,40 \left( \frac{t}{t+15} \right) (R_i + 50) \quad [II.4.4]$$

Donde:

*ETP* = evapotranspiración potencial en mm/mes;

*t* = temperatura media diaria del mes en °C;

*R<sub>i</sub>* = radiación global incidente media diaria del mes en cal/cm<sup>2</sup>día.

Tabla II.4.1. Valores de <i>k</i> .	
Cultivo	Valores de <i>k</i>
Alfalfa	0.80 a 0.85
Judías	0.60 a 0.70
Maíz	0.75 a 0.85
Algodón	0.60 a 0.70
Agrios	0.50 a 0.65
Árboles caducifolios	0.60 a 0.70
Trébol	0.80 a 0.85
Arroz	1.00 a 1.20

Fuente: MMA, 2000.

Tabla II.4.2. Valores de <i>k</i> .		
Cultivo	Longitud del periodo vegetativo normal	<i>k</i> *
Alfalfa	Entre heladas	2.0-2.3
Plátanos	Todo el año	2.0-2.5
Judías	3 meses	1.5-1.8
Cacao	Todo el año	1.8-2.0
Café	Todo el año	1.8-2.0
Maíz	4 meses	1.9-2.2
Algodón	7 meses	1.5-1.8
Cereal	3 meses	1.9-2.2
Sorgo	4-5 meses	1.8-2.0
Pastos	Entre heladas	1.9-2.2
Patata	3-5 meses	1.6-1.9
Arroz	3-5 meses	2.5-2.8
Soja	5 meses	1.6-1.8
Remolacha	6 meses	1.6-1.9
Caña de azúcar	Todo el año	2.0-2.3

\* Los valores bajos son para áreas más húmedas y los altos, para zonas más áridas. Fuente: MMA, 2000.

Tabla II.4.3. Valores de <i>d</i> .									
Meses	36°	37°	38°	39°	40°	41°	42°	43°	44°
Enero	0.87	0.86	0.85	0.85	0.84	0.83	0.82	0.81	0.81
Febrero	0.85	0.84	0.84	0.84	0.83	0.83	0.83	0.82	0.82
Marzo	1.03	1.03	1.03	1.03	1.03	1.03	1.03	1.02	1.02
Abril	1.10	1.10	1.10	1.11	1.11	1.11	1.12	1.12	1.13
Mayo	1.21	1.22	1.23	1.23	1.24	1.25	1.26	1.26	1.27
Junio	1.22	1.23	1.24	1.24	1.25	1.26	1.27	1.28	1.29
Julio	1.24	1.25	1.25	1.26	1.27	1.27	1.28	1.29	1.30
Agosto	1.16	1.17	1.17	1.18	1.18	1.19	1.19	1.20	1.20
Septiembre	1.03	1.03	1.04	1.04	1.04	1.04	1.04	1.04	1.04
Octubre	0.97	0.97	0.96	0.96	0.96	0.96	0.95	0.95	0.95
Noviembre	0.86	0.85	0.84	0.84	0.83	0.82	0.82	0.81	0.80
Diciembre	0.84	0.83	0.83	0.82	0.81	0.80	0.79	0.77	0.76

\* Los valores bajos son para áreas más húmedas y los altos, para zonas más áridas. Fuente: MMA, 2000.

El coeficiente 0.40 es válido para los meses con 30 y 31 días, pero para febrero el coeficiente se sustituye por 0.37. Si se usan periodos de diez días, el coeficiente adecuado es 0.13.

Cuando la humedad relativa media mensual  $H_r$  es menor que 50% se introduce un factor de corrección y la fórmula queda:

$$ETP = \frac{t}{t+15} (R_i + 50) \left(1 + \frac{50 - H_r}{70}\right) \quad [II.4.5]$$

Con esto se pretende corregir los valores demasiado bajos que dé la fórmula primitiva cuando se aplica en ciertas regiones áridas, en las cuales existen desplazamientos de masas de aire caliente y de bajo contenido en humedad sobre superficies regadas.

Un inconveniente de la fórmula de Turc es que precisa de los datos de un actinómetro y un psicrómetro. Para soslayar este problema, el propio Turc ha dado dos medios de aproximación.

$$a) R_i = R_{iM} \left( 0.18 + 0.62 \frac{a}{A} \right) \quad [II.4.6]$$

donde:

$R_{iM}$  = máxima radiación posible según el mes y la latitud considerados (cal/cm<sup>2</sup> día);

$A$  = valor mensual medio de la duración astronómica del día;

$a$  = valor mensual medio de las horas diarias de insolación.

Tanto  $R_{iM}$  como  $A$  se encuentran tabulados en el hemisferio norte y para 30°, 40° y 50° de latitud (tabla II.4.4).

$$b) R_i = 12.5 (T' + 11) + 25 (t_{n+1} - T) \quad [II.4.7]$$

donde:

$t$  = temperatura media anual;

$T'$  = temperatura media anual reducida al nivel del mar;

$t_{n+1}$  = temperatura media del mes siguiente.

Tabla II.4.4. Valores de  $R_{iM}$  y  $A$  tabulados en el hemisferio norte.

Latitud 30°			Latitud 40°			Latitud 50°		
Meses	$R_{iM}$	A	Meses	$R_{iM}$	A	Meses	$R_{iM}$	A
Enero	508	10.45	Enero	364	9.71	Enero	222	8.58
Febrero	624	11.09	Febrero	495	10.64	Febrero	360	10.07
Marzo	764	12.00	Marzo	673	11.96	Marzo	560	11.90
Abril	880	12.90	Abril	833	13.26	Abril	764	13.77
Mayo	950	13.71	Mayo	944	14.39	Mayo	920	15.46
Junio	972	14.07	Junio	985	14.96	Junio	983	16.33
Julio	955	13.85	Julio	958	14.68	Julio	938	15.86
Agosto	891	13.21	Agosto	858	13.72	Agosto	800	14.49
Septiembre	788	12.36	Septiembre	710	12.46	Septiembre	607	12.63
Octubre	658	11.45	Octubre	536	11.15	Octubre	404	10.77
Noviembre	528	10.67	Noviembre	390	10.00	Noviembre	246	9.08
Diciembre	469	10.23	Diciembre	323	9.39	Diciembre	180	8.15

Fuente: MMA, 2000.

## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

### ○ Método de Thornthwaite

Calcula la evapotranspiración potencial a intervalos mensuales basándose fundamentalmente en la temperatura, pero también considera el número máximo de horas de sol según la latitud del lugar. El cálculo se lleva a cabo con la siguiente fórmula:

$$ETP = 16 \cdot Nm \left( \frac{10 \cdot Tm}{I} \right)^a \quad [II.4.8]$$

Tabla 5. Factor de ajuste relacionado con la duración del día para el cálculo de la ETP de Thornthwaite.

Latitud, °C	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
50	0.74	0.78	1.02	1.15	1.33	1.36	1.37	1.25	1.06	0.92	0.76	0.70
49	0.75	0.79	1.02	1.14	1.32	1.34	1.35	1.24	1.05	0.93	0.76	0.71
48	0.76	0.80	1.02	1.14	1.31	1.33	1.34	1.23	1.05	0.93	0.77	0.72
47	0.77	0.80	1.02	1.14	1.30	1.32	1.33	1.22	1.04	0.93	0.78	0.73
46	0.79	0.81	1.02	1.13	1.29	1.31	1.32	1.22	1.04	0.94	0.79	0.74
45	0.80	0.81	1.02	1.13	1.28	1.29	1.31	1.21	1.04	0.94	0.79	0.75
44	0.81	0.82	1.02	1.13	1.27	1.29	1.30	1.20	1.04	0.95	0.80	0.76
43	0.81	0.82	1.02	1.12	1.26	1.28	1.29	1.20	1.04	0.95	0.81	0.77
42	0.82	0.83	1.03	1.12	1.26	1.27	1.28	1.19	1.04	0.95	0.82	0.79
41	0.83	0.83	1.03	1.11	1.25	1.26	1.27	1.19	1.04	0.96	0.82	0.80
40	0.84	0.83	1.03	1.11	1.24	1.25	1.27	1.18	1.04	0.96	0.83	0.81
39	0.85	0.84	1.03	1.11	1.23	1.24	1.26	1.18	1.04	0.96	0.84	0.82
38	0.85	0.84	1.03	1.10	1.23	1.24	1.25	1.17	1.04	0.96	0.84	0.83
37	0.86	0.84	1.03	1.10	1.22	1.23	1.25	1.17	1.03	0.97	0.85	0.83
36	0.87	0.85	1.03	1.10	1.21	1.22	1.24	1.16	1.03	0.97	0.86	0.84
35	0.87	0.85	1.03	1.09	1.21	1.21	1.23	1.16	1.03	0.97	0.86	0.85
34	0.88	0.85	1.03	1.09	1.20	1.20	1.22	1.16	1.03	0.97	0.87	0.86
33	0.88	0.86	1.03	1.09	1.19	1.20	1.22	1.15	1.03	0.97	0.88	0.86
32	0.89	0.86	1.03	1.08	1.19	1.19	1.21	1.15	1.03	0.98	0.88	0.87
31	0.90	0.87	1.03	1.08	1.18	1.18	1.20	1.14	1.03	0.98	0.89	0.88
30	0.90	0.87	1.03	1.08	1.18	1.17	1.20	1.14	1.03	0.98	0.89	0.88
29	0.91	0.87	1.03	1.07	1.17	1.16	1.19	1.13	1.03	0.98	0.90	0.89
28	0.91	0.88	1.03	1.07	1.16	1.16	1.18	1.13	1.02	0.98	0.90	0.90
27	0.92	0.88	1.03	1.07	1.16	1.15	1.18	1.13	1.02	0.99	0.90	0.90
26	0.92	0.88	1.03	1.06	1.15	1.15	1.17	1.12	1.02	0.99	0.91	0.91
25	0.93	0.89	1.03	1.06	1.15	1.14	1.17	1.12	1.02	0.99	0.91	0.91
20	0.95	0.90	1.03	1.05	1.13	1.11	1.14	1.11	1.02	1.00	0.93	0.94
15	0.97	0.91	1.03	1.04	1.11	1.08	1.12	1.08	1.02	1.01	0.95	0.97
10	1.00	0.91	1.03	1.03	1.08	1.06	1.08	1.07	1.02	1.02	0.98	0.99
5	1.02	0.93	1.03	1.02	1.06	1.03	1.06	1.05	1.01	1.03	0.99	1.02
0	1.04	0.94	1.04	1.01	1.04	1.01	1.04	1.04	1.01	1.04	1.01	1.04
-5	1.06	0.91	1.04	1.00	1.02	0.99	1.02	1.03	1.00	1.05	1.03	1.06
-10	1.08	0.97	1.05	0.99	1.01	0.96	1.00	1.01	1.00	1.06	1.05	1.10
-15	1.12	0.98	1.05	0.98	0.98	0.94	0.97	1.00	1.00	1.07	1.07	1.12
-20	1.14	1.00	1.05	0.97	0.96	0.91	0.95	0.99	1.00	1.08	1.09	1.15
-25	1.17	1.01	1.05	0.96	0.94	0.88	0.93	0.98	1.00	1.10	1.11	1.18
-30	1.20	1.03	1.06	0.95	0.92	0.85	0.90	0.96	1.00	1.12	1.14	1.21
-35	1.23	1.04	1.06	0.94	0.89	0.82	0.87	0.94	1.00	1.13	1.17	1.25
-40	1.27	1.06	1.07	0.93	0.86	0.78	0.84	0.92	1.00	1.15	1.20	1.29
-42	1.28	1.07	1.07	0.92	0.85	0.76	0.82	0.92	1.00	1.16	1.22	1.31
-44	1.30	1.08	1.07	0.92	0.83	0.74	0.81	0.91	0.99	1.17	1.23	1.33
-46	1.32	1.10	1.07	0.91	0.82	0.72	0.79	0.90	0.99	1.17	1.25	1.35
-48	1.34	1.11	1.08	0.90	0.80	0.70	0.76	0.89	0.99	1.18	1.27	1.37
-50	1.37	1.12	1.08	0.89	0.77	0.67	0.74	0.88	0.99	1.19	1.29	1.41

Fuente: <http://irnas106.irnase.csic.es/microlei/manual1/cdbm2.htm>



Donde:

$T_m$  = temperatura media diaria del mes en °C;

$N_m$  = factor de corrección de la duración del día (tabla II.4.5);

$I$  = índice de calor anual, que es igual a la suma de los doce índices mensuales del año considerado.  $I = \sum(t/5)^{1.514}$

$$a = 6.75 \times 10^{-7} \times I^3 - 7.71 \times 10^{-5} \times I^2 + 1.792 \times 10^{-2} \times I + 0.49239$$

○ **Método de Hargreaves**

En este caso la ETP se calcula utilizando la siguiente fórmula:

$$ETP = (0.0023) Ra(t + 17.8)(T_{max} - T_{min})^{0.5} \tag{II.4.9}$$

Donde:

$Ra$  = radiación solar en función de la latitud (tabla 6); (Allen y Pruitt, 1986, y ASCE, 1989, citados en MMA, 2000);

$t$  = temperatura media;

$T_{max}$  = temperatura máxima;

$T_{min}$  = temperatura mínima.

**Tabla II.4.6. Radiación solar diaria total recibida sobre una superficie horizontal en MJ m<sup>2</sup> d<sup>-1</sup>, para el cálculo de la ETP de Hargreaves.**

Latitud, °C	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
70		3.20	12.98	22.20	35.47	42.79	39.49	26.65	12.81	5.45	1.01	
60	3.09	8.92	18.90	26.85	36.84	41.39	39.28	30.22	18.69	11.54	4.60	2.07
50	8.67	7.48	24.31	30.95	38.58	41.81	40.33	33.48	24.01	17.50	10.35	7.44
40	14.80	20.86	29.00	34.12	39.78	41.90	40.88	35.91	28.62	23.04	16.42	13.40
30	20.89	26.17	32.77	36.57	40.08	41.22	40.59	37.56	32.34	28.03	22.32	19.70
20	26.64	30.86	35.56	37.80	39.27	39.53	39.32	38.05	35.13	32.13	27.73	25.58
10	31.79	34.67	37.29	37.92	37.50	36.91	37.08	37.48	36.82	35.30	32.49	30.99
0	36.15	37.50	37.84	36.91	34.69	33.40	33.82	35.79	37.42	37.46	36.38	35.64
-10	39.57	39.25	37.29	34.84	31.01	29.05	29.76	33.12	36.82	38.47	39.27	39.45
-20	41.98	39.87	35.56	31.71	26.48	23.97	24.94	29.49	35.13	38.35	41.15	42.24
-30	43.34	39.34	32.77	27.65	21.31	18.43	19.57	25.43	32.34	37.08	41.94	44.01
-40	43.63	37.65	29.00	22.75	15.68	12.56	13.87	19.91	28.62	34.63	41.66	44.77
-50	43.04	19.21	24.31	17.25	9.91	6.98	8.12	14.33	24.01	31.41	40.48	44.65
-60	41.94	31.69	18.90	11.37	4.39	1.99	2.87	8.56	18.69	27.23	38.62	44.22
-70	42.19	27.99	12.98	5.37	0.48			3.15	12.81	22.49	37.43	45.70

Fuente: Adaptado de ASCE, 1989, citado en MMA, 2000.

**4.2. Métodos de cálculo de la ETR**

○ **Estimación de la ETR a partir de la ETP.** La ETP es el límite superior de la ETR. Para determinar la ETR debe tenerse en cuenta no sólo ese límite sino también el agua que efectivamente existe en la zona y con la condición  $ETR \leq ETP$ .

Cuando se conocen los valores de precipitación y la reserva de agua utilizable, se puede conocer la ETR a partir de la ETP al aplicar la fórmula del balance hídrico.

## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

Mediante este balance se puede contabilizar las ganancias de agua por lluvia o riego y las pérdidas por evaporación, escorrentía, drenaje profundo y la variación del almacenamiento de aguas en el suelo, pudiéndose establecer la duración y la magnitud a nivel macroclimático de los periodos con exceso o deficiencia de agua. Conocer el déficit es útil al momento de planificar el riego y para predecir rendimientos de cosechas en terrenos sin riego.

○ **Método de Turc.** Para el cálculo de la ETR, Turc, después de experimentar en más de doscientas cuencas hidrográficas, llegó a la expresión siguiente:

$$ETR = \frac{P}{0.9 + \frac{P^2}{L^2}} \quad [II.4.10]$$

Donde:

$ETR$  = evapotranspiración real en mm/año;

$P$  = precipitación en mm/año;

$L = 300 + 25 t + 0.05 t^2$ ;

$t$  = temperatura media anual en °C.

# Capítulo II.5. La infiltración y su medida

Se entiende por infiltración al proceso de entrada, generalmente vertical, de agua a través del terreno, procedente de una lluvia, riego o de una corriente de agua sobre la superficie del suelo. Con el agua penetran en el suelo las sustancias que lleve disueltas y en suspensión. Superada la capacidad de campo del suelo (máxima cantidad de agua que el suelo puede retener), el agua desciende por la acción conjunta de las fuerzas capilares y de la gravedad (Custodio y Llamas, 1976; Porta *et al.*, 1994; Davis y De Wiest, 1971).

La infiltración acumulada es la cantidad de agua que se ha infiltrado por unidad de superficie de suelo en un determinado lapso de tiempo:

$$I = I(t) \quad \text{[II.5.1]}$$

La velocidad de infiltración indica la tasa o velocidad a la que el agua entra en el suelo en cada instante, y se define como la cantidad de agua infiltrada por unidad de superficie y de tiempo. Disminuye muy rápidamente a lo largo de los primeros momentos del proceso, partiendo de unas condiciones de suelo seco y tiende a estabilizarse asintóticamente a lo largo del tiempo:

$$i(t) = \frac{dI(t)}{dt} \quad I(t) = \int_0^t i(t) dt \quad \text{[II.5.2]}$$

En la tabla 1 se muestran algunos valores medios de velocidades de infiltración para distintos materiales.

Tabla II.5.1. Velocidad de infiltración	
Muy arenoso	20-25 mm/h
Arenoso	15-20 mm/h
Limo-arenoso	10-15 mm/h
Limo-arcilloso	8-10 mm/h
Arcilloso	< 8 mm/h

Fuente: URL: [http://www.elriego.com/dom/informa\\_te/abacos/velocidad\\_infiltracion.htm](http://www.elriego.com/dom/informa_te/abacos/velocidad_infiltracion.htm)

La velocidad de infiltración media es la cantidad de agua infiltrada acumulada por unidad de superficie a lo largo del tiempo que ha durado el proceso:

$$i_m = \frac{\sum Q}{A \sum t} = \frac{I(t)}{T} \quad \text{[II.5.3]}$$

## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

Donde:

$A$  = superficie;

$t$  = tiempo en un instante dado;

$T$  = tiempo total.

La velocidad de infiltración básica o fina es la velocidad de infiltración que corresponde a un régimen relativamente estabilizado.

### 5.1. Factores que controlan la infiltración

Los principales factores que afectan la infiltración en una cuenca pueden agruparse en:

- Factores meteorológicos:
  - Características de la precipitación o del riego por aspersión: si la precipitación es muy intensa las gotas de lluvia compactan el terreno, lo que disminuye la infiltración. Este efecto es atenuado por la vegetación.
  - Temperatura: cuanto menor sea la temperatura del ambiente, menor será la temperatura del suelo, pudiéndose helar el agua que contiene, lo que produce una disminución de la infiltración.
- Factores geóticos
  - Estado de la superficie: rugosidad, encostramiento, pedregosidad, etc.
  - La textura: a mayor textura mayor compactación.
  - La estructura: una buena estructura del epipedón mejora la infiltración.
  - La conductividad hidráulica de los distintos horizontes.
  - La pendiente: facilitará o no que una lámina de agua se mantenga más o menos tiempo sobre el terreno.
  - La fracturación.
  - El contenido inicial de humedad: cuanto mayor sea la humedad menor será la infiltración.
- Factores bióticos
  - La vegetación: con sus raíces facilita la infiltración y protege al terreno de compactarse, pues un suelo desnudo está más expuesto al choque directo de las gotas de agua, lo que favorece la compactación así como el arrastre de las partículas finas, esto facilita que penetren hacia el interior y bloqueen los poros y grietas.
- Factores dependientes del fluido que se infiltra
  - El espesor de la lámina de agua sobre el terreno favorece la infiltración.
  - La turbidez del agua: a mayor turbidez menor infiltración, debido a que los sólidos en suspensión penetran en el suelo y aumentan la compactación.
  - El contenido en sales: puede favorecer la formación de flóculos con los coloides del suelo, lo que reduce la intensidad de infiltración.
  - La temperatura del agua afecta a su viscosidad y, por tanto, la facilidad con la que el agua discurre.
- Factores antrópicos
  - El grado de urbanización: disminuye la infiltración.

– La compactación: cuando un suelo se compacta disminuye la porosidad total y por la infiltración. Esta es una de las razones por las cuales campos cultivados que soportan el paso de tractores y maquinaria agrícola tienen menos infiltración, lo mismo sucede con los campos de pastoreo donde las pisadas del ganado compactan al suelo.

## 5.2. Métodos para determinar la infiltración

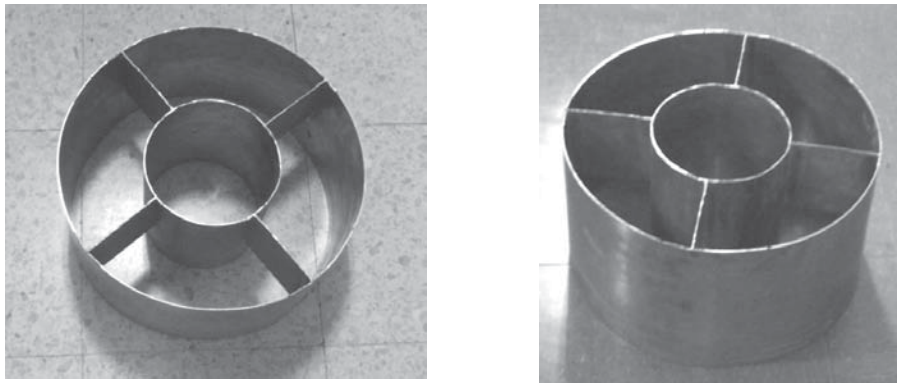
La unidad de infiltración es el mm/h o mm/día. Existen tres grupos fundamentales de métodos para determinar la capacidad de infiltración: infiltrómetros, análisis de hidrogramas de escorrentía en cuencas pequeñas y lisímetros (Custodio y Llamas, 1976).

○ **Infiltrómetros.** Sirven para determinar la capacidad de infiltración en pequeñas áreas cerradas al aplicar artificialmente agua al suelo. Los infiltrómetros se usan por lo general en pequeñas cuencas o en áreas pequeñas o experimentales dentro de cuencas grandes. La capacidad de infiltración se determina directamente. Pueden ser de dos tipos:

- *Tipo inundador.* La capacidad de infiltración se deduce del volumen de agua que es necesario añadir para mantener una lámina de agua de espesor constante sobre un área bien definida de terreno. Un ejemplo sería:

- *Infiltrómetro de doble anillo.* Consiste en dos cilindros concéntricos, abiertos por las dos bases y unidos entre sí para mantenerlas concéntricas al hincarlas en el terreno a una profundidad de unos 10 cm (figura II.5.1). Se añade una cantidad de agua conocida hasta que cubra suficientemente la punta de una varilla de medición situada en posición vertical en el cilindro interior. Entre los dos cilindros se mantiene el mismo nivel de agua. La misión del cilindro exterior es impedir la expansión lateral del agua infiltrada a través del cilindro interior. Al cabo de un cierto tiempo (que debe medirse), la lámina de agua enrasa con la punta de la varilla. Se repite la operación añadiendo una cantidad de agua conocida. Con la medición de los tiempos que tardan en infiltrarse éstos volúmenes de agua, se deduce la capacidad de infiltración.

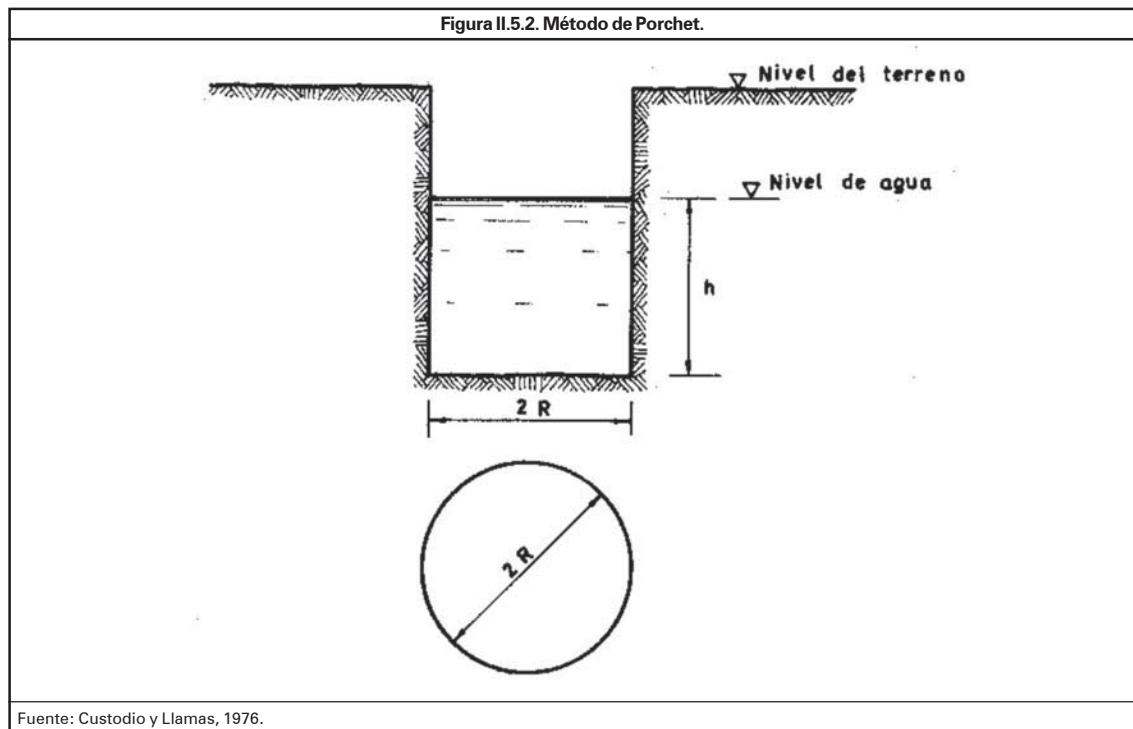
Figura II.5.1. Infiltrómetro de doble anillo.



## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

– *Cilindro excavado en el suelo* (método de Porchet). Se excava en el suelo un hoyo cilíndrico de radio  $R$  y se llena de agua hasta una altura  $h$  (figura 2). Para determinar la capacidad de infiltración ( $f$ ), basta medir pares de valores ( $h_1, t_1$ ) ( $h_2, t_2$ ), de forma que  $t_2$  y  $t_1$  no difieran demasiado, así:

$$f = \frac{R}{2(t_2 - t_1)} \ln \frac{2h_1 + R}{2h_2 + R} \quad [\text{II.5.4}]$$



- *Infiltrómetro tipo simulador de lluvia*. Mediante un sistema de tipo aspersión el agua se distribuye lo más uniformemente posible por una parcela (de 1 a 40 m<sup>2</sup>) en la que quiere conocerse la capacidad de infiltración. Para comprobar la uniformidad del reparto se colocan algunos pluviómetros. También hay que colocar algún sistema para medir la escorrentía superficial. Conocida la lluvia  $P$  y la escorrentía  $S$  y despreciando el valor de la ET, el valor de la infiltración es  $I = P - S$  en el correspondiente intervalo de tiempo.

○ **Análisis de hidrogramas en cuencas pequeñas**. Es un método usado para comparar valores entre distintas cuencas. Se precisa de un limnógrafo para conocer los caudales de escorrentía superficial y, por lo tanto, el volumen total escurrido (Martínez y Navarro, 1996). Del limnógrafo se obtendrá un registro continuo de niveles, pudiéndose calcular el volumen de agua que ha discurrido superficialmente. El resto hasta el total de agua precipitada será la suma de la intercepción, evapotranspiración e infiltración pero puesto que el área es pequeña

y el tiempo en que se hace el balance es corto pueden despreciarse los dos primeros. Así, el volumen infiltrado será la diferencia entre el volumen de agua precipitada y el de escorrentía superficial.

○ **Lisímetros.** Disponen de un colector que atraviesa totalmente el terreno contenido en el aparato. Al agua recogida en el colector debe añadirse la medida del incremento en retención por el terreno, y una estimación de la parte de agua infiltrada que se pierde por evapotranspiración que puede despreciarse en intervalos cortos de tiempo.





# Capítulo II.6. Escurrimiento

Los términos escurrimiento y flujo se refieren, en principio, al mismo fenómeno: el movimiento de un líquido bajo la influencia de la gravedad. En hidrología, la distinción entre estos dos términos es la siguiente: mientras el escurrimiento representa el movimiento del agua sobre una región o una superficie dada, el flujo expresa el movimiento del agua a través de una sección transversal cualquiera. El escurrimiento se expresa normalmente en volumen ( $m^3$ ) o en altura de agua (mm) con relación a una superficie; el flujo se mide en volumen por unidad de tiempo ( $m^3/s$ ). Existen dos tipos de método para medir el flujo o caudal.

**Método directo.** Se mide el caudal directamente con la ayuda de un recipiente calibrado, evaluando, con un cronómetro se toma el tiempo necesario para llenarlo.

**Métodos indirectos.** Se miden los parámetros fundamentales que gobiernan el flujo, es decir, la superficie y la velocidad media de la sección, pues el caudal es el producto de estos dos parámetros. La estimación de la superficie mojada se hace mediante medidas topográficas o con la ayuda de mapas batimétricos suficientemente precisos. La velocidad puede medirse con molinetes o estimada con el empleo de flotadores (tabla II.6.1).

Tabla II.6.1. Métodos para la medida del flujo o escurrimiento.	
Tipo de canal	Método utilizado
Ríos	Método indirecto con base en la medida de la sección transversal y la velocidad. Para una medida precisa de la velocidad debe utilizarse un molinete. Si se quiere únicamente un orden de magnitud, puede emplearse un flotador.
Arroyos, torrentes	Método indirecto (químico): medida de la concentración de una solución salina. Método directo: vertedores.
Grandes canales	Método indirecto: empleo del molinete o de un flotador.
Pequeños canales regulares	Método indirecto: concentración salina o aforador Parshall.
Manantiales	Método directo: llenado de volumen constante en un tiempo fijo, vertedores.
Conductos cerrados	Método directo: llenado de volumen. Método indirecto: tubo de Pitot, Venturi.
Flujo turbulento en laboratorio	Método directo: sonda termoelectrónica.

## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

### Escorrimento superficial

#### Velocidad media

Cuando la lluvia cae sobre una cuenca y los niveles de infiltración y de evaporación son iguales o inferiores a la intensidad del aguacero, comienza el fenómeno de escurrimiento sobre toda la superficie de la cuenca afectada por dicho aguacero.

La velocidad media del escurrimiento puede estimarse de acuerdo con la fórmula empírica siguiente:

$$v = 20 \left[ \text{sen}(\alpha) \right]^{3/5} \text{ (m/s)} \quad \text{siendo } \alpha \text{ el ángulo del terreno.} \quad [\text{II.6.1}]$$

El cuadro siguiente contiene los valores de la velocidad calculada para distintos valores de pendiente de terreno (Tabla II.6.2).

Tabla II.6.2. Valores de velocidad media de escurrimiento (m/s).								
Pendiente (%)	0.1	0.5	1	5	10	15	20	30
Velocidad (m <sup>3</sup> /s)	0.31	0.84	1.27	3.29	5.00	6.40	7.62	9.60

#### Cobertura vegetal

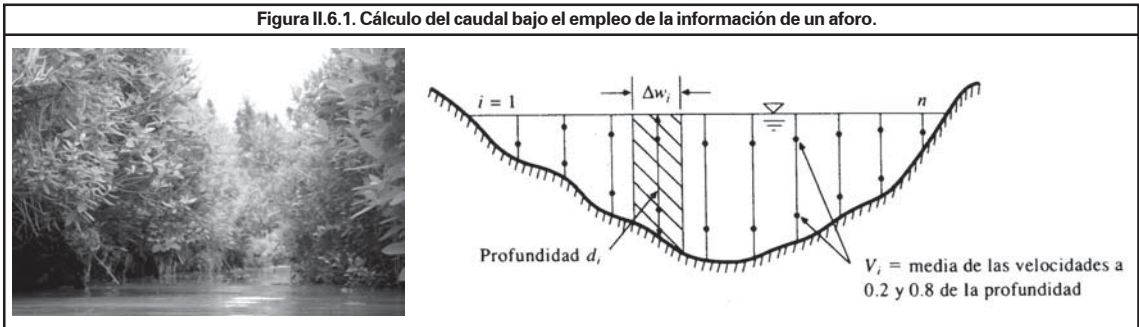
Es importante conocer el efecto de la cobertura vegetal sobre la velocidad del escurrimiento. La vegetación actúa, en algunos casos, como si la intensidad de las precipitaciones fuera cuatro veces menor. Esto es extremadamente importante para el cálculo de las curvas isocronas, para los problemas de modulación de crecidas y sobre todo para los estudios de erosión y de sedimentación que se presentan en una cuenca (Llamas, 1993).

#### Curva de aforos

Se define esta curva como la relación funcional entre el nivel observado en una sección transversal y el caudal correspondiente. Esta curva se construye de acuerdo con la observación de varias condiciones nivel-caudal en una sección estable del río. Para construir una curva de aforos confiable, los puntos observados deben contener valores extremos del caudal y de elevación de manera tal que se puedan obtener buenas extrapolaciones. Las mediciones representan valores promedio a lo largo de un ancho  $\Delta w_i$  de la corriente, luego el caudal se calcula con la siguiente ecuación:

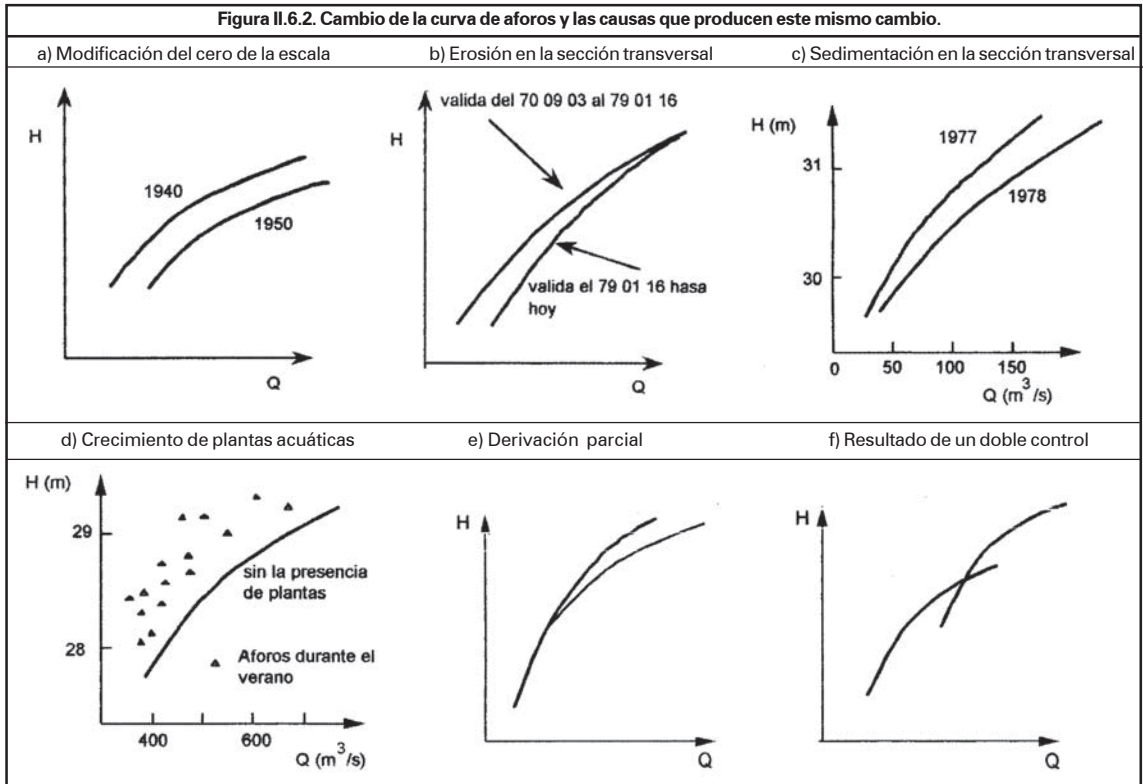
$$Q = \sum_{i=1}^n V_i d_i \Delta w_i. \quad [\text{II.6.2}]$$

Figura II.6.1. Cálculo del caudal bajo el empleo de la información de un aforo.



La curva de aforos puede variar con el tiempo a causa de los siguientes factores: error en los aforos, cambio de escala limnimétrica, movimiento del fondo del río (causado por la erosión o la sedimentación), crecimiento de plantas acuáticas, efecto de los hielos, cambio del régimen debido a las actividades humanas (construcción de embalses, diques, puentes), derivaciones parciales para reducir las crecidas, erosión del fondo del río (causado por crecidas sobre fondos inestables de arenas y gravas finas).

Los ejemplos de la figura II.6.2 muestran el cambio de la curva de aforos y las causas que producen este mismo cambio.



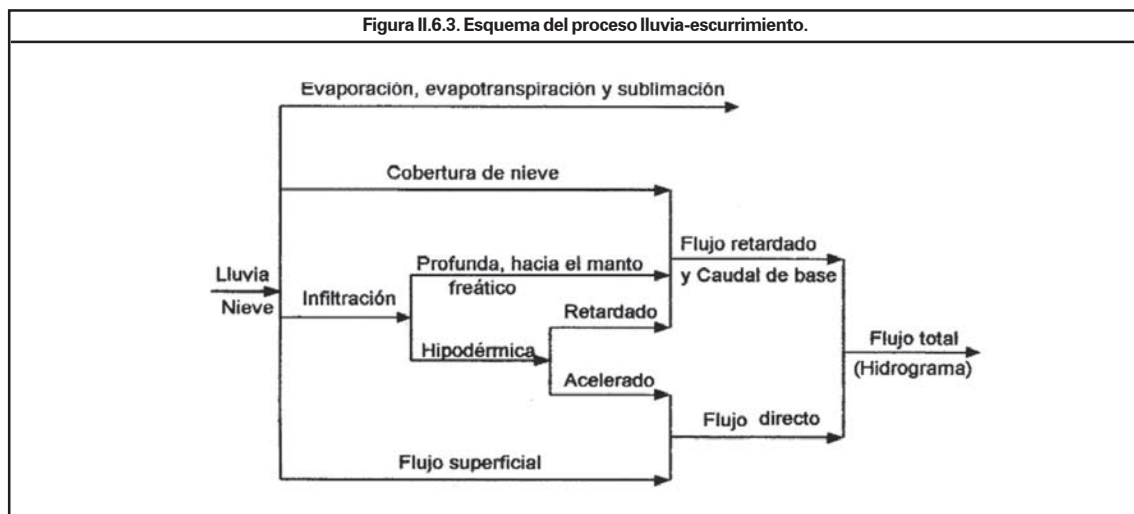
**Distribución cronológica del flujo**

Un hidrograma es la fotografía de las características fisiográficas y climáticas que rigen las relaciones entre las precipitaciones y el caudal en una cuenca en particular. Un hidrograma puede ser simple, si contiene un sólo máximo; o complejo, si contiene varios picos. Una de las partes importantes del análisis hidrográfico consiste en separar un hidrograma en varios hidrogramas simples.

**Revisión del mecanismo del escurrimiento**

Las aguas procedentes de las precipitaciones y de la fusión de la nieve alcanzan el lecho del río por cuatro vías distintas: el escurrimiento o el flujo de superficie, el flujo hipodérmico, el flujo subterráneo, o bien, las precipitaciones que caen directamente en las capas de agua libre.

Figura II.6.3. Esquema del proceso lluvia-escorrimento.



Se entiende por escorrimento el flujo por gravedad en la superficie del suelo de acuerdo con la pendiente del terreno. En un primer tiempo, se produce la saturación progresiva del terreno y no hay escorrimento mientras la tasa de precipitaciones no supere la capacidad de infiltración del suelo. Si la intensidad de la lluvia supera dicha capacidad, el agua corre a lo largo de las pendientes. Así, se denomina escorrimento hipodérmico a la parte infiltrada de las precipitaciones que camina, al principio, casi paralelamente en las capas superiores del terreno para reaparecer al aire libre, al encuentro de un canal de flujo.

### Forma general del hidrograma

La figura II.6.4 muestra un hidrograma típico registrado en una estación de aforo posterior a un aguacero.

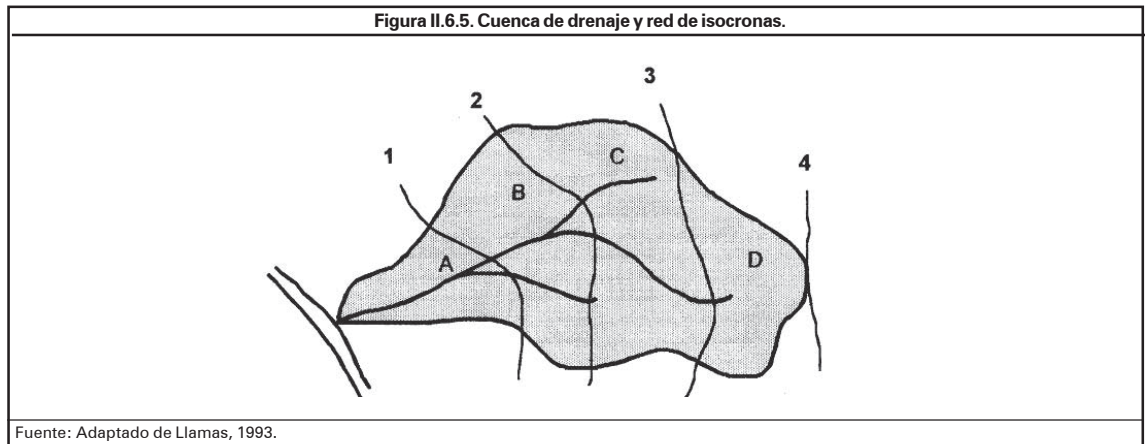
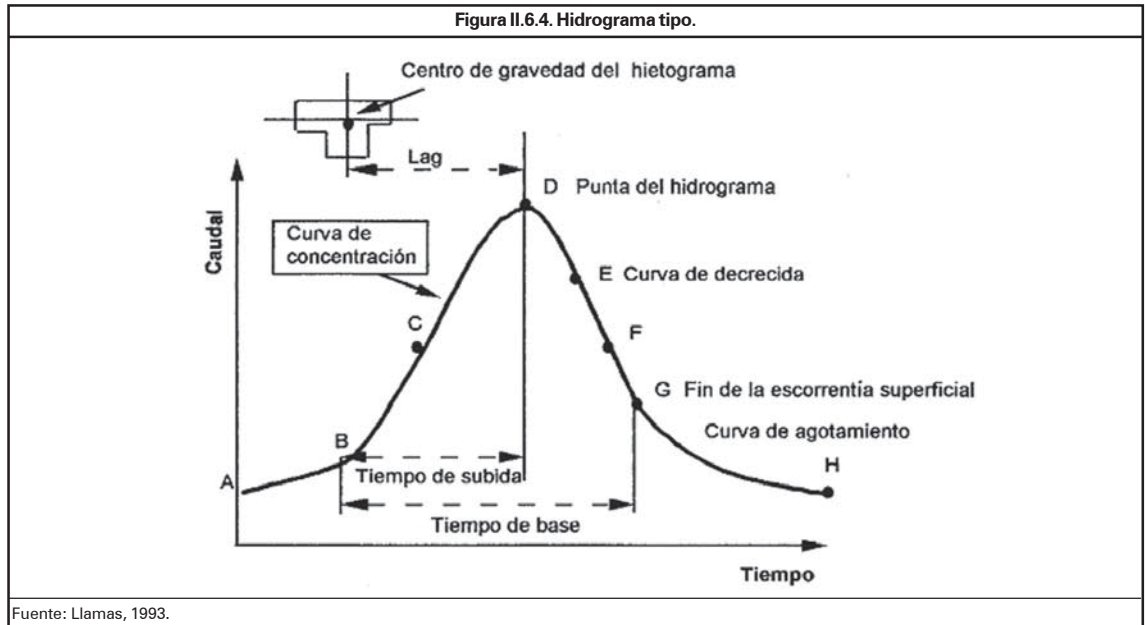
Este hidrograma consta de tres partes: un segmento de acercamiento (segmento AB); una curva de subida o de concentración (segmento BD) y una curva de recesión o de decrecida (segmento DH). El punto B se conoce como punto de subida, mientras que C y E son puntos de inflexión, y D es la punta o pico del hidrograma.

La curva de concentración suele ser vecina de una recta y la curva de decrecida puede representarse con una función exponencial.

La curva de agotamiento representa la decrecida de las aguas subterráneas, más el residuo del flujo hipodérmico.

Los parámetros de tiempo son: al tiempo transcurrido entre el punto de subida B y la punta del hidrograma se conoce como el tiempo de subida; el tiempo transcurrido entre el punto de subida B y el fin del escorrimento de superficie G es el tiempo base; el tiempo transcurrido entre el centro de gravedad del hidrograma y la punta del hidrograma se conoce como tiempo de retraso o lag, por último, el tiempo de concentración de la cuenca se define como el tiempo que tarda una gota de agua caída en el punto más alejado de la desembocadura para llegar a ésta.

En la figura II.6.6 aparecen las dos formas que puede tomar el hidrograma de dos aguaceros diferentes caídos sobre una cuenca (figura II.6.5) donde se han determinado cuatro isocronas de igual superficie. El tiempo de concentración es entonces de cuatro horas.



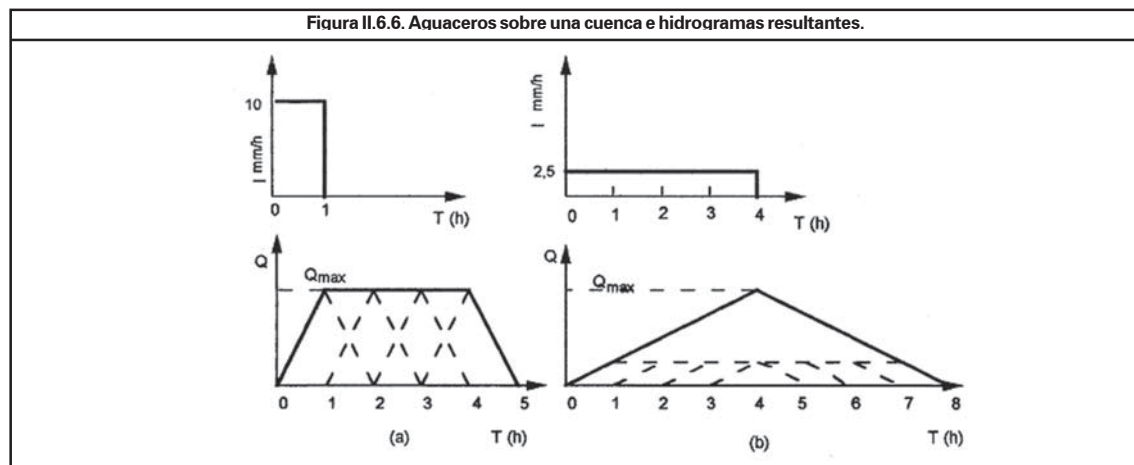
a) El aguacero es uniforme, de intensidad  $I = 10 \text{ mm/h}$  y de duración igual a una hora. La subida del hidrograma es lineal y la forma global es la de un trapecio. En este caso el tiempo de base es:  $T = t_c + t_r = 5 \text{ h}$ . Donde:  $t_c$  es el tiempo de concentración (4 h) y  $t_r$  es la duración del aguacero (1 h).

b) El aguacero es uniforme, de intensidad  $I = 10 \text{ mm/h}$  y de duración igual a una hora. La subida del hidrograma es lineal y la forma global es la de un trapecio. En este caso el tiempo de base es:  $T = t_c + t_r = 5 \text{ h}$ . Donde:  $t_c$  es el tiempo de concentración (4 h) y  $t_r$  es la duración del aguacero (1 h).

c) El aguacero es uniforme, con precipitaciones que alcanzan 10 mm en cuatro horas. Por lo tanto, la intensidad es  $I = 10/4 = 2.5 \text{ mm/h}$ . En este ejemplo, la subida del hidrograma es lineal y la forma global es

## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

triangular, pero el caudal máximo es el mismo que en el caso anterior. El tiempo de base del hidrograma es ahora:  $T = t_c + t_r = 8 h$ .



### Factores que influyen en un hidrograma

Los factores que influyen al hidrograma de un aguacero son de cuatro tipos: las precipitaciones, el suelo, el clima y la cuenca, la tabla II.6.3 resume los principales factores que influyen al hidrograma de una cuenca.

**Tabla II.6.3. Principales factores que influyen al hidrograma de una cuenca.**

Factores de precipitación	Factores del suelo	Factores de la cuenca
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Intensidad de la precipitación</li> <li>• Duración de la precipitación</li> <li>• Distribución espacial de la precipitación</li> <li>• El recorrido del aguacero</li> <li>• El tipo de precipitación</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• La cubierta vegetal</li> <li>• La capa arable</li> <li>• La permeabilidad del suelo</li> <li>• La profundidad del suelo</li> <li>• El perfil del suelo</li> <li>• El drenaje subterráneo</li> <li>• Las técnicas de cultivo</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Longitud de flujo y tiempo de recorrido</li> <li>• La superficie</li> <li>• La pendiente</li> <li>• La forma</li> <li>• La densidad de drenaje</li> <li>• La geología del suelo</li> <li>• El uso de suelo de la cuenca</li> </ul>

### Separación de los componentes del flujo

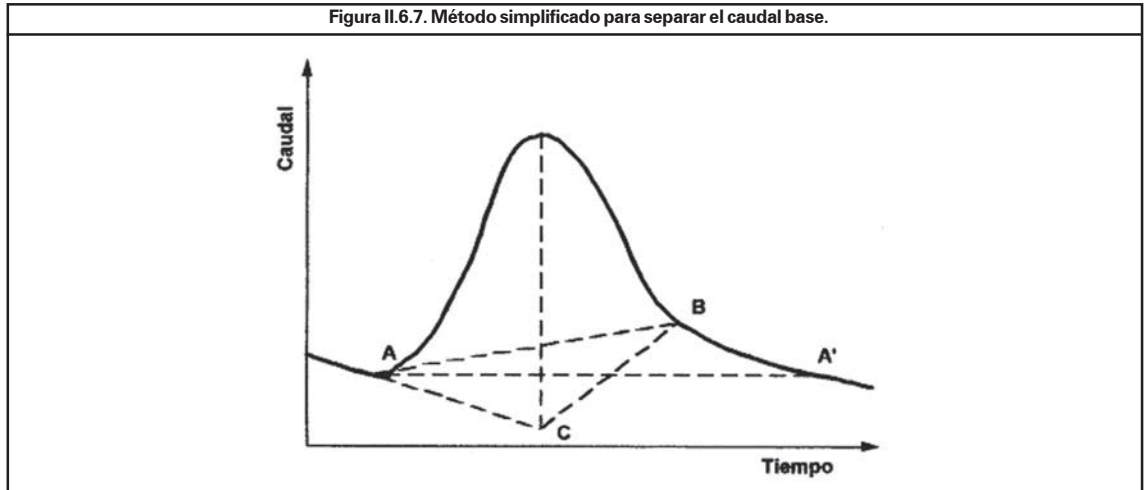
Una de las primeras operaciones a efectuar cuando se lleva a cabo un análisis hidrográfico consiste en separar, en el hidrograma registrado, los distintos componentes: flujo base, flujo subterráneo, flujo hipodérmico y escurrimiento superficial.

#### Métodos simplificados para la separación de componentes del flujo

El método más simple consiste en trazar una recta paralela al eje del tiempo que pase por A pues es el punto donde se inicia la subida (figura II.6.7). La intersección de dicha recta con el hidrograma tiene lugar en el punto A' y el tiempo de base está definido por AA'. Este método, en general, proporciona un tiempo de base demasiado grande.

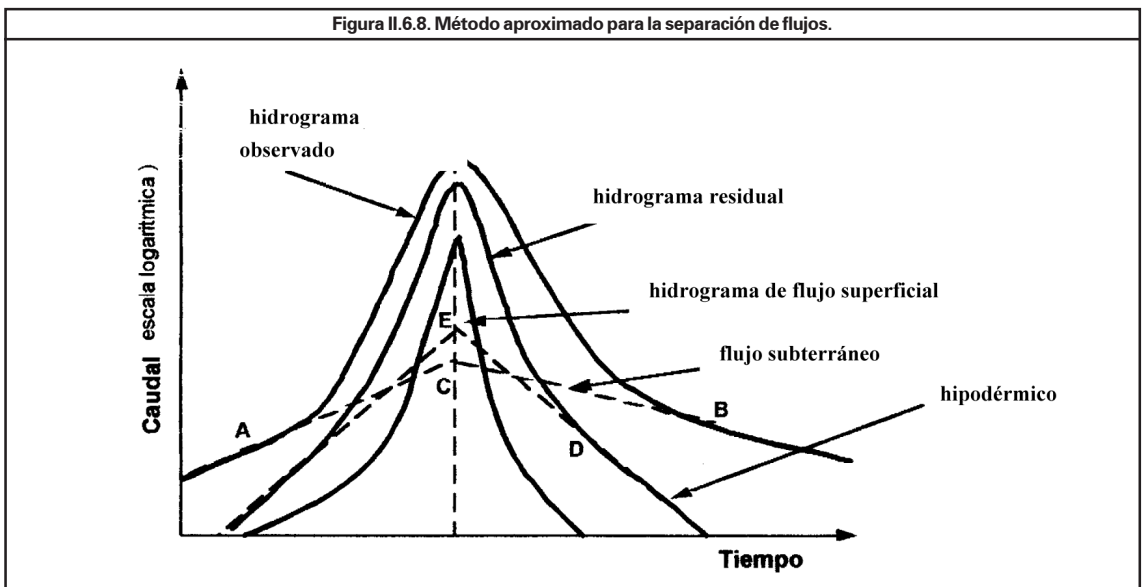
El segundo método consiste en unir los puntos A y B (figura II.6.7), siendo B el final del escurrimiento superficial. Este punto aparece con mucha frecuencia marcado por una ligera inflexión de la curva de descenso o decrecida.

Una modificación a este método consiste en prolongar la curva de escurrimiento, antes del aguacero, hasta el punto C (figura II.6.7) situado sobre la vertical de la punta de crecida. Después se unen los puntos C y B.



**Métodos aproximados para la separación de componentes del flujo**

La primera operación consiste en trazar el hidrograma observado sobre una escala logarítmica de caudal. La ruptura en el punto B de la curva de decrecida (figura 8) aparece entonces con mayor nitidez. La curva de decrecida se prolonga entonces por una recta hasta la vertical de la punta (punto C). La parte del flujo bajo la



## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

línea ABC representa el flujo subterráneo. El hidrograma residual por encima de ABC se obtiene por sustracción y aparece representado sobre la misma escala. Se observa entonces que una nueva ruptura o inflexión en el punto D. Al repetir la operación realizada anteriormente se obtiene el hidrograma de escurrimiento superficial.

### ESTIMACIÓN DE LA PUNTA DEL HIDROGRAMA

La parte más importante del hidrograma, en lo que respecta al estudio de las dimensiones que hay que dar a las estructuras hidráulicas, es la punta o caudal máximo generado por un aguacero. Para estimar el caudal pico, los métodos difieren de acuerdo con la superficie, A, de la cuenca. La clasificación usual es la mostrada en la tabla II.6.4.

Superficie	Método
A < 25 km <sup>2</sup>	Método racional, fórmulas empíricas.
A < 250 km <sup>2</sup>	Método racional, fórmulas empíricas, hidrograma unitario.
A < 5,000 km <sup>2</sup>	Hidrograma unitario, frecuencia de inundación.
A > 5,000 km <sup>2</sup>	Hidrograma unitario, frecuencia de inundación, laminado de crecidas.

### Método del hidrograma unitario

La teoría del hidrograma unitario (H.U.) se empezó a desarrollar con estudios intensivos, encaminados a producir caudales de crecientes a partir de registros de lluvias.

En 1932, Sherman desarrolló un gráfico unitario en el cual asumió que para una duración dada de lluvia efectiva el tiempo base de la hidrógrafa debería permanecer constante. Las hipótesis en que está basada la teoría del hidrograma unitario son las siguientes:

- La precipitación efectiva está uniformemente distribuida en un periodo de tiempo especificado. Esta hipótesis implica que la tormenta seleccionada debe ser de corta duración, de tal manera que pueda producirse una precipitación efectiva uniforme, dando lugar a un hidrograma simple de tiempo base corto. Una duración de aproximadamente  $1/4 t_c$  se considera satisfactoria.

- La precipitación efectiva está uniformemente distribuida en toda el área de la cuenca. Esta hipótesis restringe el tamaño del área donde se puede aplicar la metodología. Según varios autores el área no debe exceder los 5,000 km<sup>2</sup>, sin embargo en climas tropicales el área de aplicación debe ser mucho menor debido a las fuertes variaciones espaciales que tiene la precipitación en trayectos muy cortos.

- El tiempo base de un hidrograma unitario, debido a precipitaciones unitarias iguales, es constante.

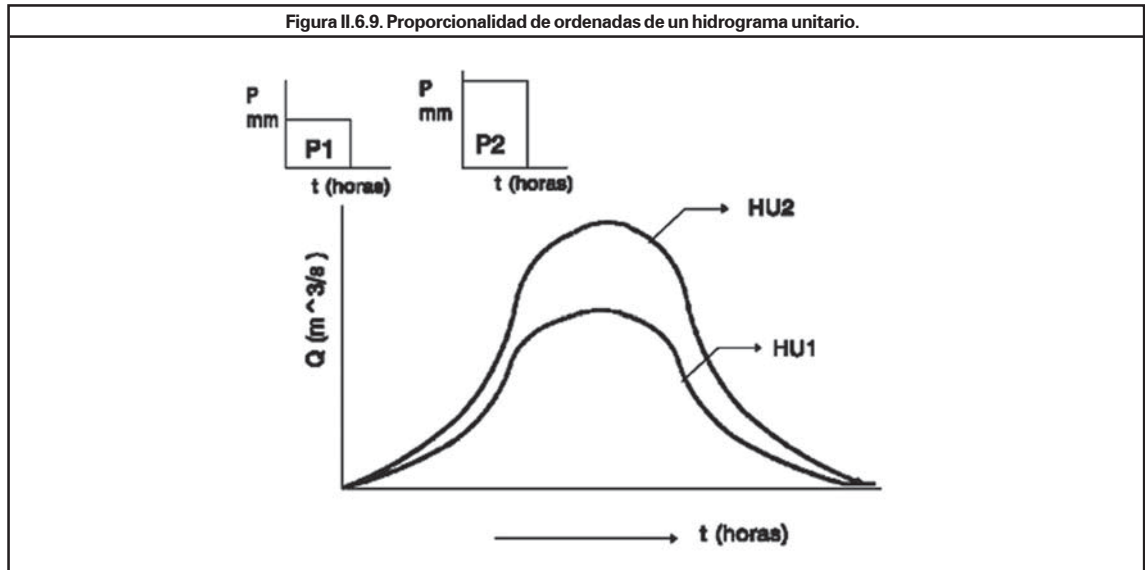
- Las ordenadas de los hidrogramas de escurrimiento con un tiempo base común son directamente proporcionales. Esta hipótesis es conocida como el principio de linealidad, de superposición o de proporcionalidad. Si se tienen dos precipitaciones efectivas de la misma duración, pero de distinta intensidad, cada una producirá un hidrograma proporcional al otro, tal como se muestra en la figura II.6.9.

- Para una cuenca el hidrograma de escurrimiento de una precipitación de duración dada refleja todas las características físicas de la cuenca.

- El hidrograma de escurrimiento de una duración específica es única para la cuenca.

La teoría del hidrograma unitario puede resumirse como un sistema lineal e invariante en el tiempo, en el cual, si la longitud de la excitación permanece constante pero su volumen crece, el tiempo base de la





respuesta no se altera, pero las ordenadas de la respuesta suben en proporción al volumen de la excitación (Chow *et al.*, 1994).

Bajo condiciones naturales de precipitación y drenaje, las hipótesis asumidas podrían no ser satisfechas perfectamente. Sin embargo, cuando los datos hidrológicos son seleccionados con cuidado, esta teoría es aceptable para propósitos prácticos.

En el caso de que no se tengan lluvias aisladas sino una lluvia larga con intensidades diferentes, se divide esa lluvia en duraciones iguales, con una intensidad constante para cada duración. Se supone que la precipitación en intervalos iguales produce hidrogramas proporcionales de escurrimiento superficial directo. La suma de esos hidrogramas dará el hidrograma total (figura II.6.10).

Matricialmente podría expresarse como  $\bar{Q} = \bar{P}\bar{Y}$ , en donde  $Q$  es una matriz  $N \times 1$ ;  $P$  es una matriz  $N \times M$ , y  $Y$  es una matriz  $M \times 1$ . Si  $L$  es el número de ordenadas de la precipitación efectiva y  $M$  es el número de ordenadas del hidrograma unitario, se cumple que  $N = L + M - 1$ .<sup>1</sup>

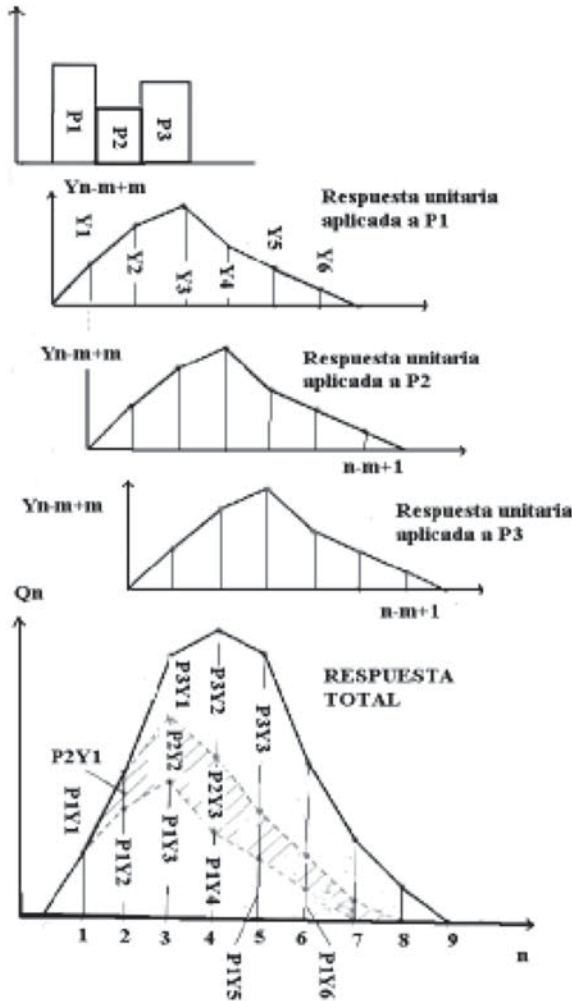
Etapas para la construcción del hidrograma unitario a partir de los datos de precipitación y caudal:

- Estudio de las características físicas de la cuenca para calcular su tiempo de concentración ( $T_c$ ).
- Entre los aguaceros analizados, se eligen aquellos cuya duración sea  $T_r = 1/3 T_c$  o  $T_r = 1/5 T_c$ .
- Cálculo del volumen total del aguacero.
- Cálculo de la curva de infiltración y, si es necesario, el volumen de evapotranspiración que permita obtener el aguacero neto.
- Separación de los componentes del hidrograma.
- Trazado del hidrograma de escurrimiento neto superficial.

1. El método del H.U. sólo es válido cuando  $T_r = 1/3 T_c$  o  $T_r = 1/5 T_c$ ; donde  $T_r$  = duración de la precipitación.

SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

Figura II.6.10. Teoría del hidrograma unitario.



En la figura, si  $Y_i$  son las ordenadas del hidrograma unitario, se tiene:

$$Q_1 = P_1 Y_1$$

$$Q_2 = P_1 Y_2 + P_2 Y_1$$

$$Q_3 = P_3 Y_3 + P_2 Y_2 + P_1 Y_1$$

.

.

.

$$Q_{n-1} = P_m Y_{n-m} + P_{m-1} Y_{n-m+1}$$

En general, si hay  $m$  impulsos o periodos de lluvia, se tiene:

$$Q_n = \sum_1^m P_m Y_{n-m+1}$$

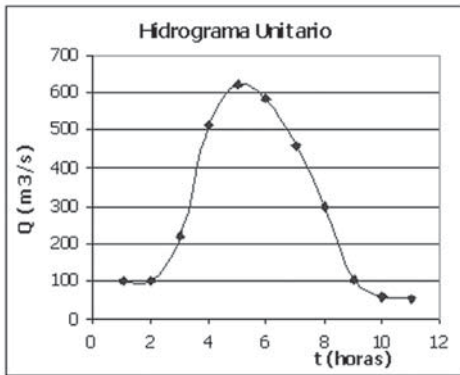
Donde  $Q_n$  es la ordenada  $n$  del hidrograma de escurrimiento resultante. La ecuación anterior, es la de convolución discreta para un sistema lineal.

Fuente: adaptado de Chow *et al.*, 1994.

• Modulación de las ordenadas del hidrograma de tal manera que el hidrograma resultante corresponda a una intensidad unitaria del aguacero.

Ejemplo: El hidrograma siguiente corresponde a una precipitación de duración de una hora y una precipitación bruta de 20 mm. La superficie de la cuenca es de 600 km<sup>2</sup>. Determinar el hidrograma unitario.

T (hrs)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Q (m <sup>3</sup> /s)	100	98	220	512	620	585	460	300	105	60	54



Tiempo	Q	Q <sub>base</sub>	Q <sub>neto</sub> (Q-Q <sub>base</sub> )	Q <sub>unitario</sub> S=(Q <sub>neto</sub> /h)
1	100	100	0	0.000
2	98	98	0	0.000
3	220	98	122	9.606
4	512	98	414	32.598
5	620	98	522	41.102
6	585	98	487	38.346
7	460	98	362	28.504
8	300	98	202	15.906
9	105	98	7	0.551
10	60	60	0	0.000
11	54	54	0	0.000
Σ =	3114		2116	166.610

Volumen escurrido = 2,116 m³/s (3,600s) = 7'617,600 m³

$$h = \frac{vol}{sup} = \frac{7'617,600m^3}{600 \times 10^6} = 0.012696 \text{ m} = 12.70 \text{ mm de lámina total neta}$$

Verificación: Volumen escurrido =  $\frac{166.614(3600)}{600 \times 10^6} \times 1000 = 1 \text{ mm}$

$P_{neta} = P_{bruta} - \text{pérdidas}$        $\text{pérdidas} = P_{bruta} - P_{neta} = 20 \text{ mm} - 12.70 \text{ mm} = 7.3 \text{ mm}$

A partir del hidrograma unitario (H.U.) determinar el hidrograma resultante generado por el hidrograma neto siguiente y el H.U. de cuatro horas:

T (hrs)	1	2	3	4
I (mm/h)	10	20	5	2

T (hrs)	H.U. de 1 hora m³/s	Escorrimento (10 mm)en m³/s	Escorrimento (20 mm)en m³/s	Escorrimento (5 mm)en m³/s	Escorrimento (2 mm)en m³/s	EscorrimentoTotal en m³/s	H.U. de 4 horas
1	9.606	96.06	0	0	0	96.06	2.596
2	32.598	325.98	192.12	0	0	518.10	14.002
3	41.102	411.02	651.96	48.03	0	1111.01	30.027
4	38.346	383.46	822.04	162.99	19.212	1387.702	37.505
5	28.504	285.04	766.92	205.51	65.196	1322.666	35.748
6	15.906	159.06	570.08	191.73	82.204	1003.074	27.110
7	0.551	5.51	318.12	142.52	76.692	542.842	14.671
8			11.02	79.53	57.008	147.558	3.988
9				2.755	31.812	34.567	0.934
10					1.02	1.020	0.028
						Σ6164.599	Σ166.609



# Capítulo II. 7. Hidrometría

Las medidas directas de caudal en una sección de un río son necesarias e imprescindibles para muy diversos objetivos:

- Cuantificación de la escorrentía superficial en una cuenca determinada
- Estudio de las relaciones río-acuífero
- Proyectos de obras hidráulicas
- Prevención y control de avenidas

La escorrentía superficial se refiere, en general, al agua que circula por la superficie terrestre y se concentra en los ríos. En detalle, parte importante de la escorrentía generada por un evento lluvioso, sobre todo en áreas forestales, es realmente de flujo subsuperficial o hipodérmico, es decir, agua que no circula en régimen de lámina libre sino que inicialmente se infiltra, escapa de la evapotranspiración y, en vez de constituir infiltración eficaz, circula horizontalmente por la parte superior de la zona no saturada hasta volver a la superficie.

El reparto entre la escorrentía superficial y la subsuperficial está determinado por la tasa de infiltración que depende, básicamente, de factores climatológicos, geológicos e hidrológicos. Probablemente el factor más decisivo sea la intensidad y la duración de la lluvia, pero también la conductividad hidráulica del suelo, textura y condiciones del suelo, topografía, red de drenaje y vegetación. En general, el flujo subsuperficial domina en todos casos excepto en aguaceros de fuerte intensidad.

Cuando estos flujos alcanzan algún canal de la red de drenaje natural y se unen al flujo de base del mismo, originado por la descarga de aguas subterráneas, el conjunto circula por dicha red de acuerdo con las leyes de la hidráulica de cauces naturales.

La escorrentía superficial tiene carácter residual de los restantes procesos hidrológicos, esencialmente estocásticos, sujetos a una gran cantidad de variables no controladas, por lo que, realmente, la escorrentía superficial carece de una ley fundamental que rija su comportamiento. Para su análisis y evaluación es necesario recurrir, en la mayor parte de los casos, a la teoría de sistemas y a la estadística.

Los datos de partida se obtienen en las denominadas estaciones de aforos, o puntos de control, en donde se realizan mediciones de caudales, por muy diversas técnicas, que se denominan aforos o medidas hidrométricas.

Los datos hidrométricos deben ser fiables y continuos; para ello se requiere de un periódico y sistemático contraste y mantenimiento de las estaciones, y un diseño previo de la red de observación que debe ser lo

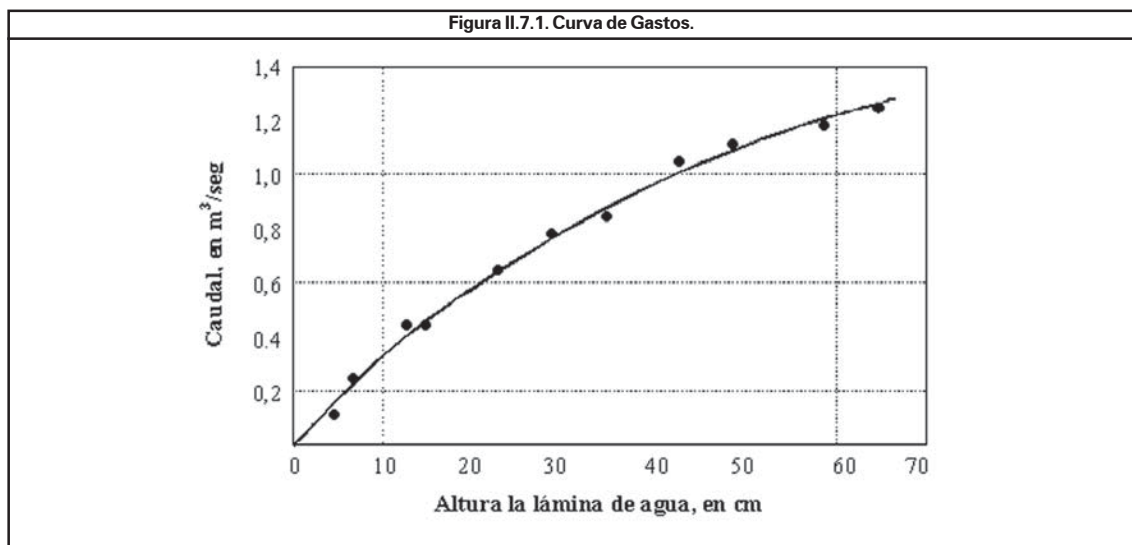
## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

suficientemente densa como para no permitir la pérdida de información básica pero no tanto como para representar un excesivo coste, mayor complejidad de mantenimiento y la obtención de datos no realmente representativos. Un aspecto interesante a destacar es que, dado precisamente el carácter estocástico del proceso, se requieren series temporales de larga duración para realizar interpretaciones del funcionamiento del sistema poco influenciadas por situaciones anecdóticas y poco representativas, y también, curiosamente, para poder interpretar y enmarcar adecuadamente este tipo de situaciones. Por esta razón, el mantenimiento eficiente de la red debe establecerse como norma, y debe estar sujeta a un proceso continuo de optimización.

### La curva de gastos

Para una sección dada existe una relación entre el caudal y la altura de la lámina de agua,  $Q = f(h)$ , que se denomina curva de gastos y que se determina experimentalmente por medidas repetidas de caudales y alturas en diversas condiciones. A partir de ella, basta con medir la altura para determinar el caudal, o lo que es lo mismo, basta con determinar la variación de la altura del agua con el tiempo para obtener la variación de los caudales con el tiempo.

En la figura II.7.1 se muestra un ejemplo hipotético de una curva de gastos.



Normalmente la curva de gastos se obtiene mediante el dibujo de una curva suave que se ajuste lo mejor posible a los puntos obtenidos por los pares de valores  $(h_i, Q_i)$ , pero también se puede hacer un ajuste estadístico para obtener la ecuación de la curva que normalmente es una parábola de segundo grado, del tipo:

$$Q = ah^2 + bh + c \quad \text{[II.7.1]}$$

En la que los parámetros  $a$ ,  $b$  y  $c$  se obtienen por ajuste de mínimos cuadrados.

Otros ajustes de la curva pueden ser a leyes exponenciales del tipo  $h = h_0 \cdot Q^a$  o potenciales de la forma  $Q = (h - h_0)^A$ , que tienen la ventaja de que representadas en papel semilogarítmico la primera o doblelogarítmico la segunda, la curva de gastos tiene la forma de una recta.

### Tipos de medidas hidrométricas

Los principales métodos de aforo son los siguientes:

- Por medición de la lámina de agua
- Por medición de la velocidad de flujo
- Por creación de una sección de control
- Químicos
- Por medidas electromagnéticas por ultrasonidos de la velocidad (métodos acústicos)

### Aforo por medición de la lámina de agua

A partir de la curva de gastos  $Q = f(h)$  el caudal se determina mediante la medición de la altura de la lámina de agua.

Estas mediciones se pueden realizar de manera esporádica, con cierta periodicidad o en continuo. Para los dos primeros casos se utilizan los limnímetros y para las medidas en continuo los limnógrafos.

Un limnómetro es, en esencia, una escala graduada que se coloca normalmente adosada a la pared del cauce, si la hubiere, como es el caso de un puente, por ejemplo, o en el cajero de la estación de aforos, si está construída. Con objeto de evitar errores en la lectura que pudieran ser producidos por los agentes atmosféricos o por la propia corriente de agua, los limnímetros se suelen colocar en el interior de pozos unidos al cauce por medio de tuberías, lo que requiere un continuo trabajo de mantenimiento para evitar que los arrastres sólidos de la corriente puedan taponar dichas tuberías.

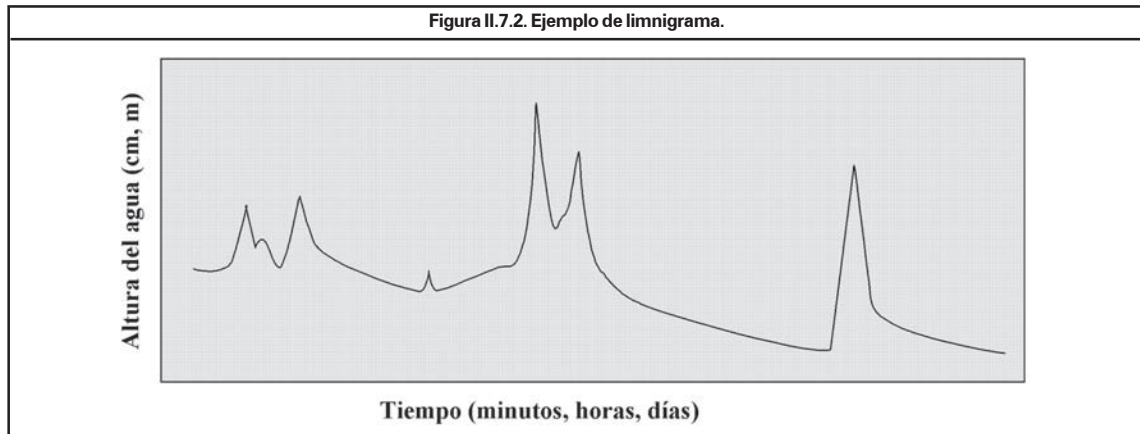
Tanto si la lectura del limnómetro se realiza con carácter esporádico como periódico, el principal inconveniente que presenta este método es que no se pueden controlar las variaciones de altura y, por tanto, de caudal, que se experimentan entre dos medidas, salvo que éstas se realicen con una ventana temporal reducida, de tipo diario como mínimo, lo que requiere de una persona encargada de dicha tarea. En los episodios de crecida o avenidas este periodo debiera ser mucho más reducido.

Desde un punto de vista práctico, es recomendable que todos los caracteres de la escala (marcas y números) estén grabados o resaltados para evitar que con el tiempo desaparezcan. Normalmente las escalas están construídas en plástico, fundición o cerámica.

De mucho más interés son los limnógrafos, que permiten obtener medidas continuas de la variación de la altura del agua y del caudal. Es decir, se obtiene una curva  $h = f(t)$ , que se denomina limnograma (figura II.7.2), y que no es más que el registro sobre un papel adosado a un tambor giratorio de una plumilla solidaria con un mecanismo sensible a las variaciones de nivel.

En los limnógrafos convencionales, la escala de tiempo es variable en función del mecanismo empleado pero normalmente la duración es de una semana, quince días o un mes.

Figura II.7.2. Ejemplo de limnigrama.



La curva del limnigrama, por sí misma, no da información cuantitativa sobre la variación de caudales si no se coteja con la curva de gastos. La curva resultante  $Q = f(t)$  que representa la variación de los caudales con el tiempo se denomina hidrograma.

### Tipos de limnigrafos

Los principales tipos de limnigrafos son los de flotador y los neumáticos o de presión.

Los limnigrafos de flotador consisten básicamente en un flotador que sube o baja según las oscilaciones del nivel del agua y que por medio de un contrapeso y una polea mueve un lápiz o una plumilla de tinta que marca las variaciones en el limnigrama.

En los limnigrafos neumáticos el lápiz se mueve por la presión o carga de agua sobre un sensor de presión que se coloca en el fondo del río, comunicado con el detector de presiones por un tubo de pequeño diámetro, flexible y resistente.

Los limnigrafos de mayor interés son los de presión, equipados con un transductor de presiones y sistema de almacenamiento de datos en un *data logger*, o bien la transmisión de datos en tiempo real mediante un equipo emisor. El elevado coste de este sistema hace que los limnigrafos de flotador sean todavía muy utilizados.

### Aforo por medición de la velocidad de flujo

El caudal que circula por una cierta sección puede calcularse a partir de la velocidad del agua en dicha sección, pues se cumple que  $Q = v A$ .

La medición de la velocidad se realiza por dos procedimientos fundamentales: flotadores y molinetes.

El aforo mediante flotador es un sistema rudimentario pero rápido y muy útil para medidas puntuales. El flotador puede ser una botella lastrada o cualquier objeto que flote o preferiblemente que se hunda ligeramente en la lámina de agua, ya que la velocidad en la superficie es de alrededor de 0.80 a 0.95 la velocidad media.

En la práctica, hay que seleccionar un tramo recto y homogéneo del cauce de una longitud mínima del orden de cinco a diez metros, y se debe procurar que la sección final sea de geometría sencilla, asimilable a una sección rectangular, de manera que su medida se pueda hacer con la simple medida de la anchura del cauce y



del espesor de la lámina de agua. El flotador debe aplicarse unos metros antes de la sección inicial del tramo seleccionado con objeto de que la velocidad del mismo se iguale a la del agua y, sobre todo, que permita iniciar, mediante un cronómetro, la medida del tiempo que el flotador tarda en recorrer el tramo completo.

Si la anchura del cauce es grande conviene dividirla en franjas, medir la velocidad en cada una de estas franjas y calcular luego la velocidad media. También es recomendable repetir varias veces cada medida y promediar los tiempos obtenidos.

De mayor fiabilidad son las determinaciones de la velocidad del agua mediante un instrumento denominado molinete,<sup>1</sup> que consiste básicamente en una hélice sumergida que se orienta en la dirección de los filetes líquidos y que gira por la presión debida a la velocidad del agua. El eje de esta hélice transmite su movimiento, por medio de un sistema de engranaje, a un excéntrico que establece sucesivos contactos en un circuito eléctrico, mismo que transmite las indicaciones a un contador de vueltas, que se hacen más ostensibles si se le intercala un timbre o alguna otra señal visual o auditiva.

La velocidad se determina en función del número de vueltas, según las características del modelo que se utilice y con arreglo en fórmulas o parámetros determinados por la casa constructora del aparato. La ecuación general de calibrado es del tipo  $v = a\alpha + b$ , en la que  $\alpha$  son las revoluciones por minuto obtenidas en el contador, mientras que  $a$  y  $b$  son coeficientes que dependen del tipo de hélice utilizada.

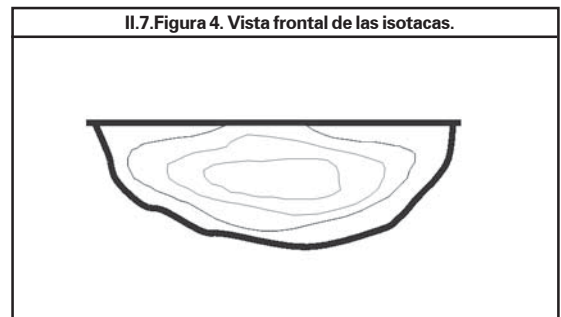
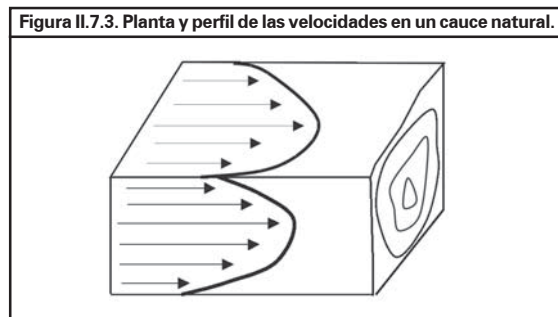
Si el río es vadeable, el molinete se monta en una varilla que se apoya en el fondo, a altura variable sobre la misma, de acuerdo con el número de observaciones que se vayan a hacer en cada perfil. El molinete debe colocarse aguas arriba del operador y a la mayor distancia posible a fin de que no influya en la medida la perturbación que pueda ocasionar el propio operador.

Si el río no es vadeable, se puede utilizar el sistema de cable y canastilla. Consiste en un cable tendido de una orilla a otra y anclado en ellas, con apoyo de castilletes y del que se suspende una canastilla que pueda correr a lo largo del cable y que pueda albergar a una o dos personas. Desde la canastilla se cuelga el molinete con un cable o se maneja con una varilla. Otra alternativa es realizar las medidas desde un puente con la ayuda de un torno.

**Variaciones de la velocidad**

El principal inconveniente de los métodos de medida de la velocidad es que ésta no es uniforme sino variable, tanto en planta como en alzado, por lo que se requiere realizar una serie de medidas en diversos puntos de la sección transversal.

Las líneas de igual velocidad se denominan líneas isotacas, cuya distribución se puede ver en los ejemplos de las figuras II.7.3 y II.7.4.



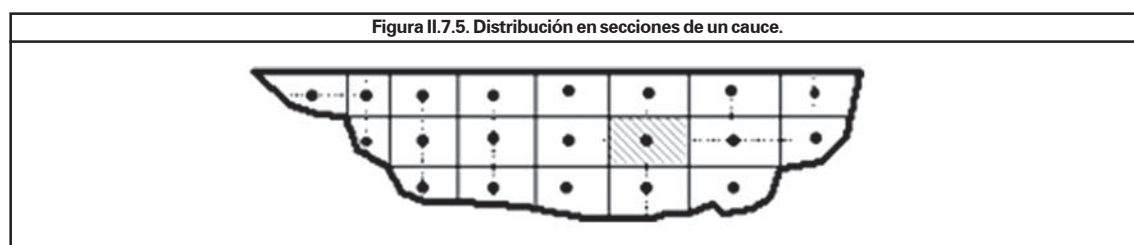
## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

La curva que adopta la variación de velocidades en una vertical se asemeja a una parábola de eje horizontal, de forma que el máximo (del orden de  $1.2 v$ ) se produce a  $0.2 h$  de la superficie. Se puede tomar como velocidad media en la vertical la del punto situado a  $0.6 h$ .

### Procedimiento operativo

El método más fiable, pero también el más laborioso, sería dibujar las curvas isotacas por interpolación de datos y asociar a la franja comprendida entre dos isotacas la velocidad media de ambas.

En la práctica, se suele dividir el cauce en secciones verticales (figura II.7.5) en cuya mediana se determina la velocidad en varios puntos, ya sea para determinar una velocidad media aplicable a toda la sección o bien para aplicar cada valor de velocidad a la subsección en que se haya determinado.



Si la velocidad medida en la subsección rayada, de superficie  $A_i$ , es  $v_i$ , el caudal que circula por dicha sección es:

$$Q_i = A_i \cdot v_i \quad \text{[II.7.2]}$$

El caudal total que circula por la sección será:

$$Q = \sum A_i v_i \quad \text{[II.7.3]}$$

### Aforos químicos

Si en un curso de agua se hace una inyección instantánea de un colorante en todo el ancho de una sección transversal, la señal coloreada, que en el instante inicial sería una línea recta perpendicular a la corriente, se iría trasladando hacia aguas abajo debido al movimiento del agua, al mismo tiempo que iría ensanchándose debido a la difusión de la materia colorante; asimismo, y a causa de esta difusión, el color iría rebajándose de tal forma que sería más intenso en la parte central y más débil en los bordes. Debido a que la velocidad en las orillas es menor que en el centro del cauce, la faja antes citada se convertirá en una punta de flecha que se irá agudizando a medida de la marcha.

Si un observador colocado en un punto cualquiera aguas abajo dibujara un diagrama que relacionara la intensidad de coloración con el tiempo, obtendría un dibujo similar al hidrograma de un aguacero. La ordenada máxima de este diagrama (la punta) dependerá fundamentalmente de la distancia del observador al punto de inyección, pues a mayor alejamiento la difusión hace que la coloración se rebaje. Las muestras que obtendría este observador no serían nunca de igual concentración, obtendría siempre un máximo que sería tanto menos elevado cuanto más alejado esté el punto de inyección.

Si la inyección de colorante se efectuase de forma continua durante un periodo suficiente de tiempo, el diagrama obtenido sería la suma de varios diagramas elementales, desfasado cada uno del siguiente un intervalo de tiempo infinitamente pequeño.

Si el tiempo de inyección es mayor que el del paso de la nube coloreada, se producirá un estado de equilibrio en el que aparecerá una meseta en cuyo intervalo de tiempo la intensidad de coloración de la nube permanecerá constante y máxima. El diagrama así obtenido sería similar al de un aguacero en el que el tiempo de duración del mismo sea superior al de concentración de la cuenca.

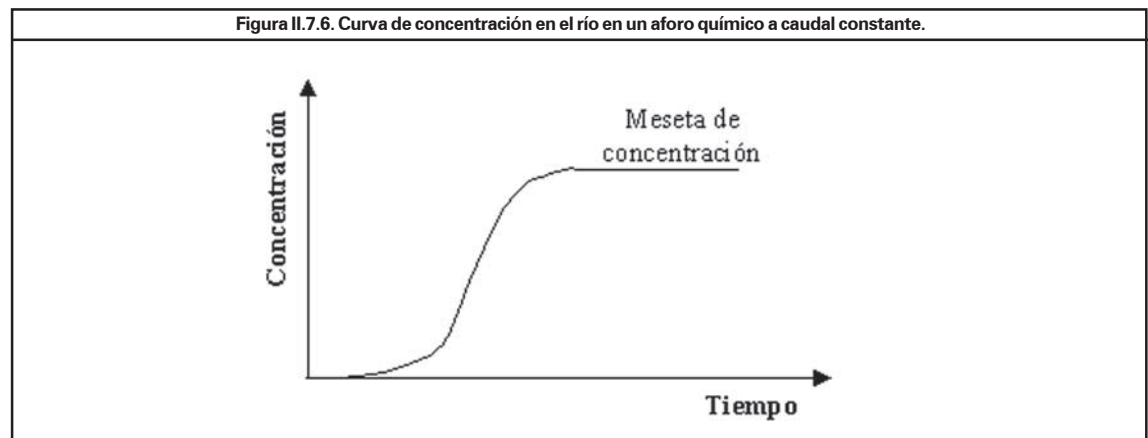
Basados en las consideraciones anteriores, los métodos de aforo de tipo químico son fundamentalmente dos: métodos de inyección continua o en régimen constante, y método de integración o de inyección instantánea.

#### *Método de inyección continua*

En un cierto punto del cauce (estación de inyección) se inyecta a caudal constante ( $q$ ) una disolución del trazador con una concentración  $C$  conocida y notablemente superior a la concentración  $C_0$  de dicho trazador en el agua del río, si lo hubiere.

La inyección se puede hacer con la ayuda de un frasco de Mariotte o preferiblemente mediante un inyector de nivel constante, si el caudal del río es apreciable. Si se procede cuidadosamente, la inyección manual puede dar también buenos resultados.

Aguas abajo, en la estación de medida, el trazador llegará con una concentración inicialmente baja hasta que se alcanza el régimen permanente correspondiente a la meseta anteriormente referida (figura II.7.6).



Si  $Q$  es el caudal que circula por el río;  $q$  el caudal de trazador inyectado;  $Q+q$  es el caudal en la estación de muestreo;  $C$  la concentración del trazador en la estación de inyección y  $C_m$  la concentración en la estación de muestreo, según la ecuación de continuidad, y en el supuesto de que no haya ni aportes ni pérdidas entre ambas estaciones, se puede escribir:

$$Q \cdot C_0 + q \cdot C = (Q + q) \cdot C_m \quad \text{[II.7.4]}$$

## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

De donde:

$$Q = q \frac{C - C_m}{C_m - C_0} \quad [\text{II.7.5}]$$

Dado que  $C_0$  es despreciable de por sí y que  $C_m$  tiene poca importancia respecto a  $C$ , se puede escribir:

$$Q = q \frac{C}{C_m} \quad [\text{II.7.6}]$$

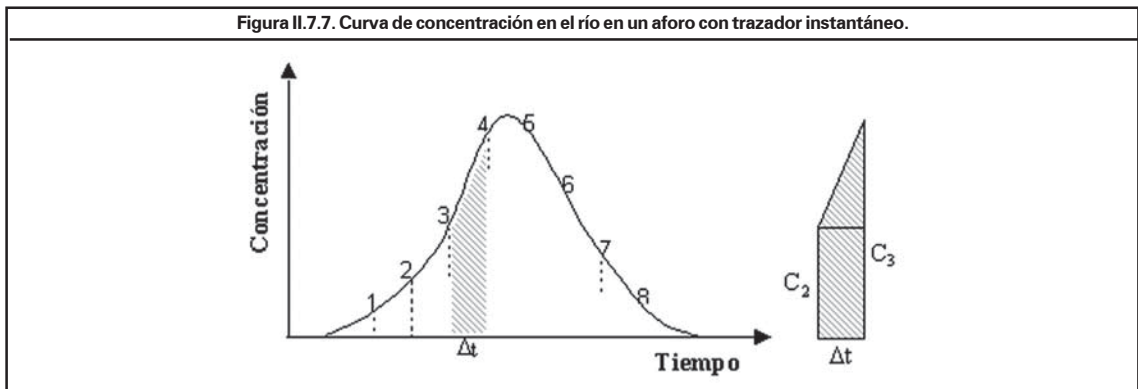
Conviene asegurarse de que, una vez conseguida la meseta, la concentración del trazador debe ser la misma en todos los puntos de la corriente en que se efectúe el muestreo. Para lograr esto se precisa que los puntos de inyección y muestreo estén suficientemente alejados, pero no demasiado, con el fin de reducir el tiempo de inyección y, por tanto, ahorrar trazador.

Por otra parte, hay que comprobar que el trazador no sea retenido por el terreno o la materia orgánica entre las dos estaciones, es decir, que la cantidad de trazador que atraviesa la sección de control sea igual a la cantidad de trazador que se inyecta en el intervalo en que dura la meseta.

### Método de inyección instantánea

Este método consiste en la inyección total del trazador en un corto espacio de tiempo. En la sección de control se toman muestras sucesivas que marquen la variación de concentración del trazador desde que empieza a presentarse hasta que desaparece totalmente.

En este caso, la curva de concentración presenta la forma de una campana de Gauss, aunque generalmente de forma asimétrica (figura II.7.7).



Si se considera la corriente de agua dividida en un número determinado de tubos imaginarios de sección suficientemente pequeña para que la concentración de trazador ( $c$ ) existente en un momento determinado no presente ningún gradiente, por uno de estos tubos pasará una fracción de caudal ( $dQ$ ) y una fracción ( $dM$ ) de la masa total de trazador inyectado.

Se verifica que:

$$dM = C \cdot dQ \quad \text{[II.7.7]}$$

Donde  $C$  es la concentración media, según:

$$C = \int c dt \quad \text{[II.7.8]}$$

De manera que:

$$Q = \frac{M}{\int c dt} \quad \text{[II.7.9]}$$

O bien:

$$Q = \frac{M}{\Delta t \sum c} \quad \text{[II.7.10]}$$

Como los intervalos  $\Delta t$  son constantes y la campana de la figura II.7.7 puede considerarse a grandes rasgos simétrica, el denominador puede ser sustituido por  $T \cdot C$ , donde  $T$  es el tiempo total base de la onda de llegada, de manera que:

$$Q = \frac{M}{T C} \quad \text{[II.7.11]}$$

También se puede resolver la integral al calcular el área de la figura II.7.7 de la siguiente manera: si se toma, por ejemplo, el intervalo comprendido entre los muestreos 2 y 3, en los que se han determinado las concentraciones respectivas  $c_2$  y  $c_3$ , el área que corresponde es la siguiente:

$$s = c_2 \cdot \Delta t + \frac{(c_3 - c_2) \cdot \Delta t}{2} = \frac{c_2 + c_3}{2} \Delta t \quad \text{[II.7.12]}$$

El área total será:

$$S = \int c dt = \frac{c_1 + c_2}{2} \Delta t + \frac{c_2 + c_3}{2} \Delta t + \frac{c_3 + c_4}{2} \Delta t + \dots + \frac{c_7 + c_8}{2} \Delta t \quad \text{[II.7.13]}$$

Para calcular la superficie del primer y último intervalos, se admite una muestra anterior y posterior, respectivamente, de concentración cero.

Desde el punto de vista práctico, si se aplica la fórmula de la concentración media bastaría con tomar  $n$  muestras a intervalos regulares de tiempo y todas ellas del mismo volumen, de manera que se puedan mezclar y realizar un solo análisis de la mezcla para obtener la concentración media. Naturalmente, se debe estar seguro de cuales son la primera y la última muestra del paso de la nube de trazador. Para aplicar

## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

el método de integración se requieren muestras distintas a intervalos fijos de tiempo y un análisis de cada una de ellas.

### *Tipos de trazadores*

Se dividen en dos grandes grupos: químicos y radioactivos.

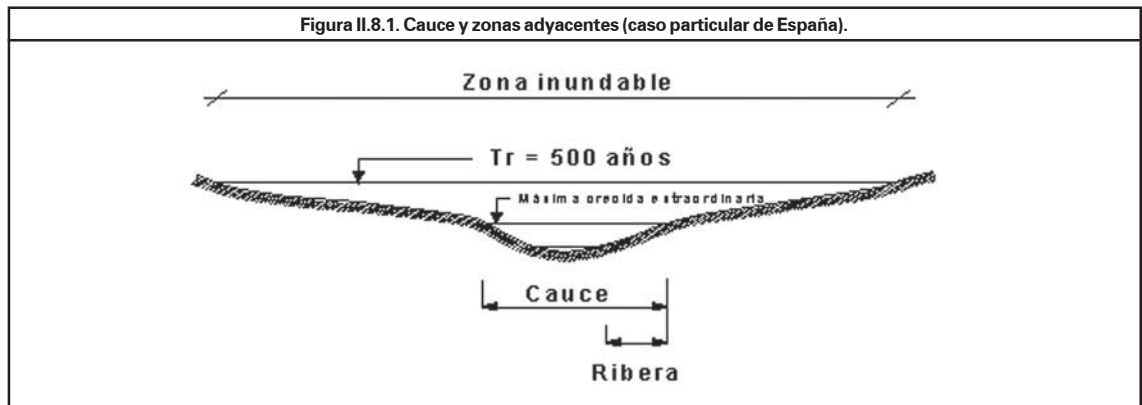
Los trazadores químicos más utilizados son el dicromato sódico, la fluoresceína y la rodamina B. Las condiciones que deben cumplir son que el trazador disuelto no quede perturbado en su marcha ni por los materiales del lecho del río ni por las características de la corriente, que pueda efectuarse su determinación cuantitativa a bajas concentraciones con suficiente exactitud y de forma simple, que sea suficientemente soluble en agua y que tenga baja toxicidad (se requiere precaución con el dicromato potásico).

En cuanto a los trazadores radioactivos, los más utilizados son el el Br-82, como BrNH<sub>4</sub> y el I-131, como NaI. Sus características deben ser las mismas que las mencionadas para los trazadores químicos pero, además, deben tener baja radiotoxicidad, corto periodo de semidesintegración, alta actividad específica de suministro, facilidad de adquisición y precio reducido.

# Capítulo II.8. Hidráulica fluvial

La ingeniería fluvial trata acerca de las intervenciones humanas en los ríos para su adecuación con fines de aprovechamiento de los recursos hidráulicos, o bien, para la reducción de los riesgos de inundaciones. La hidráulica fluvial es la parte de la ingeniería hidráulica que se encarga del estudio de las características de escurrimiento en canales naturales con énfasis en la resistencia al flujo con fondo móvil y la mecánica del transporte de sedimentos, y analiza todos los elementos que intervienen en él.

En hidráulica fluvial se define como cauce, o curso natural, al espacio ocupado por un río, en sentido natural, o al espacio destinado al río tras una intervención del hombre. La definición del curso natural está íntimamente ligada con el concepto de caudal máximo de crecidas; es decir, que curso natural es el espacio ocupado en la sucesión de secciones transversales por la máxima crecida ordinaria (definida como la “media de los máximos caudales anuales durante diez años consecutivos representativos”), y la zona inundable es el área ocupada por las aguas en la avenida de periodo con retorno de  $N$  años. Para el caso particular de España  $N$  es igual a 500 años, de acuerdo con la Ley de Aguas de 1985; así, en la figura 1 se observa gráficamente esta definición.



## Morfología fluvial

Para el manejo adecuado de un río o cauce, como recurso hídrico, es necesario conocer profundamente su morfología, es decir, su estructura y sus características físicas, así como los mecanismos de formación de éstas.

La morfología de un río está definida por la forma de su cauce visto en planta, la geometría de las secciones transversales, la forma del fondo del lecho del río y las características del perfil longitudinal del río.

## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

A causa de la precipitación y las características físicas de la cuenca, cada río presenta su propio régimen hidrológico. Generalmente se asocia al caudal de un río con la lluvia precedente y se atribuye la mayor importancia hidrológica al escurrimiento directo de la cuenca.

Por lo anterior, es necesario tomar en cuenta que existen otras variables y que sus interrelaciones intervienen significativamente en la configuración de un río y su entorno inmediato, entre las más importantes se citan: el caudal líquido dominante, el caudal sólido, la pendiente longitudinal del río, el transporte de sedimentos, la resistencia al flujo de las márgenes y fondo del lecho del río, la presencia de vegetación, la temperatura del agua, la geología y las actividades humanas en la cuenca. Sin embargo, los siguientes apartados se concentrarán en los tópicos de caudal, pendiente, transporte de sedimentos, márgenes, trayectoria del cauce y rugosidad.

### *Caudal líquido dominante*

El caudal hipotético que producirá el mismo efecto que la variación de los caudales reales es el denominado caudal líquido dominante, que es el caudal que tiene más efecto en la configuración de la sección transversal y está definido por la multiplicación de la mayor frecuencia de caudales medios con la mayor relación de caudal líquido y sólido.

### *Caudal de banca llena*

El caudal de banca llena es la descarga que completa un canal aluvial hasta la elevación de su planicie de inundación activa. Es decir, la descarga que llena la sección transversal sin desbordarse.

### *Caudal sólido ( $Q_s$ )*

Este caudal se define como el volumen de sólidos por unidad de tiempo que cruza una sección transversal. Para el transporte del sedimento es más simple trabajar con el peso del material sólido porque las medidas practicables del río son las velocidades del agua y las concentraciones de material sólido. Esta es la variable más importante en la configuración de la forma en planta y de la sección transversal de los ríos. Ríos con exceso de caudal sólido presentan una configuración trezada o ramificada.

### *Pendiente*

La pendiente del cauce tiende a variar por la acción continua del caudal sobre el lecho del río. La pendiente disminuye a lo largo del recorrido del río y como al mismo tiempo se observa que el caudal aumenta, la relación entre caudal y pendiente es inversamente proporcional. Con el fin de adquirir una capacidad de transporte de sólidos suficiente, el río ajusta su pendiente. Este hecho constituye el proceso de creación y corte de meandros.

### *Transporte de material sólido*

El transporte de sedimentos por un río puede clasificarse mediante dos criterios: según el modo de transporte y según el origen del material. Para el tratamiento de este tema es necesario que se definan algunos conceptos, en primer lugar se debe entender por sedimento toda partícula de suelo y/o roca de una cuenca que ha sido arrastrada y transportada por una corriente de agua y, en segundo lugar, que existen diferentes formas de



transporte de sedimentos. Estas formas de transporte son: el arrastre de sedimentos en la capa de fondo, el transporte de fondo en suspensión, el transporte de lavado, el transporte en suspensión y el transporte total de sedimentos. Estos conceptos serán definidos en los párrafos siguientes.

### *Arrastre de sedimentos en la capa de fondo*

Este es el material que se encuentra en el fondo del cauce y que es arrastrado por el flujo dentro de la capa de fondo, cuyo espesor, según Einstein y colaboradores (1954), se considera como dos veces el diámetro medio del material de fondo.

### *Transporte de fondo en suspensión*

Es aquel material del fondo del cauce que es transportado por el flujo en suspensión; es decir, sobre la capa de fondo y dentro del seno del líquido.

### *Transporte de lavado*

Está formado por material muy fino que es transportado en suspensión y que no se encuentra representado en el material de fondo del cauce. Todo el material de lavado de una sección determinada procede de los tramos de aguas arriba.

### *Transporte en suspensión*

Lo constituye cualquier material que sea transportado en suspensión, ya sea de fondo o de lavado, y por consiguiente es igual a la suma del transporte de lavado más el transporte de fondo en suspensión.

### *Transporte Total*

Finalmente, el transporte total se compone de todas las partículas que son transportadas por el río, procedan del fondo o sean de lavado.

La reducción de la pendiente hace que a medida que avanza el río cambie el modo de transportar los sedimentos, pues en los primeros tramos tiene un transporte de fondo mucho más significativo que en los tramos de menor pendiente, en los cuales es mayor el transporte de material en suspensión y transporte de lavado.

### *Márgenes y trayectoria del cauce*

El material observado en la estructura de las primeras márgenes del río presenta rocas o grandes cantos rodados. Al continuar hacia aguas abajo el material empieza a disminuir su tamaño y se observan gravas, arenas, limos y arcillas. Debe tomarse en cuenta que podría existir una no uniformidad de esta ocurrencia y que podría observarse una estratificación por capas en las márgenes.

La importancia de poder determinar qué tipo de márgenes tiene un río, radica en cuan resistentes pueden ser las márgenes a la erosión y qué tipos de cauces tienden a formar. Las márgenes de una corriente cambian continuamente su forma y por ende su dimensión, esto se debe a factores como: velocidad, profundidad de agua, pendiente, densidad de la mezcla sólido-líquido, viscosidad de la mezcla sólido-líquido, concentración

## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

del material de fondo, concentración del material en suspensión, características del material de fondo y geometría del cauce.

### Sección transversal

En corrientes no perennes la sección transversal típica es amplia, superficial y de forma rectangular. El fondo generalmente está formado por material con una buena gradación. En los ríos de montaña se observa que el fondo suele ser de grava y generalmente de forma rectangular con grandes relaciones entre el ancho y el tirante de agua. Para determinar el ancho y tirante representativos de un cauce Ferguson (1973) y Kellerhals (1967) propusieron respectivamente las ecuaciones siguientes para definir el ancho  $B$  y la profundidad  $d$  de un cauce natural.

$$B = 33.1Q^{0.58}S^{-0.66} \quad d = 0.42 * Q^{0.4} d_{90}^{-0.12} \quad [II.8.1]$$

donde  $Q$  es el caudal dominante,  $S$  es la pendiente media del fondo y  $d_{90}$  es el diámetro correspondiente al 90% menor en peso de la curva granulométrica.

### Sinuosidad

El nombre de sinuosidad caracteriza la forma sinuosa que debe tener el cauce. Es decir existe el criterio, según Leopold y Wolman (1960), de que la sinuosidad sea mayor a 1.5 para que una corriente sea considerada meándrica. La sinuosidad  $P$  está sujeta a ser analizada por varios criterios, uno de ellos es la descomposición de este factor por la acción topográfica e hidráulica de donde se obtienen las ecuaciones:

$$VS = \frac{V}{A}, \quad TS = \frac{C}{A}, \quad \text{sinuosidad topográfica} = \left[ \frac{VS-1}{TS-1} \right] * 100 \quad [II.8.2]$$

donde  $V$  es la longitud del valle,  $A$  es la distancia aérea,  $VS$  es la sinuosidad del valle,  $C$  es la longitud del canal y  $TS$  es la sinuosidad total.

La sinuosidad hidráulica se expresa según la siguiente ecuación:

$$\text{Sinuosidad hidráulica} = \left[ \frac{TS-VS}{TS-1} \right] * 100 \quad [II.8.3]$$

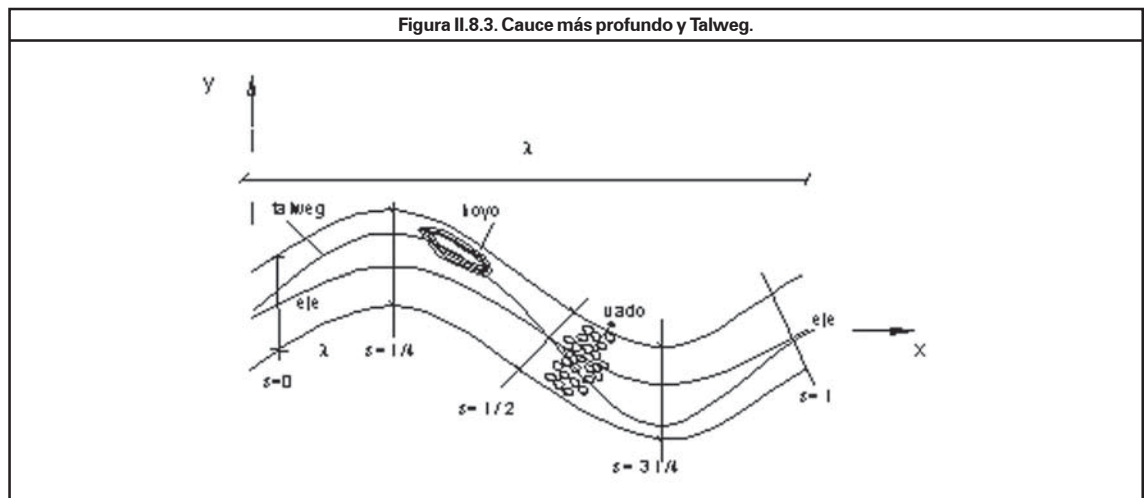
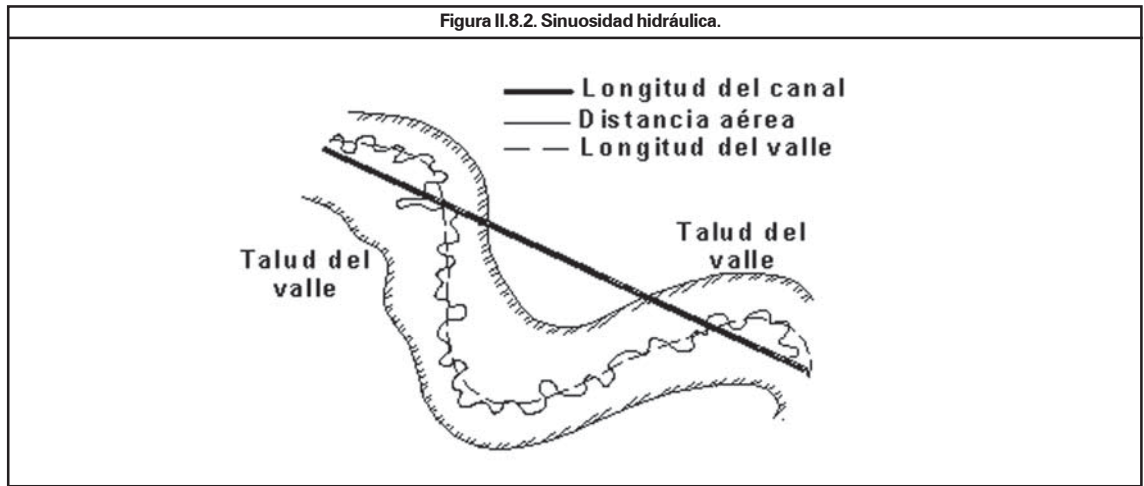
La sinuosidad hidráulica se determina en función de los parámetros físicos que se muestran en la figura II.8.2.

Otro criterio para analizar la sinuosidad es tomar la ecuación siguiente:

$$P = \frac{\text{longitud talweg}}{\text{longitud valle}} \quad [II.8.4]$$

donde Longitud de Talweg es la longitud en la que el cauce es más profundo, tal como se muestra en la figura II.8.3.

Finalmente, se dice que un río es muy sinuoso si presenta una sinuosidad mayor a 2.0.



### Abanicos aluviales

Los depósitos de sedimento con forma de sección cónica y con pendiente casi uniforme son los denominados abanicos aluviales. Éstos se presentan casi generalmente en zonas áridas y montañosas con pendientes fuertes. Ocurren en el punto donde la corriente cambia su cauce de estrecho a muy amplio, o por el cambio abrupto de pendiente.

### Rugosidad

La rugosidad de un cauce puede separarse en dos componentes: una para el lecho del río y otra para los taludes, ello depende de la constitución del suelo en cada caso. Es práctica común utilizar el diámetro medio de

## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

la curva granulométrica ( $d_{50}$ ) para definir el coeficiente de rugosidad. Raudkivi (1990) propone la siguiente ecuación para calcular el  $n$  de Manning, atribuida a Strickler ( $d_{50}$  está dado en m).

$$n = 0.042d_{50}^{1/6} \quad \text{[II.8.5]}$$

### *Tipo de cauces*

En primer lugar los ríos presentan un régimen hidrológico determinado por las características de la cuenca y de las precipitaciones (lluvia y nieve). En la naturaleza se encuentra una infinidad de cauces naturales, los cuales tienen en común muchas características así como también muchas diferencias. Para facilitar el estudio morfológico de los ríos es necesario establecer varios tipos de clasificaciones en función de su edad, su condición de estabilidad y por tramos longitudinales de río.

### *Clasificación de un cauce por su edad*

Los ríos pueden clasificarse de acuerdo con su edad en tres categorías: joven, maduro y viejo.

**Río joven.** Con ubicación cerca de su nacimiento, presenta una pendiente fuerte, tiene una alta tasa de erosión y variaciones grandes en sección transversal.

**Río maduro.** Se ubica en el curso medio, con pendiente relativamente suave, regulada por su configuración meándrica y normalmente en equilibrio sedimentológico, los procesos de sedimentación y erosión se compensa cuando produce una sección transversal estable.

**Río viejo.** Se localiza cercano a la desembocadura, presenta una alta tasa de sedimentación y tendencia a producir deltas.

### *Clasificación de un río por su condición de estabilidad*

Cualquier corriente natural, no alterada antrópicamente, posee una estabilidad morfológica donde al mismo tiempo ésta puede ser estática o dinámica. Para aclarar esta idea se puede decir que en función del grado de estabilidad del río, se encuentra que del caudal líquido que escurre anualmente, del tipo de materiales que forman el fondo y orillas, de la calidad y cantidad del sedimento que es transportado, dependen todas las características físicas de los ríos. Así, la pendiente, ancho, tirante y el número de brazos en que se divide el cauce será una función de la condición de estabilidad del río.

### *Clasificación de un río por tramos longitudinales*

A lo largo de un río, y considerándolo por tramos, se presenta la clasificación mostrada en la tabla II.8.1.

Tipos de cauce	Número de Fr
Torrentes	> a 1
Montaña	0.7 a 1
Faldas de montaña	0.045 a 0.7
Intermedio	0.2 a 0.45
Planicie (cauce arenoso)	0.14 a 0.44
	0.44 a 0.55

El número de *Froude* ( $Fr$ ) se expresa como:

$$Fr = \frac{U}{(g * h)^{0.5}} \quad \text{[II.8.6]}$$

donde  $U$  es la velocidad media del caudal dominante,  $g$  es la gravedad y  $h$  es el tirante hidráulico de la corriente.

Complementariamente, un río también puede ser clasificado en función de sus grados de libertad, su geometría y su condición de transporte.

### Cálculo de flujo uniforme

#### Ecuación de continuidad

La descarga en una sección transversal para condiciones de flujo uniforme se puede calcular con una forma simple de la ecuación de continuidad.

$$Q = AU \quad \text{[II.8.7]}$$

donde:

$Q$  = caudal en m<sup>3</sup>/s;

$A$  = área de la sección transversal en m<sup>2</sup>;

$U$  = velocidad media m/s.

#### Ecuación de Manning

La ecuación de Manning fue desarrollada para las condiciones de flujo uniforme, en las cuales la superficie del agua y la línea de energía son paralelas al fondo del canal. En esas condiciones el área, el radio hidráulico (definido como la relación del área  $A$  sobre el perímetro mojado  $P$ ;  $R = A/P$ ) y la profundidad media se mantienen constantes en un tramo del canal.

La línea de energía tiene una elevación sobre el fondo del canal, que es la suma de la elevación de la superficie del agua y un término que representa la energía cinética ( $U^2/2g$ ). La pendiente de la línea de energía ( $S$ ) representa la tasa a la cual la energía es disipada a través de la turbulencia y la fricción con el fondo.

La ecuación de Manning para la velocidad media es:

$$U = \frac{kR^{2/3}S^{1/2}}{n} \quad \text{[II.8.8]}$$

$U$  = velocidad media (en m/s o pies/s);

$K$  = factor de corrección para unidades (1.486 para unidades inglesas y 1 para SI);

$R$  = radio hidráulico (m o pies);

$S$  = pendiente de la línea de energía;

$n$  = coeficiente de rugosidad de Manning.

## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

El coeficiente de rugosidad de Manning puede ser interpretado como el índice de las características de rugosidad del canal que contribuyen a la disipación de energía.

### Solución directa para determinar el $n$ de Manning

Aunque es difícil encontrar flujo casi uniforme en canales naturales, el método directo de solución para el  $n$  de Manning no requiere de flujo perfectamente uniforme. Los valores  $n$  de Manning se calculan para un tramo en el cual han sido medidos múltiples secciones transversales, elevaciones de la superficie del agua y al menos un caudal. Un conjunto de perfiles de flujo son calculados con diferentes valores de  $n$  y si alguno de ellos concuerda con el medido se concluye que el valor asumido de  $n$  es el correcto.

### Uso de $n$ de Manning medidos en otros canales

El otro método para estimar  $n$  consiste en comparar el tramo bajo análisis con tramos similares en los cuales el  $n$  ha sido previamente calculado. Este procedimiento es quizá el más rápido y el más usado. Se utilizan generalmente valores de tablas o comparación con fotografías de otros canales. Tablas para valores de  $n$  de Manning son comunes en la literatura (véase por ejemplo Chow, 1959; French, 1988). Fotografías de tramos de canales con valores de  $n$  conocidos se pueden ver en Chow (1959).

**Tabla II.8.2. Rango de valores de  $n$  de Manning según French (1988).**

Tipo de cauce	Rango de $n$ de Manning	
D Cursos naturales		
D-1 Cursos menores (ancho superior al nivel de crecida < 30.48 m)		
a) Cursos de planicie		
1. Limpio, recto, nivel lleno, sin fallas o pozos profundos.	0.025	0.030
2. Igual que arriba pero más piedras y pastos.	0.030	0.035
3. Limpio, curvado, algunos pozos y bancos.	0.033	0.040
4. Igual que arriba, pero algunos pastos y piedras.	0.035	0.045
5. Igual que arriba, niveles inferiores, más pendiente y sección inefectivas.	0.040	0.048
6. Igual que el caso 4 pero más piedras.	0.045	0.050
7. Tramos sucios, con pastos y pozos profundos.	0.050	0.070
8. Tramos con muchos pastos, pozos profundos o recorridos de la crecida con mucha madera y arbustos bajos.	0.075	0.100
b) Cursos en montaña, sin vegetación en el canal, laderas con pendientes usualmente pronunciadas, árboles y arbustos a lo largo de las laderas sumergidos para niveles altos.	0.030	0.040
1. Fondo: grava, canto rodado y algunas rocas.	0.040	0.050
2. Fondo: cantos rodados con grandes rocas.		
D-2 Planicie crecida		
a) Pasturas sin arbustos		
1. Pastos cortos.	0.025	0.030
2. Pastos altos.	0.030	0.035

### Métodos de resistencia al flujo que considera formas de fondo

Cuando hay flujo sobre un fondo móvil, el lecho se deforma y presenta las llamadas configuraciones o formas de fondo. Simons y Richardson (1961) hicieron una descripción de las configuraciones con base en observaciones hechas en canales de laboratorio. Ellos propusieron la siguiente clasificación:

Régimen inferior o lento  $Fr = \frac{U}{\sqrt{gh}} \leq 1$ ,

- Fondo plano sin arrastre
- Rizos
- Dunas con rizos superpuestos
- Dunas
- Transición de dunas a fondo plano

Régimen superior o rápido,  $Fr > 1$

- Fondo plano con arrastre
- Ondas estacionarias simétricas
- Antidunas

Para dar una idea de cómo influyen las formas en la resistencia al flujo, los mencionados autores calcularon el  $n$  de Manning para varias formas de fondo. Encontraron  $n = 0.016$  para fondo plano,  $0.020 < n < 0.027$  para rizos, para dunas  $n$  depende del tamaño de éstas.

Se han desarrollado diferentes métodos para el cálculo de la resistencia al flujo, en los cuales se tiene en cuenta las formas de fondo. Uno de los métodos clásicos es el desarrollado por Engelund y Hansen (1967), quienes consideran que la línea de energía  $S$  se puede dividir en dos partes  $S = S' + S''$ , donde  $S'$  es la pendiente que incluye la resistencia de superficie y  $S''$  es la debida a la resistencia por las formas del fondo. Los esfuerzos cortantes asociados a la resistencia de superficie y de forma resultan de:

$$\tau' = \gamma R S', \tau'' = \gamma R S'' \quad \text{[II.8.9]}$$

Al adimensionalizar los esfuerzos cortantes los autores mencionados proponen la siguientes relaciones para el total ( $\theta$ ) y para el de resistencia de superficie ( $\theta'$ ).

$$\theta = \frac{RS}{\frac{\gamma_s - \gamma}{\gamma} d_{35}}, \theta' = \frac{R'S}{\frac{\gamma_s - \gamma}{\gamma} d_{35}} \quad \text{[II.8.10]}$$

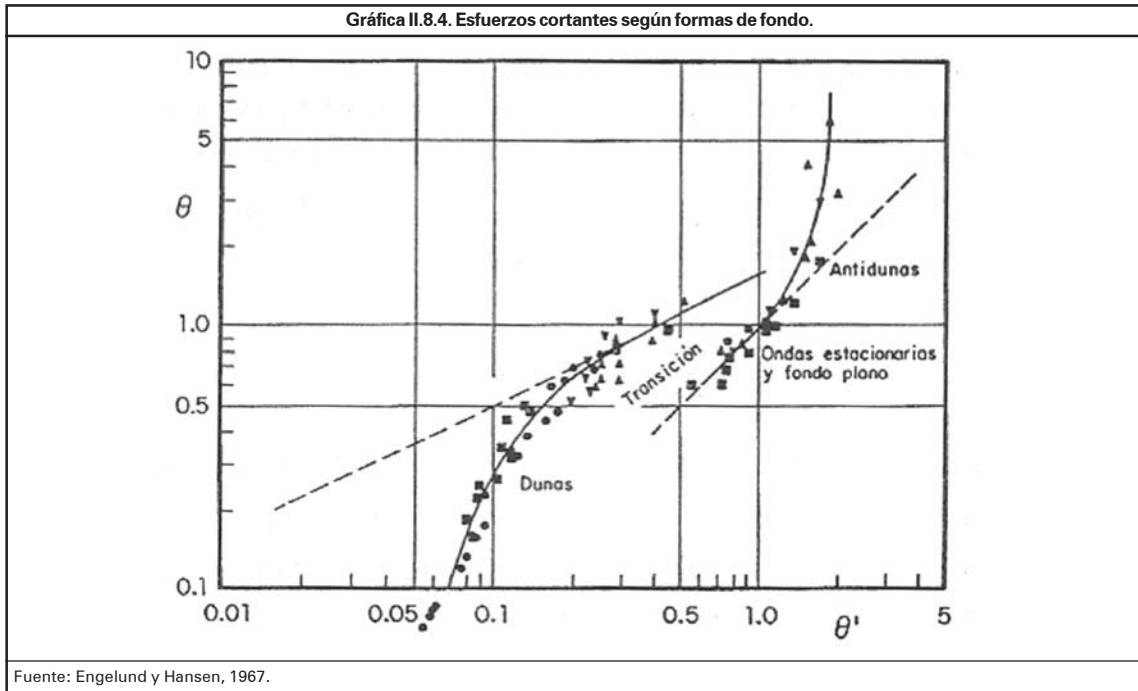
donde  $d_{35}$  es el diámetro correspondiente a 35% de material menor en peso según la curva granulométrica del material de fondo y  $\gamma, \gamma_s$  son los pesos específicos del agua y de los sólidos. Engelund y Hausen (*op. cit.*) concluyeron que debe existir una relación entre  $\theta'$  y  $\theta$ .

Experimentalmente encontraron la siguiente ecuación para un régimen inferior:

$$\theta' = 0.06 + 0.4\theta^2 \quad \text{[II.8.11]}$$

En el intervalo de transición ( $0.4 \leq \theta \leq 1.533$ ) (se obtienen dos valores de la función uno para el régimen inferior y otro para el superior (véase gráfica II.8.4). En el caso de fondo plano  $\theta' = \theta$ . Para antidunas hay que recurrir a la gráfica II.8.4.

Gráfica II.8.4. Esfuerzos cortantes según formas de fondo.



Fuente: Engelund y Hansen, 1967.

Engelund y Hansen, también proponen que en lugar de utilizar la ecuación de Keulegan se emplee la ley de potencia para calcular la velocidad media  $U$ .

$$\frac{U}{U_*'} = 9.45 \left( \frac{R'}{2d_{65}} \right)^{1/8} \quad \text{[II.8.12]}$$

donde  $U_*' = \sqrt{gR'S}$  y  $d_{65}$  es el diámetro correspondiente a 65% de material menor en peso según la curva granulométrica del material de fondo.

La gráfica II.8.5 clasifica el régimen de acuerdo con el número de Froude.

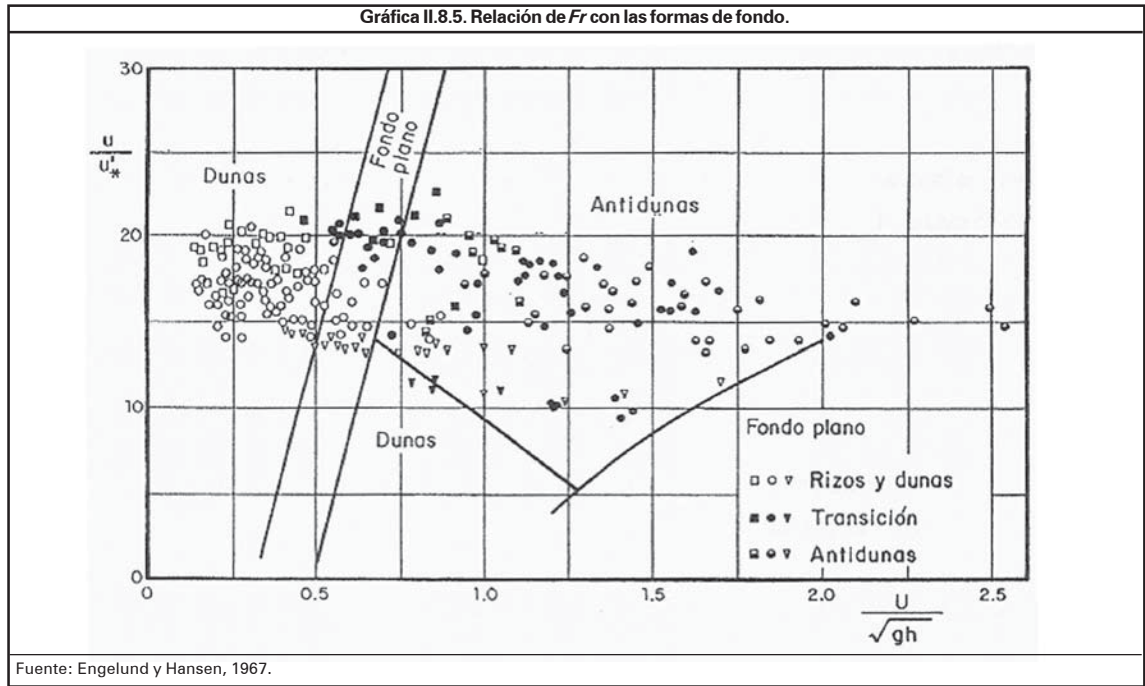
### Cálculo de flujo uniformemente variado

En el caso de flujo uniformemente variado se pueden calcular los perfiles de flujo por varios métodos al tomar en cuenta la influencia de las formas de fondo. Uno de los métodos que se presentará en este capítulo es el llamado estándar por pasos. Este método se adapta a condiciones variables como, por ejemplo, diferentes distancias entre secciones, secciones transversales irregulares, rugosidad diferente a lo largo del río, etc.

Aunque el método es igualmente útil para flujo subcrítico ( $Fr < 1$ ) como para supercrítico ( $Fr > 1$ ), se describe aquí el caso de flujo subcrítico. En ese caso el cálculo se realiza desde una sección aguas abajo, en la que se



Gráfica II.8.5. Relación de  $Fr$  con las formas de fondo.



conoce el nivel de la superficie libre del agua, hacia aguas arriba. Al considerar un tramo de río limitado por las secciones  $j$  y  $j+1$  localizadas aguas arriba y aguas abajo del tramo, respectivamente, entonces la separación entre las secciones es  $x$ . La ecuación de la energía en el tramo de interés es:

$$H_j + \frac{Q^2}{2gA_j} = H_{j+1} + \frac{Q^2}{2gA_{j+1}} + h_f \quad \text{[II.8.13]}$$

donde

$H$  es la elevación de la superficie libre del agua;

$A$  es el área hidráulica;

$Q$  es el caudal;

$h_f$  es la pérdida de energía entre las secciones  $j$  y  $j+1$ .

Aunque  $h_f$  puede considerar todo tipo de pérdidas entre las dos secciones, aquí se considerará la pérdida más importante la de fricción. Ésta se puede expresar en función de la pendiente de fricción media en el tramo como sigue:

$$hf = \frac{(S_j + S_{j+1})x}{2} \quad \text{[II.8.14]}$$

## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

Al sustituir la ecuación II.8.13 en la II.8.12 y al agrupar los términos conocidos a cada lado de la ecuación se obtiene:

$$H_j + \frac{Q^2}{2gA_j^2} - \frac{S_j x}{2} = H_{j+1} + \frac{Q^2}{2gA_{j+1}^2} + \frac{S_{j+1} x}{2} \quad \text{[II.8.15]}$$

En vista de que el nivel del agua es conocido en la sección  $j+1$ , los términos del lado derecho pueden ser evaluados. El método consiste en evaluar el nivel del agua en la sección  $j$  de aguas arriba, lo cual se puede hacer iterativamente proponiendo valores de  $H_j$  de tal manera que se satisfaga la ecuación II.8.14.

Los valores de  $S$ , que es la pendiente de fricción, se evalúan al asumir flujo uniforme entre secciones, y para considerar el efecto de las formas del fondo se utiliza la ecuación II.8.11. De esa ecuación se despeja la pendiente de fricción  $S$  de la siguiente manera:

$$S = \frac{Q^2}{75.1gA^2 d_{65} (R'/d_{65})^{1.25}} \quad \text{[II.8.16]}$$

$R'/d_{65}$  depende de la configuración del fondo, con base en la ecuación II.8.9

$$\frac{R'}{d_{65}} = \frac{(\gamma_s - \gamma)k\theta'}{\gamma S} \quad \text{[II.8.17]}$$

### Transporte de sedimentos en cauces aluviales

#### Iniciación del movimiento del sedimento de fondo

Existen dos conceptos que tratan de explicar el inicio de movimiento en cursos naturales: la velocidad crítica de inicio del movimiento, y las fuerzas paralela y normal requeridas para el inicio del movimiento de sedimentos.

#### Ecuaciones para la determinación de la velocidad crítica

La condición del movimiento incipiente para un aglomerado no cohesivo suelto se describe en términos de las fuerzas actuantes en las partículas o material de fondo por la ecuación siguiente:

$$\tan \psi = \frac{F_t}{F_n} \quad \text{[II.8.18]}$$

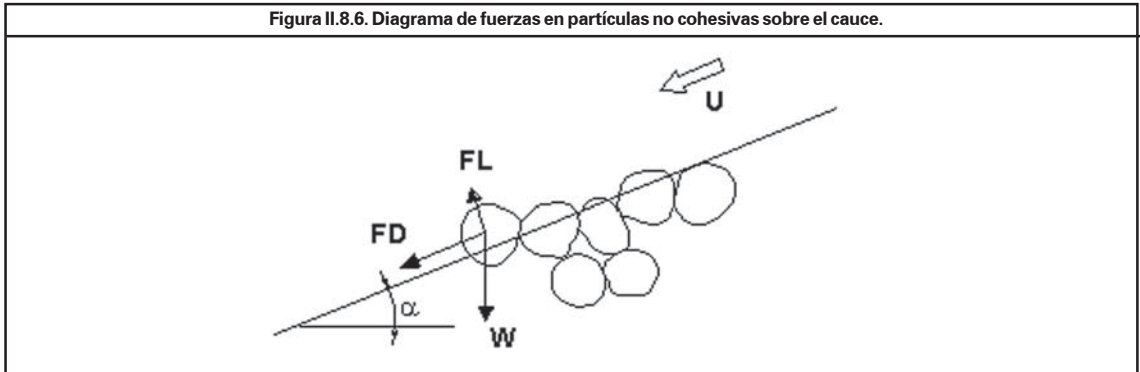
Donde  $F_t$  y  $F_n$  son las fuerzas paralela y normal al ángulo de reposo  $\phi$ ,  $F_t$  y  $F_n$  son resultantes del arrastre hidrodinámico  $F_d$ , la fuerza de sustentación  $F_l$  y el peso sumergido de la partícula  $W$ .

La condición del movimiento incipiente bajo la acción de estas tres fuerzas puede explicarse con la siguiente ecuación:

$$\tan \psi = \frac{W \sin \alpha + Fd}{W \cos \alpha - Fl} \quad \text{[II.8.19]}$$

donde  $\alpha$  es la inclinación del lecho desde la horizontal en donde se produce el movimiento incipiente del sedimento, tal como se muestra en la figura II.8.6.

Figura II.8.6. Diagrama de fuerzas en partículas no cohesivas sobre el cauce.

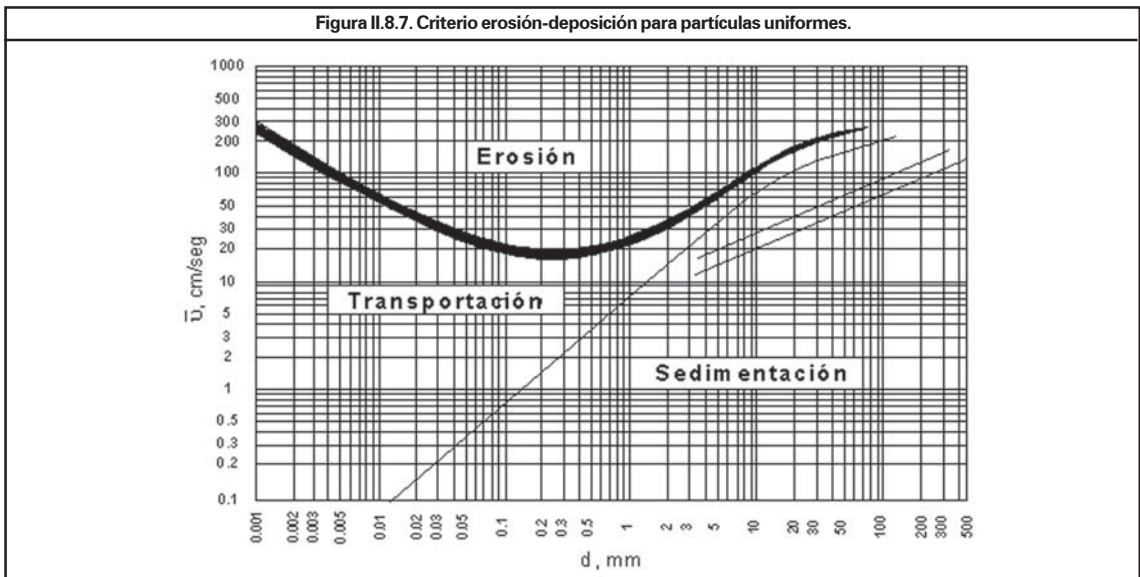


Por otra parte, Hjulström (1935) estudió la erosión, transporte y deposición de materiales, y concluyó que debido a la dificultad de poder medir la velocidad de fondo y debido a sus análisis de datos obtenidos en su trabajo “Monodispersión de material en el lecho de material no fijo cuyas partículas son del mismo tamaño”, dedujo que la velocidad promedio es 40% mayor que la velocidad del fondo del flujo, para un tirante hidráulico mayor a un metro.

Las velocidades que muestra la figura II.8.7 son para tirantes con variación de hasta un metro. Asimismo, la figura se muestra la zona limitante en donde empieza el movimiento incipiente, así como la línea de demarcación entre el transporte de sedimentos y la sedimentación; el diagrama también indica donde la arena es fácilmente erosionable.

La importancia de determinar las características morfológicas de cualquier cuenca en la cual se vaya a estudiar el aspecto sedimentológico, radica en que los parámetros físicos afectan directamente tanto a la producción de sedimentos como a la capacidad de arrastre del río.

Figura II.8.7. Criterio erosión-deposición para partículas uniformes.



## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

Tanto el movimiento o acarreo de partículas dentro del cauce como la erosión de lecho, dependen principalmente de una variable que brinda el análisis morfológico, y ésta es la pendiente.

### Cómputo del transporte de sedimentos

Para el caso de transporte de sedimentos en condiciones de equilibrio sedimentológico, es decir, para el caso de ríos en su etapa madura y de configuración estable del lecho, existen fórmulas que dan resultados bastante próximos a la realidad.

Para el caso de transporte en suspensión, la ecuación de Rouse (1965) proporciona el perfil de concentración de la siguiente forma:

$$\frac{C}{C_a} = \left( \frac{a}{h-a} \cdot \frac{h-y}{y} \right)^Z \quad \text{[II.8.20]}$$

donde  $a$  es el nivel de referencia en la que termina el transporte de fondo,  $C_a$  es la concentración en el nivel  $a$ ,  $h$  es la altura de flujo media, e  $y$  es la variable que representa el nivel con respecto al fondo.

$$Z = \frac{w}{\kappa u_{*c}} \quad \text{[II.8.21]}$$

donde  $w$  es la velocidad de caída de las partículas.

$$u_{*c} = \left( \frac{\tau_c}{\rho_f} \right)^{1/2} \quad \text{[II.8.22]}$$

Donde  $\tau_c$  es el esfuerzo crítico de corte en el fondo y  $\rho_f$  es la densidad del fluido.

De acuerdo con los valores de  $Z$  se obtienen los tipos de perfiles de concentración mostrados en la figura II.8.8. Es importante señalar que para valores altos de  $Z$  dominan las fuerzas de gravedad y la concentración es mucho mayor cerca al fondo; asimismo, para valores pequeños de  $Z$  hay fuerte influencia de la turbulencia y el perfil tiende a ser constante en la vertical.

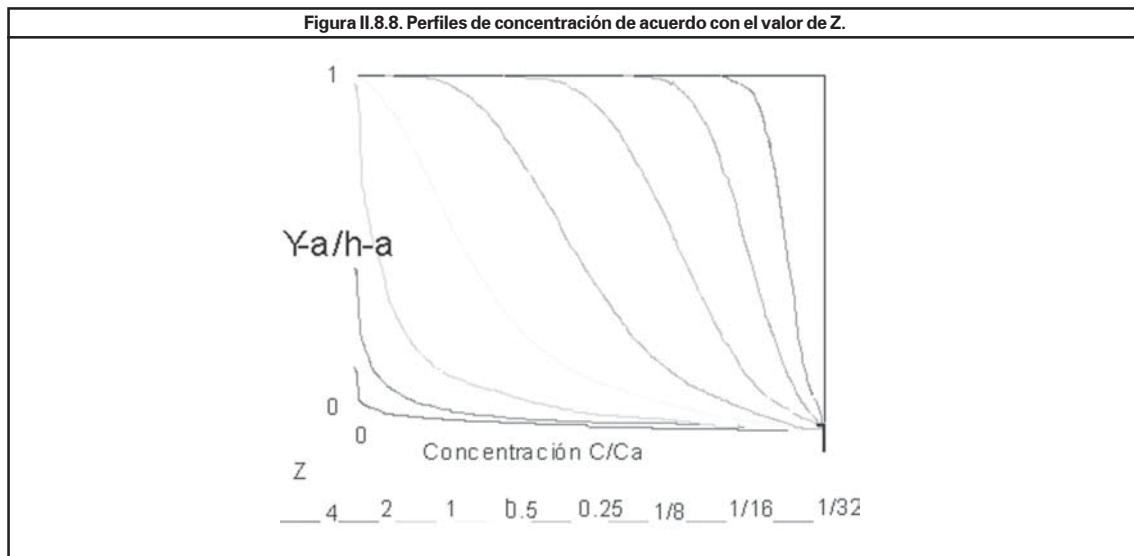
Para el caso de transporte de fondo en situación de equilibrio, una fórmula clásica para obtener el caudal sólido es la propuesta por Einstein y colaboradores (1954).

$$Q_s = 11.6 u_{*c} c_a a \left[ 2.303 \log_{10} \left( \frac{30.2h}{r_s} \right) I_1 + I_2 \right] \quad \text{[II.8.23]}$$

Donde  $r_s$  es la rugosidad aparente del fondo y los valores de  $I_1$  e  $I_2$  están dados por las ecuaciones siguientes:

$$I_1 = \frac{0.216 \left( \frac{a}{h} \right)^{Z-1}}{\left( 1 - \frac{a}{h} \right)^Z} \int_{a/h}^1 \left( \frac{1-y}{y} \right)^Z dy \quad I_2 = \frac{0.216 \left( \frac{a}{h} \right)^{Z-1}}{\left( 1 - \frac{a}{h} \right)^Z} \int_{a/h}^1 \left( \frac{1-y}{y} \right) \ln y dy \quad \text{[II.8.24]}$$

Figura II.8.8. Perfiles de concentración de acuerdo con el valor de Z.



Las ecuaciones para  $l_1$  e  $l_2$  se deben resolver numéricamente, Einstein y colaboradores (*op. cit.*) proporcionan unas tablas para tal efecto.

Para el caso de ausencia de equilibrio sedimentológico con variación del perfil de concentración en la dirección del flujo, es necesario recurrir a soluciones numéricas a partir de la ecuación de advección-difusión, para ello Raudkivi (1990) presenta la ecuación siguiente:

$$\frac{\partial c}{\partial t} + u \frac{\partial c}{\partial x} + v \frac{\partial c}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial y} \left( \epsilon_{sy} \frac{\partial c}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial x} \left( \epsilon_{sx} \frac{\partial c}{\partial x} \right) + \frac{\partial wc}{\partial y} \quad \text{[II.8.25]}$$

Donde  $u$  y  $v$  son los componentes de la velocidad del fluido en las direcciones  $x$  e  $y$ ;  $\epsilon_{sy}$  y  $\epsilon_{sx}$  son los coeficientes de difusión de los sólidos en las direcciones  $x$  e  $y$ .

La mayor dificultad para resolver esta ecuación es la definición de las condiciones de frontera, especialmente en el fondo, donde existe erosión y sedimentación. Sin embargo, Partheniades (1965) ha propuesto la siguiente ecuación de frontera:

$$\epsilon_s \frac{\partial c}{\partial y} = E - (1 - P_r) wc_a \quad \text{[II.8.26]}$$

donde  $E$  es la tasa de erosión y  $P_r$  es la proporción de partículas que se adhieren al fondo.

Por otro lado, es necesario mencionar que existen dificultades adicionales para resolver los problemas de transporte de sedimentos en ríos, tales como la definición de la velocidad de caída para mezclas no uniformes y, en el caso de utilizar clases, con diámetros uniformes.



# Capítulo II.9. Tránsito de avenidas

La mayoría de las grandes civilizaciones se desarrollaron a la orilla de ríos que garantizaban: el acceso hacia, lo desde, la costa del mar, el recurso para irrigación de cultivos, el suministro del vital líquido para usos urbanos y posteriormente para usos industriales y de generación de energía, entre otros usos. Estas importantes ventajas siempre fueron consideradas con cierta reserva, pues había que tener en cuenta los posibles peligros por inundación. Por ello en un pasado se construyeron obras hidráulicas como diques y zonas de amortiguamiento de inundación. Posteriormente, y aún en la actualidad alrededor del planeta, se diseñan embalses de almacenamiento y retención de agua para el control de avenidas, así como mejora de condiciones hidráulicas de los ríos y canales ubicados en cuencas con riesgo de inundación. Es pues, de suma importancia conocer como funcionarán estas obras de infraestructura hidráulica durante la presencia de una avenida en particular. La respuesta a este tipo de incógnitas está dada por el tránsito de avenidas que es la descripción aplicada del proceso por medio del cual se puede analizar el comportamiento hidráulico de una onda de crecida entre dos puntos del trayecto del agua, ya sea a través de un embalse o bien de un tramo de río.

## Tránsito de avenidas a través de un embalse

Supóngase un embalse con un volumen de almacenamiento que es función de la profundidad del agua  $h$ , es decir  $S = f(h)$ . Por otro lado, un embalse siempre debe estar provisto de un sistema de evacuación, el cual también es una función de la altura del nivel del agua.

Sean  $I = f(t)$  y  $O = g(t)$  los hidrogramas influente y efluente respectivamente, correspondientes a una avenida que pasa a través del embalse. Suponga, igualmente que los valores de  $I$  han sido registrados en una estación de aforo o por evaluación hidráulica. Con base en la ecuación de continuidad se tiene que  $I - O = \frac{dS}{dt}$ , o bien,

$$\Delta S = S_2 - S_1 = \int_{t_1}^{t_2} I dt - \int_{t_1}^{t_2} O dt . \quad \text{[II.9.1]}$$

Dado que  $I_1$  e  $I_2$  son los caudales de entrada y que  $O_1$  y  $O_2$  son los caudales de salida del sistema en los tiempos  $t_1$  y  $t_2$ , la ecuación de continuidad puede escribirse en términos de sus valores promedio, es decir,

$$\left[ \frac{I_1 + I_2}{2} - \frac{O_1 + O_2}{2} \right] \Delta t = S_2 - S_1 = \Delta S . \quad \text{[II.9.2]}$$

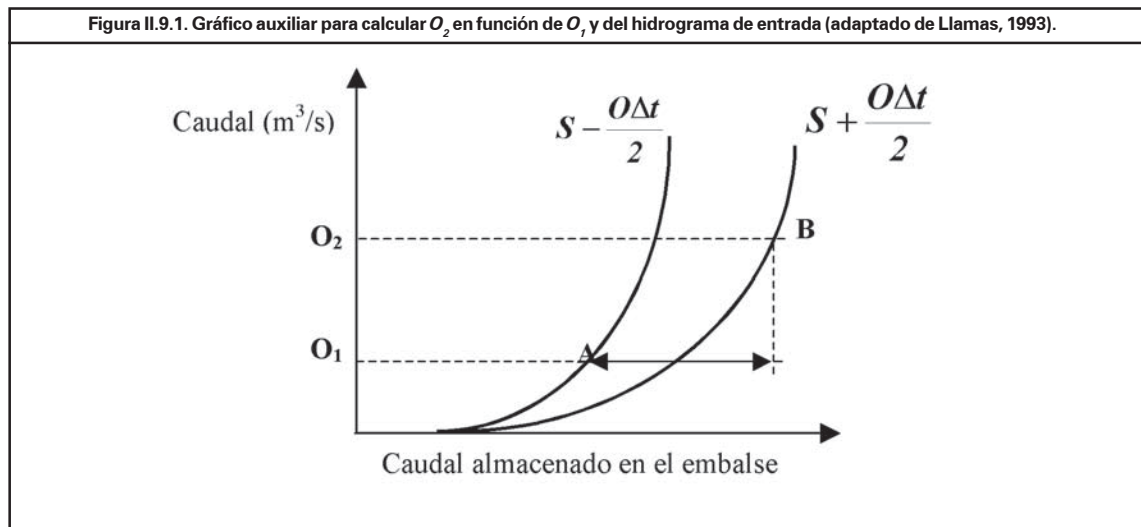
Esta expresión implica que el cambio en el hidrograma de entrada  $I$  es lineal durante el periodo de tránsito  $\Delta t$ . Para asegurar la validez de esta hipótesis es necesario que el intervalo de tiempo considerado sea suficientemente

## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

corto. Igualmente, para poder solucionar la expresión anterior en términos de  $O$ , es necesario conocer previamente las funciones siguientes: el volumen del embalse en función de la altura de agua ( $h$ ); el caudal total de salida en función de la altura de agua ( $h$ ) y el hidrograma de entrada (discretizado por intervalos  $\Delta t$ ). Uno de los métodos más utilizados para encontrar una solución a este proceso ha sido desarrollado por L.G. Puls del Cuerpo de Ingenieros de la Armada de Estados Unidos y es conocido como el método de Puls (Wilson, 1974).

### Método de Puls

Este método considera que la función de almacenamiento en el embalse con relación al caudal es invariante en toda la duración de la crecida. Para resolver la ecuación de la variación del almacenamiento, es necesario construir las curvas  $S + \frac{O\Delta t}{2}$  y  $S - \frac{O\Delta t}{2}$  en función del caudal (figura II.9.1).



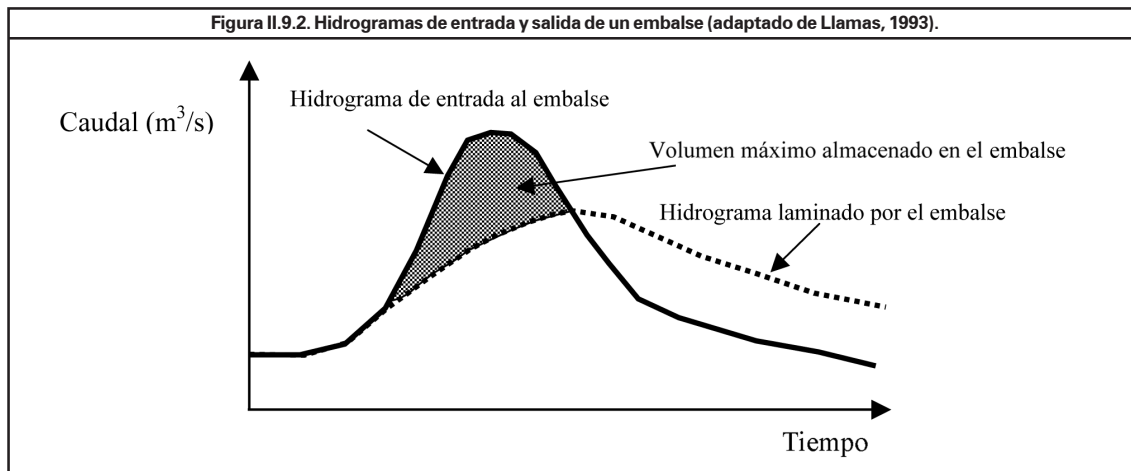
Se supone que el valor inicial de salida  $O_1$ , es conocido pudiéndose considerar que  $I_1 = O_1$ . Con el valor inicial de  $O_1$ , se obtiene la curva  $S - \frac{O\Delta t}{2}$ , el punto A. La línea horizontal formada por  $O_1A$ , se prolonga de una distancia  $\left[ \frac{(I_1 + I_2)\Delta t}{2} \right]$  y la vertical trazada por la extremidad de esta prolongación intercepta la curva  $S + \frac{O\Delta t}{2}$  en un punto B que define el caudal de salida  $O_2$  en el segundo intervalo (figura II.9.1). Para el periodo siguiente,  $O_2$  es el caudal inicial de salida y el proceso se repite (Llamas, 1993). El conjunto de los valores obtenidos de  $O$  permite contruir el hidrograma de salida del embalse o conocido como el hidrograma laminado (figura II.9.2).

### Tránsito de avenidas a través de un tramo de río

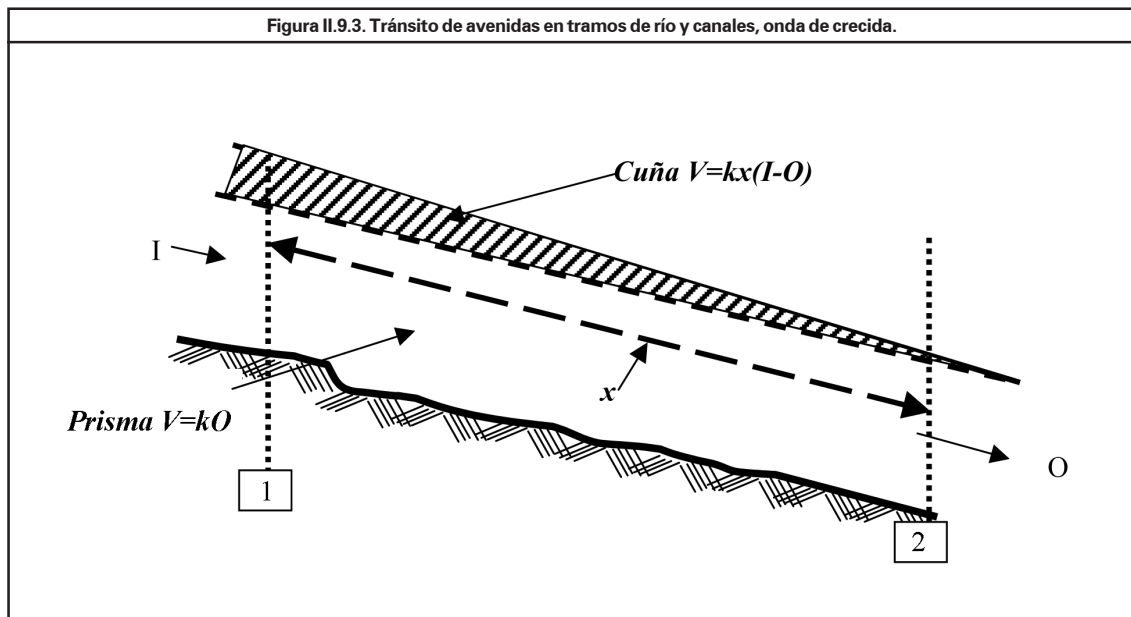
#### Método de Muskingum

Este fenómeno hidrológico puede ser tratado en forma parecida, aunque un poco más compleja, al del tránsito de avenidas a través de un embalse ya que el río puede considerarse como un embalse alargado y su solución





está dada con base en la ecuación de continuidad y relaciones existentes entre almacenamiento y caudal de salida. El método que aquí se presenta es conocido como el método de Muskingum y fue desarrollado por Mc Carthy en 1934 (Llamas, 1993). Este método se basa en el principio que una onda de crecida desplazándose en un río, se amortigua a causa de la fricción con las paredes del cauce y por los almacenamientos naturales en el lecho de inundación. Durante el periodo de crecida, el caudal de entrada en una sección aguas arriba es superior al de la salida en una sección aguas abajo. Durante la recesión de la crecida, la situación se invierte, es decir, el caudal es mayor en la sección de aguas abajo (figura II.9.3).



## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

Suponiendo que el área de la sección transversal de la onda de crecida es directamente proporcional al caudal en la sección, el volumen de almacenamiento por prisma es igual a  $KO$  donde  $K$  es un coeficiente de proporcionalidad y el volumen de almacenamiento por cuña es igual a  $Kx(I-O)$ , donde  $x$  es un factor de ponderación con un rango de variabilidad entre 0 y 0.5. Así pues, el almacenamiento total está dado por la siguiente expresión, mejor conocida como la ecuación de Muskingum:

$$S = KO + Kx(I - O) \quad [II.9.3]$$

considerando un intervalo de tiempo  $\Delta t$ , la ecuación de Muskingum y la ecuación de continuidad serían respectivamente:

$$S_2 - S_1 = K[x(I_2 - I_1) + (1-x)(O_2 - O_1)] \quad [II.9.4]$$

$$\left(\frac{I_1 + I_2}{2}\right)\Delta t - \left(\frac{O_1 + O_2}{2}\right)\Delta t = S_2 - S_1 \quad [II.9.5]$$

manipulando las dos ecuaciones anteriores y simplificando se obtiene que:

$$O_2 = C_1' I_2 + C_2' I_1 + C_3' O_1 \quad [II.9.6]$$

$$\text{Donde: } C_1' = \frac{\Delta t - 2Kx}{2K(1-x) + \Delta t}; \quad C_2' = \frac{\Delta t + 2Kx}{2K(1-x) + \Delta t}; \quad C_3' = \frac{2K(1-x) - \Delta t}{2K(1-x) + \Delta t}; \quad [II.9.7]$$

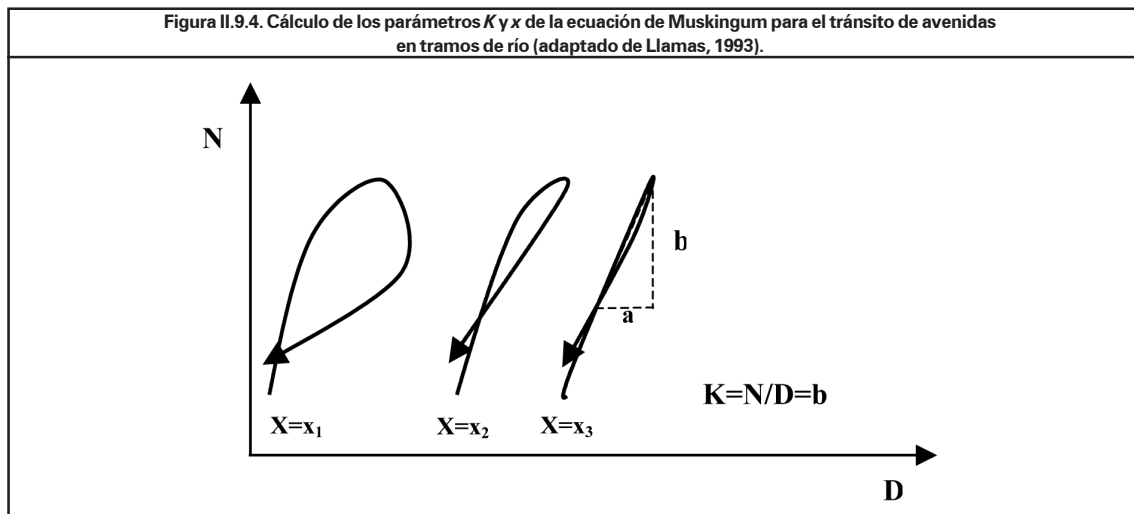
$$\text{y donde } \sum_{i=1}^3 C_i' = 1. \quad [II.9.8]$$

Si se encuentran disponibles los hidrogramas influente y efluente observados en un tramo de río, es posible determinar los coeficientes  $K$  y  $x$ . Para ello se suponen varios valores de  $x$  y con base en los datos de caudal de entrada y salida pueden calcularse valores sucesivos del numerador y denominador para la siguiente expresión de  $K$ , deducida de ecuaciones anteriormente presentadas.

$$K = \frac{0.5\Delta t[(I_2 + I_1) - (O_2 + O_1)]}{x(I_2 - I_1) + (1-x)(O_2 - O_1)} = \frac{N}{D} \quad [II.9.9]$$

Para resolver esta ecuación es entonces necesario conocer los hidrogramas de entrada y salida generados por un misma precipitación y en un tramo no muy largo de río. Se selecciona un valor arbitrario de  $x = x_1$ , y se contruye una gráfica con ejes  $N$  y  $D$ , utilizando los valores registrados de los dos hidrogramas en cuestión. Generalmente, al inicio de las iteraciones, la curva  $N$  vs.  $D$  forma un moño bastante abierto, por lo que habrá que repetir el proceso con otros valores de  $x$  hasta lograr que el moño se cierre y forme prácticamente una línea recta. De esta forma se obtendrá el verdadero valor de  $x$ . Por otro lado, el valor de  $K$  será entonces el valor de la pendiente de la recta obtenida en el paso anterior, es decir donde se obtuvo el valor de  $x$  (figura II.9.4).

Figura II.9.4. Cálculo de los parámetros  $K$  y  $x$  de la ecuación de Muskingum para el tránsito de avenidas en tramos de río (adaptado de Llamas, 1993).



#### Ejemplo de aplicación del tránsito de avenida a través de un embalse

El sistema que será analizado está compuesto por un embalse y cortina con desfogue a través de un vertedor. Este sistema cuenta con las características siguientes:

- Capacidad del vertedor dada por la expresión  $Q = CLH^{3/2}$ , donde  $Q$ : es el caudal de salida ( $m^3/s$ );  $C$ : es un coeficiente igual a  $2.2 \frac{1}{m^{1/2} / s}$ ;  $H$ : es la altura del tirante de agua por encima de la cresta del vertedor en m;  $L$ : es el ancho del vertedor en m  $L=20.0$  m.
- La cresta del vertedor se encuentra ubicada en la cota 2,612.00 m.
- El volumen de almacenamiento en función de la altura de inundación se encuentra tabulada en la tabla II.9.1.
- En el momento de iniciarse el aguacero que generó la crecida, el embalse se encontraba completamente vacío, es decir en la cota 2,600.00 m.

Se pide hacer el tránsito de la avenida a través del embalse con base en el método de Puls.

Así pues, con la ayuda de los datos disponibles se calcula:

- El volumen almacenado en el embalse ((en  $m^3/s$ )h) en función de la cota.
- El caudal evacuado (en  $m^3/s$ ) en función de la cota.
- Los valores de las curvas  $S + \frac{O\Delta t}{2}$  y  $S - \frac{O\Delta t}{2}$  (en (( $m^3/s$ )h) (figura II.9.5)
- Los valores de (en (( $m^3/s$ )h) en función del tiempo.

Los valores medios de  $\left[ \frac{(I_1 + I_2)\Delta t}{2} \right]$  para un intervalo de una hora corresponden a los datos presentados en la tabla II.9.2.

## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

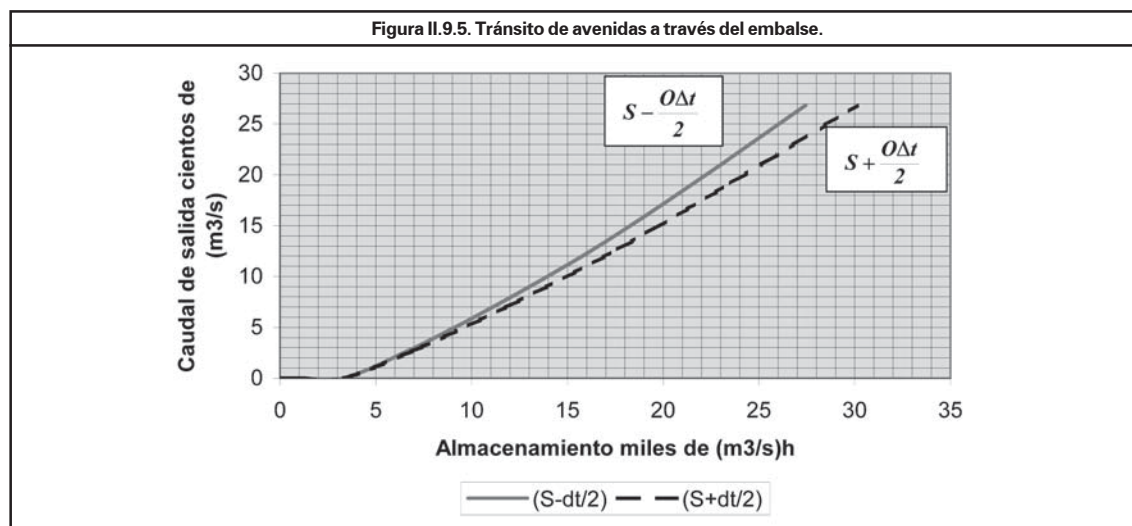
**Tabla II.9.1. Características del embalse y la cortina.**

(1) Cota(m)	(2) S Volumen del embalse $[(m^3)]$	(3) Q Capacidad del vertedor( $m^3/s$ )	(4) $S + \frac{O\Delta t}{2} \left[ \left( \frac{m^3}{s} \right) h \right]$	(5) $S - \frac{O\Delta t}{2} \left[ \left( \frac{m^3}{s} \right) h \right]$
2,600.0	0.00	0.00		
2,606.1	539.66	0.00	539.66	539.66
2,609.2	1,169.26	0.00	1,169.26	1,169.26
2,612.0	3,327.88	0.00	3,327.88	3,327.88
2,615.3	6,745.70	263.77	6,877.58	6,613.81
2,618.3	11,422.72	695.77	11,770.61	11,074.84
2,621.4	16,999.17	1,268.07	17,633.21	16,365.14
2,624.4	22,575.62	1,921.26	23,536.25	21,614.99
2,627.5	28,781.66	2,685.04	30,124.18	27,439.14

**Tabla II.9.2. valores medios de  $\left[ \frac{(I_1 + I_2)\Delta t}{2} \right]$  en  $\left[ \left( \frac{m^3}{s} \right) h \right]$ .**

Intervalo de tiempo(h)	$\left[ \frac{(I_1 + I_2)\Delta t}{2} \right]$	Intervalo de tiempo(h)	$\left[ \frac{(I_1 + I_2)\Delta t}{2} \right]$
0-1	17.26	13-14	152.63
1-2	144.43	14-15	122.39
2-3	485.74	15-16	105.15
3-4	1,156.63	16-17	95.02
4-5	1,722.87	17-18	78.45
5-6	1,811.85	18-19	64.78
6-7	1,528.82	19-20	54.67
7-8	963.33	20-21	44.70
8-9	570.83	21-22	41.01
9-10	406.80	22-23	34.50
10-11	298.77	23-24	24.43
11-12	223.92	24-25	20.83
12-13	182.91	25-26	14.33
		26-27	10.96

**Figura II.9.5. Tránsito de avenidas a través del embalse.**



Ahora es necesario estimar el tiempo en que el vertedor empieza a funcionar, es decir, encontrar el tiempo en el cual el agua comienza a verter. La cota del vertedor es 1,612.00 m, para esta altura el volumen del embalse es de 3,327.888 ((m<sup>3</sup>/s)h). El volumen acumulado hasta el final de la cuarta hora es de 1,804.06 ((m<sup>3</sup>/s)h) y el de la quinta hora 3,526.93 ((m<sup>3</sup>/s)h). Por lo tanto el vertedor inicia su operación entre la cuarta y quinta hora.

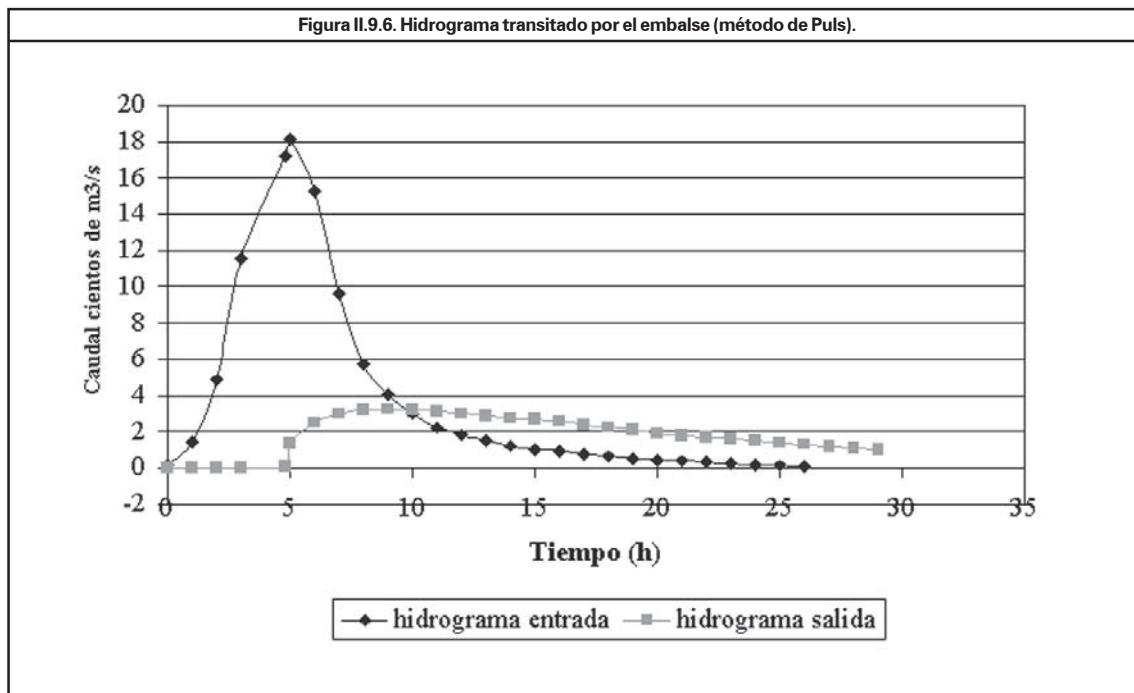
Volumen que será llenado por el caudal posterior a la cuarta hora es: 3,327.88-1,804.06= 1,523.82 ((m<sup>3</sup>/s)h), este volumen será llenado a una tasa de 1,722.87 ((m<sup>3</sup>/s)h) y tomará un tiempo de:

$$\Delta t = \frac{1,523.82}{1,722.87} = 0.8845h \approx 0.89h \quad \text{[II.9.10]}$$

Así pues el vertido comenzará 4.89 h después de haber iniciado la lluvia. El volumen evacuado al principio de la quinta hora será:

$$\left[ \frac{(I_1 + I_2)\Delta t}{2} \right] = 1,722.87(0.1155) = 198.99 \text{ ((m}^3\text{/s)h)}. \quad \text{[II.9.11]}$$

Finalmente la tabla II.9.3 y la figura II.9.6 muestran los resultados del tránsito de la avenida a través del embalse.



## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

Tabla II.9.3. Tránsito de la avenida a través del embalse estimado por el método de Puls.

(1) Intervalo de tiempo (h)	(2) $\left[ \frac{(I_1 + I_2) \Delta t}{2} \right] \left[ \left( \frac{m^3}{s} \right)^h \right]$	(3) Tiempo (h)	(4) Caudal de salida O (m <sup>3</sup> /s)
0-1	17.26	0	0.0
1-2	144.43	1	0.0
2-3	485.74	2	0.0
3-4	1,156.63	3	0.0
4-4.89	1,523.82	4	0.0
4.89-5	198.99	4.8	10.0
5-6	1,811.85	5	138.0
6-7	1,528.82	6	248.0
7-8	963.33	7	300.0
8-9	570.83	8	320.0
9-10	406.80	9	325.0
10-11	298.77	10	320.0
11-12	223.92	11	315.0
12-13	182.91	12	300.0
13-14	152.63	13	290.0
14-15	122.39	14	275.0
15-16	105.15	15	270.0
16-17	95.02	16	260.0
17-18	78.45	17	240.0
18-19	64.78	18	225.0
19-20	54.67	19	210.0
20-21	44.70	20	190.0
21-22	41.01	21	180.0
22-23	34.50	22	170.0
23-24	24.43	23	160.0
24-25	20.83	24	150.0
25-26	14.33	25	140.0
26-27	10.96	26	130.0
27-28		27	120.0
		28	110.0
		29	100.0

# Capítulo II.10. Nociones de hidrología estocástica

**E**l objetivo principal del análisis hidrológico estocástico es el establecimiento de una relación existente entre los eventos hidrológicos extremos (avenidas, estiajes, etc.) y sus probabilidades de ocurrencia. En el presente capítulo se introducen las definiciones de algunos términos usados frecuentemente en hidrología estocástica.

Obsérvese primero que conviene, para los propósitos de la hidrología estocástica, que las variables hidrológicas fundamentales –los caudales– sean representadas por variables aleatorias. La definición matemática de una variable aleatoria se aleja en cierto grado de la interpretación común de la palabra ‘aleatorio’, dándole un sentido preciso, y más general al mismo tiempo: una variable aleatoria  $X$  es una función definida sobre un conjunto  $\Omega$  (llamado espacio muestral), y toman valores reales (obsérvese que en este sentido, las variables aleatorias pueden incluir a las variables deterministas usuales como caso particular). La medida de probabilidad  $P$ , definida sobre subconjuntos de  $\Omega$  llamados eventos, expresa la probabilidad que se asocia a todo evento de interés, y lleva a definir la función de distribución de probabilidad  $F_X$  de la variable aleatoria  $X$ :  $F_X(r) = P(\{\omega \in \Omega \mid X(\omega) \leq r\})$ . Es decir, el valor de la función de distribución para un argumento  $r$  es la probabilidad de (la unión de) los eventos caracterizados por  $X(\omega) \leq r$  para todos sus elementos  $\omega$ . La importancia del manejo de la función de distribución de probabilidad (f.d.p.) en hidrología estocástica consiste principalmente en determinar las probabilidades de eventos extremos (según los métodos que se presentarán a continuación), así como para la evaluación de valores esperados de funciones de la variable aleatoria  $X$ , según la relación

$E[g(X)] = \int_0^1 g dF_X$ . Ejemplos típicos de funciones  $g(X) = X^m$  serían la identidad (en este caso  $E[X]$  es la media de la variable  $X$ ) o bien  $g(X)$  (en este caso  $E[X^m]$  es el momento de orden  $m$  de  $X$ ). Para varias variables aleatorias, la f.d.p. conjunta se define (haciendo el abuso de notación de omitir el escribir explícitamente los elementos del espacio muestral) como:  $F_{X_1, \dots, X_n}(r_1, \dots, r_n) = P(\{X_1 \leq r_1\} \cap \dots \cap \{X_n \leq r_n\})$ . Se define, por lo tanto, la independencia de las variables aleatorias  $X_1, \dots, X_n$  por la igualdad  $F_{X_1, \dots, X_n}(r_1, \dots, r_n) = F_{X_1}(r_1) \times \dots \times F_{X_n}(r_n)$ .

En la práctica hidrológica, debido a la complejidad de los procesos hidro-meteorológicos, es prácticamente imposible determinar *a priori* las f.d.p. de los caudales a partir de las leyes físicas que rigen dichos procesos. Por lo tanto, las f.d.p. como tales, o bien los parámetros de funciones de cierta clase, constituyen el objeto de la estimación estadística a partir de muestras de datos observados. Un estimador es una función de una o varias variables aleatorias, y un valor particular del estimador es una estimación. En general, se desea que las estimaciones sean lo más cercanas posible al valor real del parámetro estimado. Por ejemplo, usando el promedio de una muestra de  $n$  valores de variables aleatorias independientes e idénticamente distribuidas como estimador de la media de cualquiera de dichas variables, se obtiene un estimador cuyo valor esperado es

## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

igual a la media buscada (propiedad del estimador no sesgado) y una varianza alrededor de ella igual a  $1/n$  de la varianza de cada una de las variables. Dada una f.d.p. estrictamente creciente de un estimador, a cada nivel de confianza representado por un subintervalo de  $[0, 1]$  posicionado convenientemente sobre el eje de la función, le corresponde por la f.d.p. un intervalo de confianza sobre el eje de la variable (cuantíl).

Representar las variables hidrológicas como variables aleatorias conduce, de manera natural, a representar los procesos hidrológicos como procesos estocásticos, es decir, como conjuntos de variables aleatorias indexadas por el tiempo. Aunque estos procesos son por su naturaleza continuos (los índices temporales toman valores reales), en la práctica hidrológica se analizan en general discretizados (índices enteros), por razones que tienen que ver con el tipo de aforos usados (caudales horarios, caudales diarios, etc.) o bien con el mismo ciclo hidrológico del planeta (caudales máximos anuales). Las muestras de tales procesos discretos se llaman series de tiempo, y éstas constituyen las bases de datos de la hidrología estocástica.

En el curso de los procesos hidrológicos, un evento extremo es una situación que pudiese engendrar un riesgo para la sociedad. En un proceso discretizado, una manera (usual en hidrología) de expresar la probabilidad de tal evento es por el número medio de valores de la variable aleatoria subyacente al proceso, necesarias para que el evento ocurra, el cual es igual al inverso de la probabilidad del evento. En hidrología, para el caso de caudales máximos anuales, el llamado periodo de retorno,  $T$ , de un evento caracterizado por un valor máximo mayor que un cierto umbral, se expresa en años. Evidentemente, el umbral y la interpretación del periodo de retorno dependen del tipo de riesgo que se considere. Por ejemplo, la variable aleatoria mencionada, 'caudal máximo anual', y el evento de que éste rebase un umbral  $X_T$  crítico se emplean cuando se diseña una obra hidráulica, y es importante evaluar el riesgo de falla de la estructura por desborde o inundación. Así pues se está interesado particularmente en el periodo  $T$  que cumpla:

$$1 - F_X(x_T) = \frac{1}{T} \quad \text{[II.10.1]}$$

donde  $1/T$  es la probabilidad de exceder dicho valor  $X_T$ , al que se le asocia un riesgo hidrológico.

Por otro lado, la problemática del análisis y modelación de las sequías tiene características distintas de las presentadas para caudales máximos, debido a que en el caso de las sequías el componente más importante es la duración de las mismas, que puede alcanzar varios años. Por lo tanto, su análisis tiene que incluir las distribuciones conjuntas de caudales para varios lapsos de tiempo.



# Capítulo II.11. Estimación de eventos hidrológicos máximos

En la práctica, la estimación de  $x_T$  en un sitio dado se realiza a través del ajuste de una función de distribución estadística (cuya función de densidad de probabilidad es  $f(x; \theta_1, \theta_2, \theta_3)$ ) a una muestra de valores máximos observados durante  $n$  años. Lo anterior, bajo la hipótesis que estas observaciones son:

- a) Independientes (no existe correlación alguna entre ellas), lo que puede ser examinado a través de la prueba de Wald-Wolfowitz (1943).
- b) Idénticamente distribuidas, es decir, que las observaciones provienen de una misma población estadística, esto implica:
  - la estacionariedad de la muestra (analizada con el empleo de la prueba de Hatanaca (Llamas, 1993);
  - la homogeneidad (considerando un contexto espacial y es analizada con el empleo de la prueba de Mann y Whitney, 1947);
  - la ausencia de valores singulares (analizada con el uso de la prueba de Grubs y Beck, 1972).

Si la función  $F$  es estrictamente creciente es posible deducir que:

$$x_T = F^{-1}\left(1 - \frac{1}{T}; \theta_1, \theta_2, \theta_3\right) \quad [\text{II.11.1}]$$

donde  $F^{-1}$  es la función de distribución de probabilidad  $F(x; \theta_1, \theta_2, \theta_3)$ .

Para conocer a  $x_T$  es suficiente obtener la estimación  $\tilde{\theta}_1, \tilde{\theta}_2, \tilde{\theta}_3$  de los parámetros  $\theta_1, \theta_2, \theta_3$ , de la función de distribución y enseguida llevar a cabo la sustitución de los valores obtenidos en la ecuación correspondiente [II.11.1] para tener la estimación  $\tilde{x}_T$  de  $x_T$ . Donde  $x_T$  estimada por  $\tilde{x}_T$  está dada por:

$$\tilde{x}_T = F^{-1}\left(1 - \frac{1}{T}; \tilde{\theta}_1, \tilde{\theta}_2, \tilde{\theta}_3\right) \quad [\text{II.11.2}]$$

## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

### Estimación de los parámetros

Generalmente los métodos de estimación son variantes del método de los momentos que consiste en el cálculo de los momentos teóricos de la población por los momentos correspondientes de la muestra. La resolución del sistema de ecuaciones obtenidas permite estimar los parámetros requeridos para la función teórica seleccionada (Bobée, 1999).

El método de máxima verosimilitud (MV) que para una muestra de  $n$  datos consiste en maximizar la función verosimilitud (o su logaritmo  $L = \prod_{i=1}^n f(x_i, \hat{\theta})$ ) puede conducir, particularmente en hidrología, a malas estimaciones para la mayoría de las leyes con tres parámetros en cuestión (Bobée, 1999). En efecto, estas leyes dependen, en general, de un parámetro de origen ( $m$ ) que determina el intervalo de definición de la variable  $X$  ( $X > m$  por ejemplo); en este caso, el MV es sólo asintóticamente óptimo. Así para muestras de pocos datos ( $n < 50$ ), generalmente disponibles en hidrología, esta solución óptima es difícilmente alcanzada.

Sin embargo, para algunas distribuciones (normal, exponencial, Gamma) se pueden encontrar estadísticos conjuntamente exhaustivos de los parámetros. En este caso, el método de MV conduce a una estimación óptima (en términos del error cuadrático promedio) de los parámetros, cualquiera que sea el tamaño de la muestra.

### Funciones de distribución utilizadas en el análisis de caudales máximos

Los tipos de funciones utilizadas en hidrología son numerosas, pero una revisión somera permitirá la observación de algunas tendencias al respecto. En los albores de los años cincuenta, el uso de leyes con un número reducido de parámetros (normal, exponencial, etc.) parecía dominar el escenario, sin duda a causa de la limitada capacidad computacional disponible. Los valores extremos han sido analizados por un gran número de hidrólogos que han considerado los métodos de Gumbel Tipo I (Gumbel, 1958), Weibull (Shane y Graver, 1969), Log-Pearson III (WRC, 1967 y 1977; Bobée y Ashkar, 1991), Log-Normal con tres parámetros (Kite, 1988) y General de Valores Extremos (Bobée y Ashkar, 1991; Campos, 1996).

Es necesario considerar las funciones con tres parámetros [ $\theta = (\theta_1; \theta_2; \theta_3)$ ] si se pretende caracterizar adecuadamente la forma de la distribución, aun cuando el pequeño tamaño de las muestras disponibles en hidrología pudiera incitar a considerar las leyes con dos parámetros.

Por otro lado, con la facilidad operacional de las computadoras ahora es posible utilizar modelos que consideran en su construcción un número mayor de parámetros, lo que se traduce en una mayor flexibilidad y precisión cuando la muestra es suficientemente grande (Llamas *et al.*, 1987; Díaz *et al.*, 1999). Las leyes así empleadas han sido la función Gamma con los polinomios de Laguerre (Llamas, 1975; Díaz *et al.*, 1999) y la función Beta con los polinomios ortogonales de Jacobi (Díaz, 1991; Bâ *et al.*, 1996; Díaz *et al.*, 1999).

En estos casos, para la combinación de una función con una serie de polinomios ortogonales es suficiente multiplicar la función de densidad por la serie de polinomios ortogonales apropiada y de dominio matemático similar, lo que permite aumentar el número de momentos en la nueva función de densidad. El aumento del número de momentos tiene como objetivo extraer el máximo de información contenida en la muestra. Con respecto a lo anterior, Llamas (1993) afirma que "actualmente se dispone de muestras extensas de fenómenos hidrológicos de buena calidad, las cuales contienen una gran cantidad de información que las técnicas actuales y la facilidad operacional permite su obtención, su interpretación y su uso en la concepción, la gestión o en la

ejecución de proyectos". Además, acota que "en otras palabras, la técnica actual permite utilizar funciones con tantos parámetros que el tamaño de la muestra pueda soportar".

**Función Gumbel Tipo I**

La función de densidad de probabilidad de esta función está dada por:

$$f(x) = \frac{1}{\alpha} \exp\left[-\frac{x-u}{\alpha} - \exp\left(-\frac{x-u}{\alpha}\right)\right] \quad \text{con} \quad -\infty < x < +\infty \quad \text{[II.11.3]}$$

La estimación de los parámetros por el método de los momentos es:

$$\alpha = \frac{\sqrt{6}s}{\pi} \quad u = \bar{x} - 0.5772\alpha \quad \text{[II.11.4]}$$

El coeficiente de 0.5772 es la solución aproximada de la ecuación [II.11.3], es decir,  $\int_{-\infty}^{\infty} xf(x)dx$ . El parámetro  $u$  es la moda de la distribución (punto de máxima densidad de probabilidad).

**Función de distribución Log-Normal con tres parámetros (LN3)**

La distribución Log-Normal de tres parámetros (LN3) está dada por (Kite, 1988):

$$f(x) = \frac{1}{(x-c)b\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{(\ln(x-c)-a)^2}{2b^2}} \quad c \leq x \leq \infty \quad \text{[II.11.5]}$$

donde  $a, b, c$  son los parámetros de la función.

Los estadísticos estimados por el método de momentos son (Kite, 1988):

$$C_{v(x-c)} = \frac{1-\omega^{2/3}}{\omega^{1/3}}, \quad \text{con} \quad \omega = \frac{-C_s + (C_s^2 + 4)^{1/2}}{2}$$

$$a = \mu_y = \ln\left(\frac{\sigma}{C_{v(x-a)}}\right) - \frac{1}{2} \ln(C_{v(x-a)} + 1) \quad \sigma_y = [\ln(C_{v(x-a)}^2 + 1)]^{1/2}$$

$$c = \bar{x} - \frac{S}{C_{v(x-a)}} \quad \text{[II.11.6]}$$

donde

$C_{v(x-a)}$  = coeficiente de variación de los  $(x-a)$

$C_{v(x-c)}$  = coeficiente de variación de los  $(x-c)$

## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

- $C_s$  = coeficiente de asimetría de los  $x$ ;  
 $S$  = desviación estándar de la muestra.

### Función de distribución Generalizada de Valores Extremos (GEV)

La función de probabilidad acumulada, o función inversa de GVE, está dada por (Campos, 1996):

$$\hat{x}_p = F^{-1}(p) = a + \frac{b}{c} \left( 1 - (-\ln p)^c \right) \quad [\text{II.11.7}]$$

Los parámetros de GVE, cuando se utiliza el método de los momentos, son estimados de la siguiente manera (Campos, 1996):

$$c = \omega_0 + \omega_1 C_{sc} + \omega_2 C_{sc}^2 + \omega_3 C_{sc}^3 + \omega_4 C_{sc}^4 + \omega_5 C_{sc}^5 \quad [\text{II.11.8}]$$

Si  $0.0008 < C_s < 8$ , entonces

$$\begin{aligned} \omega_0 &= 0.2792377, & \omega_1 &= -0.339836, & \omega_2 &= 0.1008508, \\ \omega_3 &= -0.0165458, & \omega_4 &= 0.0014037, & \omega_5 &= -0.0000479 \end{aligned} \quad [\text{II.11.9}]$$

Si  $-3.8 < C_s < 0.0872$ , entonces:

$$\begin{aligned} \omega_0 &= 0.0277439, & \omega_1 &= -0.322359, & \omega_2 &= 0.065677, \\ \omega_3 &= 0.029405, & \omega_4 &= 0.003176, & \omega_5 &= 0 \end{aligned} \quad [\text{II.11.10}]$$

donde  $C_s$  es el coeficiente de asimetría y  $C_{sc}$  es el coeficiente de asimetría corregido:

$$C_s = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^3}{nS^3} \quad C_{sc} = C_s \left[ \frac{(n(n-1))^{1/2}}{n-2} \right] \quad [\text{II.11.11}]$$

así, los parámetros se obtienen de:

$$\alpha = \psi + (-1)^j \varphi \quad b = \varphi |c| \quad [\text{II.11.12}]$$

donde:

$$\varphi = \left( \frac{S^2}{\Gamma(1+2c) - \Gamma^2(1+c)} \right)^{1/2} \quad \psi = \bar{x} - \varphi (-1)^j \Gamma(1+c)$$

$$j=2 \text{ si } c < 0, \quad \text{ó} \quad j=3 \text{ si } c > 0 \quad [\text{II.11.13}]$$

De acuerdo con Campos (1996) el método de los momentos ponderados permite estimar los parámetros de GVE con el siguiente procedimiento:

$$a = M_0 + \left(1 - \frac{1}{\Gamma(1+c)}\right) \left(\frac{M_0 - 2M_1}{1 - 1/2^c}\right) \quad b = \frac{K(M_0 - 2M_1)}{\Gamma(1+K)(1 - 1/2^K)} \quad \text{[II.11.14]}$$

El parámetro  $c$  puede obtenerse de la función:

$$f(c) = 2^c(v+2) + (2/3)^c - (v+3) = 0 \quad \text{[II.11.15]}$$

donde:

$$v = \frac{3u_2 - u_0}{u_0 - 2u_1} \quad u_j = \frac{1}{n \prod_{k=0}^j (n-k)} \sum_{i=1}^n \left[ x_i \prod_{k=1}^i (n-i-k) \right] \quad \text{[II.11.16]}$$

Con el método de Newton-Raphson se resuelve  $f(c)$ , cuando se considera que  $c \neq 0$ , por lo que:

$$c_{j+1} = c_j - \frac{f(c_j)}{f'(c_j)} \quad \text{[II.11.17]}$$

donde  $f'(c)$  es la primera derivada de  $f(c)$ :

$$f'(c) = (v+2) \ln(2) 2^c + \ln(2/3) (2/3)^c \quad \text{[II.11.18]}$$

### Función de distribución Log-Pearson Tipo 3 (LP3)

Las distintas agencias locales, provinciales o federales de los Estados Unidos utilizaban para la estimación de caudales máximos procedimientos diferentes que podían conducir a resultados discordantes. Esta es la razón por la que, tras una comparación de ajuste sobre datos reales, el Consejo de los Recursos Hídricos de los Estados Unidos (WRC, 1977) recomendó, para la estimación de los valores de avenida, la utilización sistemática de la distribución Log-Pearson Tipo 3 definida de la siguiente manera:

$$f(x) = \frac{\lambda^\beta (y-\varepsilon)^{\beta-1} e^{-\lambda(y-\varepsilon)}}{x\Gamma(\beta)} \quad \text{donde } y = \log x \text{ con el rango } \log x \geq \varepsilon \quad \text{[II.11.19]}$$

La estimación de los parámetros por el método de los momentos es (Chow *et al.*, 1994):

$$\lambda = \frac{s_y}{\sqrt{\beta}} \quad \beta = \left[ \frac{2}{C_s(y)} \right]^2 \quad \text{[II.11.20]}$$

## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

$$\varepsilon = \bar{y} - s_y \sqrt{\hat{\beta}} \quad (\text{donde se supone que } C_s(y) \text{ es positivo.})$$

Este método de estimación de los parámetros es el llamado “método indirecto de los momentos”, que según algunos autores (Greis, 1983), no es el adecuado para muestras pequeñas. Es por esta razón que otros métodos de estimación han sido propuestos por Rao (1980), Bobée y Ashkar (1988). Si el lector desea profundizar sobre este último tema se recomienda consultar la bibliografía antes citada.

### Función de distribución Gamma-Laguerre

La función Gamma asociada a una serie de polinomios ortogonales de tipo Laguerre es (Llamas, 1993; Díaz *et al.*, 1999):

$$f(x) = g(x)T(x, \mu'_k) \quad [\text{II.11.21}]$$

$$\text{donde } g(x) = \frac{e^{-\frac{x}{2g}} \frac{h}{x^{h-1}}}{(2g)^2 \Gamma\left(\frac{h}{2}\right)} \quad \text{para } x > 0 \quad [\text{II.11.22}]$$

de:

Los parámetros  $g$  y  $h$  representan respectivamente la escala y el número efectivo de grados de libertad. Por el método de momentos se obtiene:

$$g = \frac{\mu'_1}{h} = \frac{\bar{x}}{h} \quad h = \frac{2(\mu'_1)^2}{\mu_2} = \frac{2\bar{x}^2}{\sigma^2} \quad [\text{II.11.23}]$$

$$T(x, \mu'_k) = \sum_{i=0}^{\infty} \frac{i! \Gamma\left(\frac{h}{2}\right)}{\Gamma\left(i + \frac{h}{2}\right)} \cdot \frac{d_i}{(2g)^i} L_i^{\left(\frac{h-1}{2}\right)}\left(\frac{x}{2g}\right) \quad [\text{II.11.24}]$$

donde:  $L_i^{(c)}(y)$  es el polinomio de Laguerre de orden  $i$ .

$$L_i^{(c)}(y) = \sum_{j=0}^i \binom{i+c}{i-j} \frac{(-y)^j}{j!} \quad [\text{II.11.25}]$$

$$d_i = \sum_{j=0}^i \binom{i-1+\frac{h}{2}}{i-j} (-1)^j (2g)^{i-j} \frac{\mu'_j}{j!} \quad [\text{II.11.26}]$$

En la práctica,  $i$  puede variar entre 3 y 8, ello dependerá de la dimensión de la muestra (Díaz *et al.*, 1999). Sin embargo, Cârsteanu *et al.* (2004), indican que en la mayoría de los casos el valor adecuado de  $i$  es 3 o 4.

# Capítulo II.12. Estimación de eventos hidrológicos máximos: caso de estudio

Con base en las ventajas que ofrecen hoy en día las computadoras y del hecho de que el especialista en Recursos hídricos tiene la responsabilidad de proveer el mejor análisis hidrológico posible con base en el conocimiento y la información disponible, se desarrolló una herramienta informática (*software*) denominada Análisis de Frecuencia Hidrológico (ANFREHID). Esta herramienta permite realizar un estudio estadístico-probabilístico completo de eventos hidrológicos extremos, en particular caudales y precipitaciones máximos. La base de esta herramienta informática la constituyen los modelos y métodos más utilizados en los últimos diez años, además de incluir modelos producto de investigaciones recientes en la materia.

ANFREHID 1.0 fue desarrollado en el Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA-UAEM) (Trujillo, 1999; Trujillo *et al.*, 2001) en lenguaje Visual Basic 5.0 (marca registrada de Microsoft Corporation) y se diseñó con una interfaz gráfica característica del sistema Windows (marca registrada de Microsoft Corporation) con una mínima cantidad de ventanas para su operación. Un usuario potencial con conocimientos en hidrología podrá fácil y rápidamente explotar al máximo las cualidades de ANFREHID 1.0.

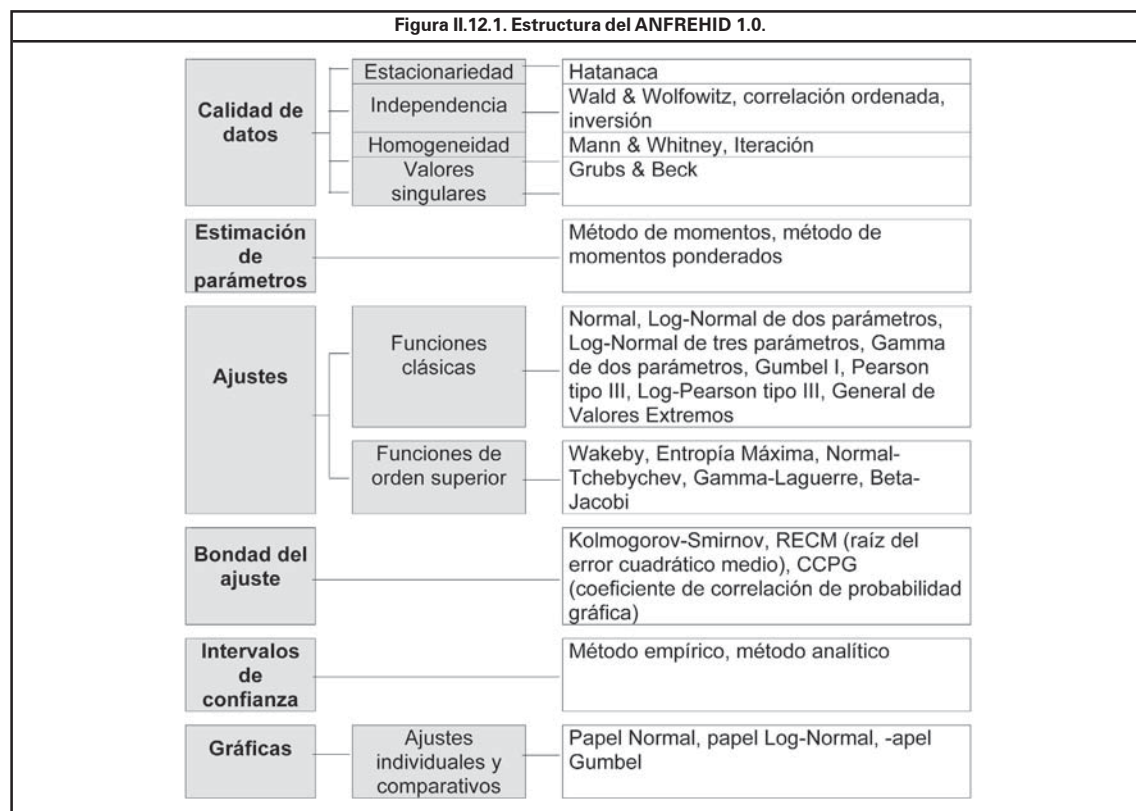
Así, para estimar el evento  $x_T$  de periodo de retorno  $T$  y el intervalo de confianza que le está asociado, ANFREHID 1.0 ofrece siete pruebas de verificación de la calidad de los datos (pruebas estadísticas que permiten la verificación de las hipótesis de base), una gama completa de funciones de distribución (17), siete fórmulas de posicionamiento gráfico, tres tipos de papel probabilidad y dos métodos de estimación de intervalos de confianza. La figura 1 resume la estructura de ANFREHID e indica claramente la secuencia de un análisis hidrológico para la obtención de la estimación del evento de diseño buscado.

La determinación y elección adecuada de una función de distribución que represente el comportamiento del fenómeno particular de un análisis hidrológico de eventos extremos es una tarea muy importante, pero sumamente difícil, que debe generalmente ser realizada por un experto. Sin embargo, la herramienta informática aquí presentada tiene como objetivo principal ser una ayuda eficiente para poder auxiliar al usuario en la selección de la función de ajuste apropiada y que pueda así obtener una estimación de la magnitud del evento de diseño requerida.

Por otro lado, el rendimiento y cualidades de ANFREHID 1.0 han sido comparados con otras herramientas disponibles actualmente para el análisis hidrológico, tales como: Ajuste 1.1 (Bobeé *et al.*, 1993), Ajuste II (Bruneau *et al.*, 1996), Distrib 2.0 (ucf, 1997), HidEstat 1.0 (Bâ y Díaz-Delgado, 1997), Hydrotech 1.2 (STA, 1997).

## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

Los resultados de la comparación se resumen en la obtención de estimaciones equivalentes, pero ANFREHID 1.0 les supera por contar con funciones de distribución complementarias, por la sencillez de operación, por su capacidad para realizar un análisis estadístico y probabilístico más completo, así como por su versatilidad en los formatos de salida y portabilidad de éstos.



### Estudio de caso

ANFREHID 1.0 ha sido utilizado para realizar un análisis de frecuencia a un número importante de muestras de eventos extremos hidrológicos. Sin embargo, como estudio de caso a continuación se presentan los resultados numéricos y gráficos de su aplicación para el análisis de las precipitaciones máximas diarias en la estación meteorológica de Tacubaya, en la ciudad de México.

La primera parte de los resultados corresponde a la información descriptiva del registro de datos hidrológicos ordenados ascendentemente con su respectiva probabilidad empírica, la cual es obtenida en este caso con la fórmula empírica de Weibull.

Se aplicaron cinco modelos de ajuste disponibles en ANFREHID 1.0: Gumbel tipo I, Log-Normal con tres parámetros, Log-Pearson tipo tres, General de Valores extremos y Gamma-Laguerre. Asimismo, de acuerdo con



## CAPÍTULO II.12. ESTIMACIÓN DE EVENTOS HIDROLÓGICOS MÁXIMOS: CASO DE ESTUDIO

la disponibilidad de los modelos se calcularon, los correspondientes intervalos de confianza bajo el empleo del método empírico.

**Cuadro II.12.1. Registro de precipitaciones máximas en la estación Tacubaya, México.**

Registro Hidrológico			Registro Hidrológico		
Periodo	Observación	Prob. Empírica	Periodo	Observación	Prob. Empírica
1910	23.30	0.01220	1919	44.80	0.52439
1909	24.30	0.02439	1965	45.60	0.53659
1949	26.70	0.03659	1963	45.70	0.54878
1957	27.90	0.04878	1970	45.70	0.56098
1913	28.30	0.06098	1926	46.20	0.57317
1920	28.40	0.07317	1951	46.30	0.58537
1923	28.50	0.08537	1974	46.50	0.59756
1935	29.50	0.09756	1960	47.80	0.60976
1940	30.00	0.10976	1933	48.60	0.62195
1956	30.40	0.12195	1911	49.30	0.63415
1901	32.30	0.13415	1934	50.40	0.64634
1944	32.40	0.14634	1938	50.80	0.65854
1943	33.90	0.15854	1978	50.80	0.67073
1953	34.30	0.17073	1907	52.00	0.68293
1981	34.60	0.18293	1908	52.90	0.69512
1903	34.70	0.19512	1925	53.20	0.70732
1946	35.20	0.20732	1972	53.40	0.71951
1906	35.60	0.21951	1962	53.50	0.73171
1959	36.20	0.23171	1904	55.50	0.74390
1921	36.40	0.24390	1975	57.10	0.75610
1912	36.50	0.25610	1905	57.70	0.76829
1937	37.10	0.26829	1927	57.80	0.78049
1936	37.20	0.28049	1941	58.20	0.79268
1914	37.40	0.29268	1973	58.30	0.80488
1939	37.70	0.30488	1924	58.60	0.81707
1945	37.70	0.31707	1942	59.90	0.82927
1918	38.70	0.32927	1947	61.20	0.84146
1958	39.50	0.34146	1916	62.20	0.85366
1917	39.70	0.35366	1980	63.20	0.86585
1931	39.70	0.36585	1976	64.20	0.87805
1966	40.10	0.37805	1971	65.00	0.89024
1930	40.50	0.39024	1955	66.40	0.90244
1961	40.90	0.40244	1964	67.00	0.91463
1948	41.00	0.41463	1928	68.80	0.92683
1952	41.10	0.42683	1915	71.70	0.93902
1954	41.10	0.43902	1977	73.40	0.95122
1932	41.50	0.45122	1968	77.00	0.96341
1979	41.80	0.46341	1967	79.30	0.97561
1902	42.20	0.47561	1950	80.60	0.98780
1929	42.20	0.48780			
1922	43.90	0.50000			
1969	43.90	0.51220			

**Cuadro II.12.2. Estadísticos calculados.**

ESTADÍSTICOS DE LA MUESTRA:	
Longitud:	81
Rango:	57.300
Media:	46.307
Desviación Estándar:	13.506
Coef. de Variación:	0.292
Coef. de Asimetría:	0.613
Coef. de Aplastamiento:	2.656
Fórmula Prob. Empírica: WEIBULL	
Archivo de datos: D:\USU\ET\AFH\Anfrehid Varios\Anfrehid 2002\tacubaya.adh	

## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

**Cuadro II.12.3. Pruebas de calidad de los datos.**

PRUEBAS DE CALIDAD DE LA MUESTRA	
<p><b>PRUEBA DE HATANACA</b>                      Estadístico u: 1.064                      u alfa/2: 1.96                      Por lo tanto, las observaciones SI se consideran Aleatorias al 95% de confianza</p>	<p><b>PRUEBA DE MANN-WHITNEY</b>                      Submuestra 1: 40                      Submuestra 2: 41                      Estadístico u: -1.856                      u alfa/2: 1.96                      Por lo tanto, la muestra SI se considera Homogénea al 95% de confianza</p>
<p><b>PRUEBA DE WALD-WOLFOWITZ</b>                      Estadístico u: 1.612                      u alfa/2: 1.96                      Por lo tanto, las observaciones SI se consideran Independientes al 95% de confianza</p>	<p><b>PRUEBA DE ITERACIÓN</b>                      Estadístico u: -1.676                      u alfa/2: 1.96                      Por lo tanto, la muestra SI se considera Homogénea al 95% de confianza</p>
<p><b>PRUEBA DE CORRELACIÓN ORDENADA</b>                      Estadístico t: 2.479                      t n-2,alfa: 1.664                      Por lo tanto, las observaciones NO se consideran Independientes al 95% de confianza</p>	<p><b>PRUEBA DE GRUBBS-BECK</b>                      Límite superior Xs = 104.140                      Límite inferior Xi = 18.962                      No se encontraron valores singulares superiores, al 90% de confianza                      No se encontraron valores singulares inferiores, al 90% de confianza</p>
<p><b>PRUEBA DE INVERSIÓN</b>                      Estadístico k: 0.186                      Por lo tanto, las observaciones SI se consideran Independientes</p>	

**Cuadro II.12.4. Ajustes.**

Modelo de Ajuste: LogNormal 3 Parámetros - Momentos				Modelo de Ajuste: Gumbel I - Momentos			
Parámetros de la Población: media = 4.2040 dev. estándar = 0.1960 parámetro c = -21.9470				Parámetros de la Población: parámetro alfa = 10.5306 parámetro mu = 40.2292			
Cuantiles de Diseño:		I.Conf. (95%)		Cuantiles de Diseño:		I.Conf. (95%)	
Prob.	P. Retorno	Cuantil	(Empírico)	Prob.	P. Retorno	Cuantil	(Empírico)
0.00010	1.0001	10.33	-1.95	0.00010	1.0001	16.85	11.15
0.00050	1.0005	13.16	3.02	0.00050	1.0005	18.87	13.59
0.00100	1.0010	14.57	5.38	0.00100	1.0010	19.88	14.80
0.00500	1.0050	18.46	11.56	0.00500	1.0050	22.67	18.14
0.01000	1.0101	20.48	14.58	0.01000	1.0101	24.15	19.89
0.02000	1.0204	22.81	17.89	0.02000	1.0204	25.86	21.92
0.05000	1.0526	26.55	22.80	0.05000	1.0526	28.68	25.21
0.10000	1.1111	30.13	27.04	0.10000	1.1111	31.45	28.39
0.20000	1.2500	34.82	31.99	0.20000	1.2500	35.22	32.58
0.30000	1.4286	38.47	35.56	0.30000	1.4286	38.27	35.79
0.50000	2.0000	45.01	41.82	0.50000	2.0000	44.09	41.39
0.70000	3.3333	52.26	48.72	0.70000	3.3333	51.09	47.43
0.80000	5.0000	57.02	53.09	0.80000	5.0000	56.02	51.48
0.90000	10.0000	64.13	59.06	0.90000	10.0000	63.93	57.78
0.95000	20.0000	70.48	63.69	0.95000	20.0000	71.51	63.75
0.98000	50.0000	78.19	68.44	0.98000	50.0000	81.32	71.41
0.99000	100.0000	83.69	71.34	0.99000	100.0000	88.67	77.13
0.99500	200.0000	88.98	73.76	0.99500	200.0000	96.00	82.81
0.99900	1000.0000	100.75	78.05	0.99900	1000.0000	112.97	95.96
0.99950	2000.0000	105.66	79.43	0.99950	2000.0000	120.27	101.61
0.99990	10000.0000	116.84	81.74	0.99990	10000.0000	137.22	114.72
			151.94				159.72

**CAPÍTULO II.12. ESTIMACIÓN DE EVENTOS HIDROLÓGICOS MÁXIMOS: CASO DE ESTUDIO**

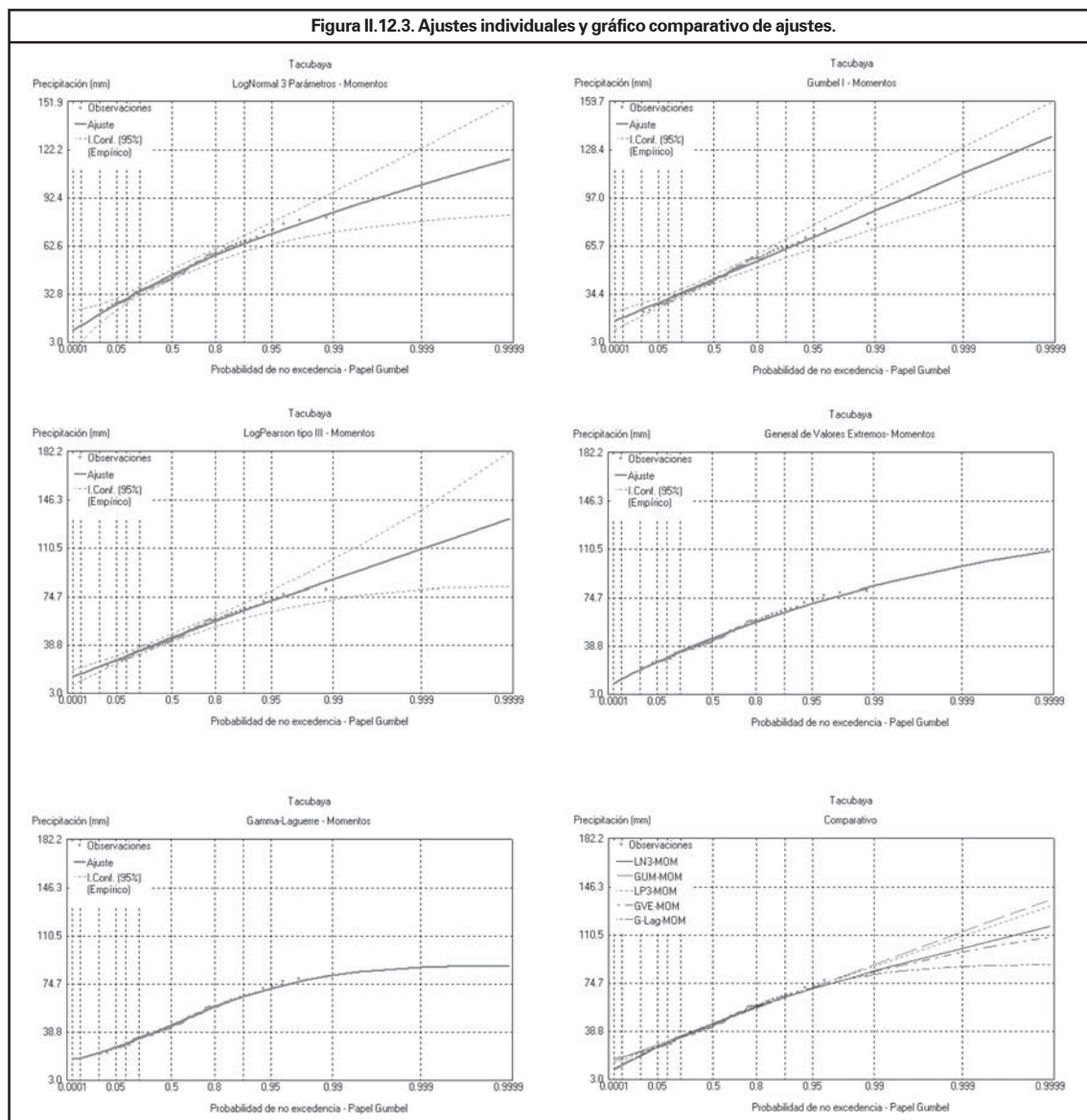
**Cuadro II.12.4. Ajustes (Continuación).**

Modelo de Ajuste: LogPearson tipo III - Momentos				Modelo de Ajuste: Gral Valores Extremos- Momentos					
Coef. de asimetría corregido = 0.0206				-----					
Media de los logaritmos de x = 1.6477				Parámetros de la Población:					
Desv. estándar de los log x = 0.1256				C. Asim. corr. = 0.5903					
-----				parámetro a = 0.1079					
-----				parámetro b = 11.7430					
-----				parámetro c = 40.6385					
-----				-----					
Parámetros de la Población:				Cuantiles de Diseño:					
parámetro a = -10.5586				Prob.		P. Retorno		I.Conf.(95%)	
parámetro b = 773.4171				Cuantil		Cuantil		(Empírico)	
parámetro c = 9440.5606				I.Conf.(95%)		I.Conf.(95%)		(Empírico)	
Cuantiles de Diseño:		I.Conf.(95%)		Cuantiles de Diseño:		I.Conf.(95%)		I.Conf.(95%)	
Prob.	P. Retorno	Cuantil	(Empírico)	Prob.	P. Retorno	Cuantil	(Empírico)	Prob.	P. Retorno
0.00010	1.0001	15.35	9.68 21.01	0.00010	1.0001	11.18	---	0.00010	1.0001
0.00050	1.0005	17.32	12.23 22.42	0.00050	1.0005	14.01	---	0.00050	1.0005
0.00100	1.0010	18.33	13.52 23.14	0.00100	1.0010	15.40	---	0.00100	1.0010
0.00500	1.0050	21.21	17.14 25.28	0.00500	1.0050	19.19	---	0.00500	1.0050
0.01000	1.0101	22.77	19.05 26.48	0.01000	1.0101	21.14	---	0.01000	1.0101
0.02000	1.0204	24.61	21.26 27.96	0.02000	1.0204	23.38	---	0.02000	1.0204
0.05000	1.0526	27.66	24.77 30.54	0.05000	1.0526	26.96	---	0.05000	1.0526
0.10000	1.1111	30.69	28.07 33.31	0.10000	1.1111	30.39	---	0.10000	1.1111
0.20000	1.2500	34.83	32.29 37.36	0.20000	1.2500	34.90	---	0.20000	1.2500
0.30000	1.4286	38.16	35.52 40.80	0.30000	1.4286	38.44	---	0.30000	1.4286
0.50000	2.0000	44.39	41.39 47.40	0.50000	2.0000	44.86	---	0.50000	2.0000
0.70000	3.3333	51.67	48.08 55.27	0.70000	3.3333	52.10	---	0.70000	3.3333
0.80000	5.0000	56.67	52.49 60.84	0.80000	5.0000	56.90	---	0.80000	5.0000
0.90000	10.0000	64.42	58.82 70.02	0.90000	10.0000	64.10	---	0.90000	10.0000
0.95000	20.0000	71.64	63.99 79.29	0.95000	20.0000	70.48	---	0.95000	20.0000
0.98000	50.0000	80.76	69.48 92.04	0.98000	50.0000	78.04	---	0.98000	50.0000
0.99000	100.0000	87.49	72.83 102.15	0.99000	100.0000	83.22	---	0.99000	100.0000
0.99500	200.0000	94.15	75.59 112.71	0.99500	200.0000	88.01	---	0.99500	200.0000
0.99900	1000.0000	109.57	79.99 139.15	0.99900	1000.0000	97.82	---	0.99900	1000.0000
0.99950	2000.0000	116.25	81.08 151.43	0.99950	2000.0000	101.54	---	0.99950	2000.0000
0.99990	10000.0000	131.98	81.81 182.16	0.99990	10000.0000	109.18	---	0.99990	10000.0000
-----									
Modelo de Ajuste: Gamma-Laquerre - Momentos									
-----									
Parámetros de la Población:									
parámetro lambda = 0.2539									
beta = 11.7557									
Número de momentos = 6									
-----									
Cuantiles de Diseño:		I.Conf.(95%)		Cuantiles de Diseño:		I.Conf.(95%)		I.Conf.(95%)	
Prob.	P. Retorno	Cuantil	(Empírico)	Prob.	P. Retorno	Cuantil	(Empírico)	Prob.	P. Retorno
0.00010	1.0001	18.66	---	0.00010	1.0001	18.66	---	0.00010	1.0001
0.00050	1.0005	19.43	---	0.00050	1.0005	19.43	---	0.00050	1.0005
0.00100	1.0010	19.97	---	0.00100	1.0010	19.97	---	0.00100	1.0010
0.00500	1.0050	21.94	---	0.00500	1.0050	21.94	---	0.00500	1.0050
0.01000	1.0101	23.17	---	0.01000	1.0101	23.17	---	0.01000	1.0101
0.02000	1.0204	24.74	---	0.02000	1.0204	24.74	---	0.02000	1.0204
0.05000	1.0526	27.49	---	0.05000	1.0526	27.49	---	0.05000	1.0526
0.10000	1.1111	30.33	---	0.10000	1.1111	30.33	---	0.10000	1.1111
0.20000	1.2500	34.33	---	0.20000	1.2500	34.33	---	0.20000	1.2500
0.30000	1.4286	37.64	---	0.30000	1.4286	37.64	---	0.30000	1.4286
0.50000	2.0000	44.13	---	0.50000	2.0000	44.13	---	0.50000	2.0000
0.70000	3.3333	52.20	---	0.70000	3.3333	52.20	---	0.70000	3.3333
0.80000	5.0000	57.71	---	0.80000	5.0000	57.71	---	0.80000	5.0000
0.90000	10.0000	65.45	---	0.90000	10.0000	65.45	---	0.90000	10.0000
0.95000	20.0000	71.50	---	0.95000	20.0000	71.50	---	0.95000	20.0000
0.98000	50.0000	77.65	---	0.98000	50.0000	77.65	---	0.98000	50.0000
0.99000	100.0000	81.17	---	0.99000	100.0000	81.17	---	0.99000	100.0000
0.99500	200.0000	83.83	---	0.99500	200.0000	83.83	---	0.99500	200.0000
0.99900	1000.0000	87.18	---	0.99900	1000.0000	87.18	---	0.99900	1000.0000
0.99950	2000.0000	87.78	---	0.99950	2000.0000	87.78	---	0.99950	2000.0000
0.99990	10000.0000	88.41	---	0.99990	10000.0000	88.41	---	0.99990	10000.0000





Figura II.12.3. Ajustes individuales y gráfico comparativo de ajustes.



### Conclusión

Tal y como se observa en los resultados numéricos y gráficos, la mayoría de las funciones de distribución se acercan a la función empírica únicamente en los valores centrales, mientras que la función de orden superior (Gamma-Laguerre) se acerca a la mayoría de los valores; por lo que este tipo de funciones podrían estimar mejor los valores extremos, lo que podría conducir a diseños hidráulicos más eficientes y económicos.



# Capítulo II.13. Estimación de sequías

Las sequías constituyen eventos hidrológicos extremos con graves consecuencias para la sociedad. Pero la naturaleza de sus efectos es muy diferente, y menos espectacular, comparada con los generados por las avenidas máximas (inundaciones), donde los valores instantáneos de la variable (el caudal) causan efectos inmediatos. Sin embargo para el caso de los estiajes se provoca una falta de agua para la sociedad a lo largo de estaciones y años enteros. Por lo tanto, de igual o mayor importancia que evaluar qué tan escasos llegan a ser los caudales, es estimar la persistencia de esta condición. Para tal fin, conviene considerar las f.d.p. conjuntas de las variables aleatorias representadas por el proceso hidrológico a varios lapsos de tiempo, es decir,  $F_{X_t, X_{t+\Delta t}}$ .

Recuérdese que si las variables  $X_t$  y  $X_{t+\Delta t}$  fueran independientes, entonces su f.d.p. conjunta sería igual al producto de las f.d.p. de cada una de ellas. Sin embargo, se observa que en muchas partes del mundo, y notablemente en el norte de México, ocurren sequías prolongadas, las cuales conducen hasta la desertificación de ciertas zonas. Aparentemente podría parecer paradójico afirmar que los caudales máximos anuales pueden ser considerados independientes, pero que los caudales instantáneos (cuyos máximos son considerados) y sus valores cumulativos no lo sean. Sin embargo, es importante comprender que no se trata de una independencia causal genuina, ya que todos los procesos de la naturaleza están relacionados de alguna manera, por lo que se trata de una situación 'suficientemente cercana' a la independencia, desde un punto de vista estadístico (es decir, según un nivel de confianza establecido por la sociedad). Por otro lado, las f.d.p. conjuntas, al ser funciones de dos variables, tienen estimaciones empíricas de baja calidad cuando las series de tiempo no son muy largas y, al ser parametrizadas, es difícil extraer de la función la información relevante. Por lo tanto, el deseo de sintetizar la información estadística sobre la severidad de una sequía ha llevado, a través del tiempo, a la elaboración de diversas fórmulas semi-empíricas, entre las cuales destaca como más conocido el llamado Índice de Palmer (Palmer, 1965). Existen, sin embargo, posibilidades de desarrollar rigurosamente expresiones manejables para la dependencia entre  $X_t$  y  $X_{t+\Delta t}$ . Para empezar, la autocorrelación

lineal, definida como  $\rho_{[X_t, X_{t+\Delta t}]} := E[(X_t - E[X_t])(X_{t+\Delta t} - E[X_{t+\Delta t}])] / \sqrt{E[(X_t - E[X_t])^2] E[(X_{t+\Delta t} - E[X_{t+\Delta t}])^2]}$ , bajo las hipótesis de ergodicidad y estacionariedad *en el sentido amplio*, se puede escribir como una función de una variable única, el lapso de tiempo  $\Delta t$ :

$$\rho_{X_t}(\Delta t) = \left( E[X_t X_{t+\Delta t}] - (E[X_t])^2 \right) / \left( E[X_t^2] - (E[X_t])^2 \right). \quad \text{[II.13.1]}$$

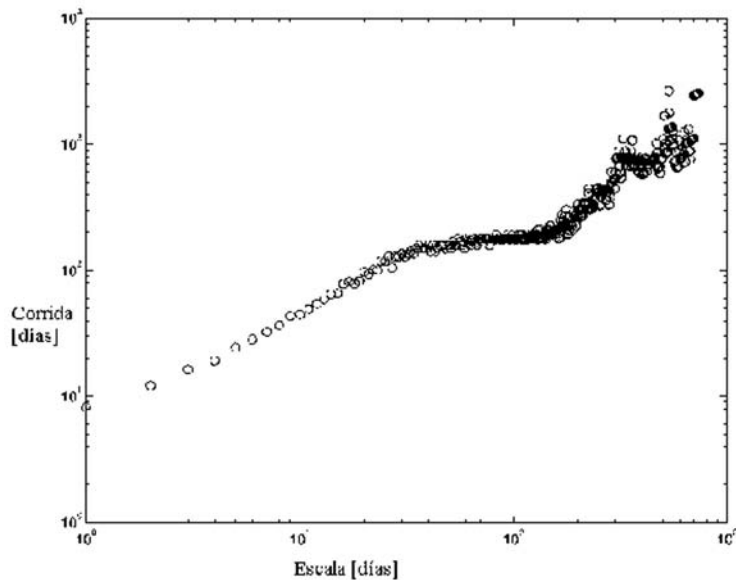
Aún para la función de autocorrelación lineal  $\rho_{X_t}(\Delta t)$ , la parametrización no es trivial, pues existe, por un lado, un componente intraestacional, por otro lado, un componente periódico con periodo de un año, y luego un

## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

componente interanual no periódico. En estudios recientes (Flores *et al.*, 2003) se puso en evidencia el escalamiento del componente intraestacional, ilustrado en la figura II.13.1.

En Gingras *et al.* (enviado para publicación) se muestra que el tipo de secuencias intraestacionales ilustradas en la figura II.13.1 se pueden obtener por medio de un modelo de tipo fractal.

Figura II.13.1. Sucuencias promedio en caudales en función de la escala muestral considerada.



Nota: Obsérvese el escalamiento lineal en representación doble logarítmica hasta una escala de 30-40 días.

Por otro lado, las autocorrelaciones de los caudales a escalas inter-anales, así como sus posibles nexos con varios índices climáticos, forman el elemento más importante para las perspectivas de modelación y previsión de sequías (Cârsteanu *et al.*, 2002). Este problema constituye, por lo tanto, una tarea prioritaria para el futuro próximo en el estudio de las sequías.



# Capítulo II.14. Los sistemas acuáticos continentales y su caracterización limnológica

**E**l incremento de la población humana ha provocado una mayor demanda de agua para diferentes usos: para consumo de las familias, riego, hidroelectricidad y uso industrial, entre otros; si a ello se suma el aumento de aguas servidas domésticas, residuales de industrias y de riego, esto explica el deterioro de los sistemas acuáticos por la conjunción de la disminución del volumen de agua y el incremento de la carga de sales minerales y compuestos orgánicos en ella. La importancia del recurso agua para la preservación de la vida en el planeta requiere de medidas urgentes acerca del conocimiento de su funcionamiento, capacidad de respuesta a las alteraciones impuestas por el hombre y la factibilidad de su recuperación.

¿Cuáles son los sistemas acuáticos continentales y cómo funcionan? Los sistemas acuáticos se denominan sistemas límnicos y su estudio constituyen la ciencia de la limnología. Éstos comprenden a las aguas corrientes o sistemas lóticos (ríos, riachuelos y vertientes) y las aguas estancadas o sistemas lénticos (lagos, lagunas, pantanos y lagos artificiales).

Tanto los sistemas lóticos como los lénticos deben ser considerados parte de la cuenca hidrográfica como sistema funcional y en la cual interactúan permanentemente múltiples factores tanto abióticos como bióticos. Entre los factores abióticos que influyen directamente en los sistemas acuáticos se debe considerar el clima, la geología, la hidrología y usos de los suelos circundantes; estas variables forzantes en la actualidad determinan las características físicas y químicas de dichos sistemas.

Los sistemas acuáticos continentales cubren aproximadamente 2% de la superficie de la tierra, mientras que los lagos y ríos suman 105.2 km<sup>3</sup>, lo que representa sólo 0.009% del agua utilizable directamente en la corteza terrestre y cuyo tiempo de renovación demora entre uno y 100 años (Wetzel, 2002).

El conocimiento de los sistemas acuáticos para su uso sustentable requiere de la integración multidisciplinaria de una gran diversidad de sistemas complejos cuyo funcionamiento muchas veces es considerado de forma discreta y limitada.

La configuración morfológica de los lagos está estructurada fundamentalmente por su origen. En el caso de los lagos artificiales, estos tienden a ser alargados y dendríticos, pues para la construcción del embalse se inundan zonas de valles.

## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

En los ríos, como sistemas lineales, el origen (altura o planicies) y ubicación geográfica determinan la morfología y las características hidrológicas de los mismos. La morfología influye directamente en el funcionamiento e interacción de las variables físicas, químicas y biológicas. La radiación solar incidente es una de las variables físicas de importancia significativa por el efecto directo que genera el clima óptico y térmico en los lagos. Tanto la luz como la temperatura influirán directamente en la solubilidad de los gases oxígeno y óxido carbónico, así como de las sales minerales conocidas como nutrientes, entre las cuales se encuentran los nitratos, fosfatos, sulfatos y silicatos, como integrantes importantes de la materia orgánica generada en los sistemas. La calidad óptica, térmica y química del agua definirá la calidad y cantidad del desarrollo de comunidades biológicas típicas de cada sistema.

### **Antecedentes morfológicos**

La forma del reservorio de los sistemas lacustres es dependiente de su origen, el cual determina las relaciones entre extensión, contorno y profundidad. Los lagos se encuentran generalmente en agrupaciones lacustres que se relacionan con cordones montañosos y sus orígenes principales son tectónicos, volcánicos, de glaciación y deslizamientos de tierra, entre los cuales se encuentran los lagos más grandes y profundos. A los lagos profundos de montaña se suman los grandes lagos generados artificialmente para producir electricidad. Lagos y lagunas naturales de menor profundidad se forman además por actividad fluvial, el efecto continuo de mareas costeras, disolución de sustratos y la acción del viento. La batimetría del reservorio permite calcular el volumen del lago, donde la profundidad y volumen son factores muy importantes en el funcionamiento de estos sistemas hídricos. Otra variable de importancia es la extensión de la ribera o desarrollo de ribera dado su contacto directo con el sistema terrestre por el aporte de materiales que recibe de toda la cuenca tributaria. Las mediciones de la morfología de los lagos permite pronosticar importante información relacionada con el comportamiento lumínico y térmico y con la cantidad de energía que reciben y acumulan. Los lagos profundos (>100 m) tienden a presentar baja producción y son oligotróficos, y generalmente se encuentran en zonas de alta latitud y altitud. Las lagunas y lagos someros presentan generalmente una productividad alta correspondiente a sistemas eutróficos y su ubicación es normalmente en zonas bajas.

Los sistemas fluviales con flujo preponderantemente unidireccional del agua están condicionados en sus características por el caudal y la velocidad del flujo, los cuales determinan la rugosidad del lecho del cauce, factores que a su vez influyen en la composición y distribución de las comunidades biológicas.

### **Dinámica térmica**

La latitud y altitud de ríos y lagos influye directamente en el funcionamiento lumínico y térmico de ellos. La cantidad de luz que es absorbida por un cuerpo de agua aumenta exponencialmente con la distancia del paso de la luz por la solución acuosa, 90% de longitudes de onda sobre 750 nm es absorbida en un metro de profundidad. El alto calor específico del agua permite la acumulación de esta longitud de onda como energía calórica. La producción de calor y su distribución en el lago depende de la morfología del reservorio, especialmente de la profundidad máxima, relativa y de la cantidad del viento y corrientes.

En las regiones subpolares y templadas, los lagos con profundidad mayor a 10 m se estratifican térmicamente debido al calentamiento del periodo primavera-verano y los cambios consecuentes de la densidad del agua. La

## CAPÍTULO II.14. LOS SISTEMAS ACUÁTICOS CONTINENTALES Y SU CARACTERIZACIÓN LIMNOLÓGICA

energía solar no es suficiente para calentar toda la columna de agua y sólo los primeros metros (10 a 40 m) incrementan sus temperaturas. Por ser menos densas generan estas masas de agua tres estratos:

*a) Epilimnion.* Estrato de aguas superficiales más cálidas y menos densas con circulación permanente y turbulenta, generalmente por el efecto del viento y corrientes y diferencias de densidad provocadas por el calentamiento diurno.

*b) Metalimnion.* Zona de cambio rápido de temperatura definido como aquella zona que presenta un incremento de más de un grado de temperatura por cada metro de profundidad.

*c) Hipolimnion.* Aguas profundas de temperaturas más frías; son más densas que en los lagos profundos; difícilmente presentan cambios térmicos.

Durante el periodo otoñal las aguas superficiales se enfrían y al igualar temperatura y densidad, toda la columna de agua circula. Durante el periodo invernal se produce una estratificación inversa, las aguas superficiales más frías, con hielo o con temperaturas cercanas a 0°C, son menos densas y se sitúan sobre las masas más densas a 4°C. Con el inicio del calentamiento térmico durante la primavera, las aguas se homogenizan nuevamente con temperaturas cercanas a los 4°C, por lo que vuelve a circular toda la columna del agua.

En las regiones subecuatoriales los lagos sólo se estratifican durante la primavera o el verano. En estos casos, la latitud y la altitud son los factores que determinan el comportamiento térmico de los lagos.

Wetzel (2002) ha sintetizado, en concordancia con su ubicación geográfica, la clasificación térmica de los lagos con base en las siguientes categorías:

*a) Lagos dimícticos.* Corresponden a aquellos sistemas que presentan dos periodos de estratificación (verano e invierno) y dos periodos de mezcla (otoño y primavera). Se ubican a latitudes entre 60 y 40° y a altitudes de hasta más de 2500 m de altura.

*b) Lagos monomícticos-templados.* En estos sistemas la temperatura alcanza siempre valores superiores a los 4°C. Presentan mezcla de la columna de agua y circulan libremente durante el invierno y se estratifican por calentamiento de las aguas superficiales; igualmente, durante la primavera y el verano, se encuentran estratificados.

*c) Lagos monomícticos-fríos.* Las temperaturas presentan valores entre 4°C y 0°C, con un solo periodo de circulación en el verano. Son sistemas subpolares estratificados indirectamente durante el invierno, pues presentan las temperaturas de máxima densidad del agua a profundidades mayores y las menores cercanas a 0° en la superficie.

*d) Lagos polimícticos.* Se estratifican y mezclan diariamente o permanecen en mezcla permanente. Son los sistemas tropicales ubicados a latitudes sobre los 2,000 m de altura y cercanos al Ecuador. Los cambios térmicos diarios impiden la estratificación permanente de ellos.

*e) Lagos oligomícticos.* Son sistemas ecuatoriales que permanecen con temperaturas similares durante todo el año entre superficie y fondo. La temperatura siempre es mayor a 4°C, y ello se debe a la ausencia de cambios ambientales térmicos.

*f) Lagos amícticos.* Corresponden a los sistemas que permanecen estratificados indirectamente, siempre están congelados. Estos sistemas se localizan a latitudes muy altas o polares (Alaska y la Antártida).

## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

La formación de masas de agua estratificadas térmicamente marca la separación conceptual entre lagos y lagunas. La menor profundidad promedio de estas últimas ( $\pm 10$  metros de profundidad máxima) dispone de la energía solar y eólica suficiente para mantenerlas en mezcla continua.

### Características químicas

La calidad química de los sistemas naturales es el resultado final de varios componentes. Así, ésta es dependiente de la cantidad y calidad de la lluvia, el clima térmico y los procesos de evaporación derivados de éste, la calidad geológica del área de drenaje, los procesos de erosión, acelerados muchas veces por la deforestación de las riberas, la solubilización e intemperización de los suelos, y los procesos de sedimentación. Debido al efecto de los cambios climáticos en las regiones templadas especialmente, hay ciclos diarios, estacionales y a mayores escalas de tiempo de la producción de los componentes biológicos, hoy conocidos como los ciclos biogeoquímicos, los que a su vez determinan estacionalidad en la composición química de las aguas, especialmente de aquellos componentes como los nutrientes que son utilizados en la fotosíntesis (nitratos, fosfatos y silicatos, fundamentalmente). La actividad microbiana del fondo del reservorio representa, además, un factor que modifica la calidad química del agua. La interfase atmósfera-agua determina un equilibrio de la incorporación de gases al agua, especialmente  $O_2$ ,  $CO_2$  y  $N_2$ , a los cuales es necesario agregar en el mundo industrializado el  $SO_2$  que se incorpora desde la atmósfera, aguas de lluvias y vías afluentes.

Entre los gases mencionados, el oxígeno es crucial para la sobrevivencia de los organismos tanto vegetales como animales. El  $O_2$  es también indispensable en un gran número de reacciones químicas y biológicas. La presencia de este gas varía continuamente ya que es consumido en forma permanente por la respiración, aunque es producido por la fotosíntesis de microalgas y macrófitas durante el día. Según de la altura, por el efecto de la presión atmosférica, los lagos contienen entre 8 y 12 mg/L de  $O_2$  y los ríos hasta 15 mg/L. La importancia de este gas en el metabolismo de los sistemas se refleja en variaciones diurnas y estacionales, las cuales a su vez reflejan el estado trófico del sistema. Así, los sistemas oligotróficos (baja productividad biológica) experimentan pocas variaciones en los valores de oxígeno entre las zonas superficiales y profundas de los lagos, así como en el tiempo. En los lagos eutróficos (alta productividad biológica) el oxígeno disminuye por respiración de la alta biomasa de organismos presentes y por la descomposición de la materia orgánica producida por la propia sedimentación de los organismos. Frecuentemente se llega a la anoxia en el hipolimnion, mientras que en la superficie muestra valores de sobresaturación. La disminución del oxígeno influye directamente en la composición y abundancia de los organismos menos o más tolerantes a valores bajos de oxígeno disuelto en el agua. La ausencia de oxígeno en las zonas profundas produce un cambio del estado de óxido reducción o potencial redox en la interfase sedimento-agua.

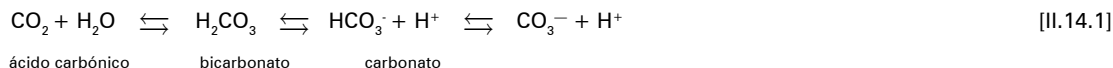
El factor ambiental más importante regulador de la cantidad de  $O_2$  en el agua es la temperatura. La concentración de  $O_2$  disuelto es inversamente proporcional a la temperatura. El incremento de la temperatura durante la primavera y verano de los sistemas templados disminuye la cantidad de  $O_2$  hasta en 50% (Horne y Goldman, 1994). Esta cantidad además está permanentemente modificada por las relaciones de respiración y fotosíntesis. Es por esta razón que frecuentemente los sistemas altamente productivos presentan valores de sobresaturación de  $10 \text{ mgL}^{-1}$  ( $>100\%$ ) de oxígeno durante el día, pero durante la noche suele disminuir a valores críticos  $< 4 \text{ mgL}^{-1}$  ( $< 80\%$ ). La saturación de este gas en el agua depende conjuntamente de la temperatura y de la presión atmosférica o de la altura de ubicación del sistema. Los valores medidos de  $O_2$  y la corrección por altura permiten calcular el porcentaje de saturación de este gas en el agua mediante el

## CAPÍTULO II.14. LOS SISTEMAS ACUÁTICOS CONTINENTALES Y SU CARACTERIZACIÓN LIMNOLÓGICA

nomograma de Mortimer 1981 (Horne y Goldman, 1994). Si se mide el  $O_2$  en la columna de agua y estacionalmente en lagos oligotróficos, se puede verificar que las variaciones son mínimas entre superficie y fondo y durante los meses del año. Esta distribución del  $O_2$  a diferentes profundidades recibe el nombre de ortograda.

En lagos eutróficos los valores de  $O_2$  disminuyen significativamente entre superficie y fondo, generándose una distribución denominada clinograda. Mientras más eutrófico es el sistema mayor es la disminución de oxígeno hacia el fondo. Los lagos tropicales de cierta profundidad suelen presentar anoxia casi permanente en el hipolimnio. La concentración de  $O_2$  en los sistemas acuáticos es una función derivada de los procesos biológicos como la fotosíntesis y la respiración, lo cual determina cambios en periodos cortos de tiempo en sistemas de mediana a alta productividad biológica. Estos cambios también están relacionados con la estacionalidad del crecimiento del plancton. La magnitud de las variaciones de la concentración del oxígeno depende de la cantidad de fitoplancton y vegetación superior o macrófitas de los sistemas. Conjuntamente con las microalgas planctónicas, los sedimentos contienen una gran cantidad de materia orgánica en descomposición y algas fotosintéticas si hay luz suficiente. Además, en los primeros centímetros se desarrollan organismos tales como larvas de insectos, gusanos, moluscos y crustáceos, que al respirar consumen  $O_2$  y producen  $CO_2$ . Durante la noche, cuando no se realiza la fotosíntesis y no se produce  $O_2$ , este gas disminuye muchas veces hasta agotarse. Su ausencia determina el paso a esta zona de depósito de materia orgánica y sales minerales a un estado reducido y de anoxia.

El gas  $CO_2$  en el agua muestra una relación inversa al  $O_2$ . A semejanza del  $O_2$ , este gas junto con el intercambio atmosférico es producto de la respiración de plantas y animales y representa el material principal para la generación de nueva materia en la fotosíntesis. Es muy abundante debido a que su solubilidad es 30 veces mayor que el  $O_2$  desde la atmósfera. A diferencia del  $O_2$ , el  $CO_2$  se disuelve rápidamente en el agua para producir ácido carbónico, que es un ácido débil y que se disocia en las fracciones que se detallan a continuación; ello depende de la concentración de hidrogeniones y conforman un sistema buffer de resistencia a los cambios bruscos del pH del agua.



El factor ambiental más importante que controla la presencia de estos gases disueltos en el agua es la temperatura, pero finalmente los valores diarios y estacionales que ellos presenten son dependientes de la fotosíntesis y de la biomasa fitoplanctónica resultante, la respiración, la presencia de otros gases y oxidaciones químicas presentes.

Otro gas atmosférico que interactúa con el agua es el nitrógeno. Este gas es un componente indispensable que junto con los carbonatos, bicarbonatos y fosfatos conforman los nutrientes indispensables para la generación del fitoplancton. La mayor parte del nitrógeno en el agua está presente como gas  $N_2$ . En esta forma sólo puede ser utilizado por las cianobacterias y bacterias fijadoras de  $N_2$ . Nitratos ( $NO_3^-$ ), amonio ( $NH_4^+$ ), nitrito ( $NO_2^-$ ), urea y compuestos orgánicos nitrogenados disueltos son los compuestos menos abundantes pero de importancia biológica. Los compuestos de  $N_2$  en forma gaseosa, soluble y particulada están presentes en condiciones óxicas y anóxicas, y como se reciclan en los sistemas acuáticos, conforman el ciclo biogeoquímico del nitrógeno, el cual es mediado por las bacterias, las cuales nitrifican en presencia de oxígeno y desnitrifican en condiciones de anoxia. La concentración de la mayoría de los compuestos del nitrógeno tiende a seguir patrones estacionales derivados de la actividad fotosintética. La actividad biológica en la primavera y el verano consume los nutrientes,

## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

por lo que se reducen las concentraciones de estos compuestos en la zona fótica. Durante el otoño e invierno, la menor actividad biológica, la incorporación desde los sedimentos y la llegada por afluentes incrementa los compuestos nitrogenados, especialmente nitratos y amonio.

El nutriente de menor disponibilidad natural en los sistemas acuáticos es el fósforo. Su baja disponibilidad ha limitado generalmente el crecimiento del fitoplancton en los lagos. El ciclo biogeoquímico del fósforo se inicia naturalmente en los procesos de intemperización de rocas y sólo 5 a 10% es soluble y utilizable. El ingreso de aguas servidas y abonos agrícolas han incrementado los valores disponibles de fósforo en los sistemas. Los sistemas temperados tienden a estar limitados por fósforo y los sistemas tropicales por nitrógeno.

Además de los gases  $O_2$ ,  $CO_2$  y  $N_2$ , especialmente, las cantidades de fosfatos y nitratos que ingresan a los sistemas acuáticos determinan el nivel de productividad o de trofia de los mismos. Estos compuestos son nutrientes que estimulan el crecimiento del fitoplancton y macrófitas acuáticas, las cuales son la base de la vida en el agua y la base o inicio de las cadenas o tramas tróficas de los sistemas acuáticos.

Las variaciones de los valores de nutrientes que corresponden a cada nivel trófico de los sistemas acuáticos naturales se resumen en la tabla II.14.1 de acuerdo con los valores reportados por Ryding y Rast (1992).

**Tabla II.14.1. Rangos de valores límites de eutrofia (Ryding y Rast, 1992).**

Variable		Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipertrófico
Fósforo( $\mu g P/l$ )	Rango	3.0-17.7	7.9-90.8	16.8-424	750-1,200
Nitrógeno ( $\mu g N/l$ )	Rango	307-1,630	361-1,387	393-6,100	
Clorofila <i>a</i> ( $\mu g /l$ )	Rango	0.3-4.5	3.0-11	2.7-78	100-150
Valor máximo de clorofila <i>a</i> ( $\mu g /l$ )	Rango	1.3-10.6	4.9-49.5	9.5-275	
Profundidad de Secchi (m)	Rango	5.4-28.3	1.5-8.1	0.8-7.0	0.4-0.5

### Caracterización biológica

La base de la vida acuática está conformada por el plancton, el cual se define como la comunidad de microorganismos que vive suspendida en el agua. Son organismos de tamaño pequeño que varían desde unos pocos micrones a unos cuantos milímetros. Con o sin órganos de locomoción sus movimientos son limitados y en general son transportados por las corrientes. Los componentes más importantes son las bacterias (bacterioplancton), microalgas (fitoplancton), protozoos, rotíferos, cladóceros y copépodos (zooplancton), al cual se agregan algunas larvas de insectos.

El fitoplancton constituye la comunidad básica de la vida en el agua, ya que con la disponibilidad adecuada de  $O_2$ ,  $CO_2$ , nitratos y fosfatos, fotosintetizan en presencia de energía solar en longitudes de onda entre 400 y 640 nm. De acuerdo con el tamaño de las microalgas, el fitoplancton se clasifica en:

Macroplancton: >500 mm

Microplancton: 50 a 500 mm

Nanoplancton: 10 a 50 mm

Ultraplancton: 0.5 a 10 mm

Los sistemas acuáticos, de acuerdo con las características de las variables abióticas, tienen una composición del plancton que les es propia. Sin embargo, generalmente las microalgas son cosmopolitas y presentan máxima abundancia de acuerdo con el clima lumínico, térmico y de calidad química del agua, por lo que tanto

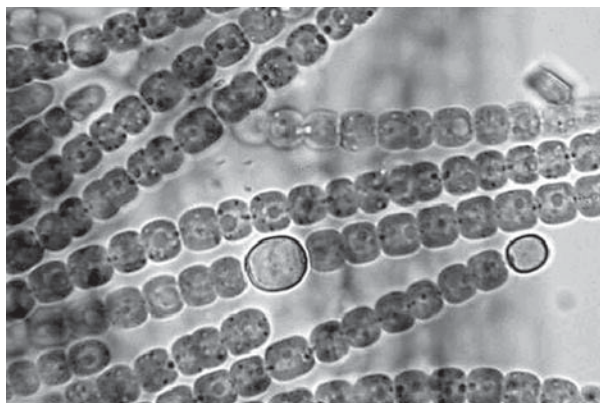
## CAPÍTULO II.14. LOS SISTEMAS ACUÁTICOS CONTINENTALES Y SU CARACTERIZACIÓN LIMNOLÓGICA

la composición de especies como la abundancia de las microalgas tienden a presentar estacionalidad en los sistemas temperados (Wetzel, 2002). Los grupos de algas más importantes son los siguientes:

**a) Cyanophyceae o cianobacterias.** Comunmente llamadas “algas verdeazules”. Son procariontes, por lo cual carecen de membrana celular e inclusiones celulares. Sus pigmentos son clorofilas, ficocianinas, ficoeritrinas y carotenoides. Es un grupo muy diversificado y antiguo y comprende especies unicelulares y pluricelulares que conforman colonias filamentosas o globosas. Algunas especies pueden fijar nitrógeno atmosférico. En general incrementan sus poblaciones en sistemas eutróficos y de aguas cálidas. Los géneros más conocidos y de distribución mundial son: *Microcystis*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Gleocapsa* y *Gomphosphaeria* (figura II.14.1).

**b) Cryptophyceae.** Son microalgas poco diversas pero que pueden alcanzar densidades altas. Tienen células comprimidas dorsoventralmente y con dos flagelos que les permiten desplazarse. Sus pigmentos son las clorofilas *a* y *c*, carotenos, ficocianina y ficoeritrina. Su cantidad se relaciona con la abundancia de materia orgánica. Los géneros más frecuentes son *Cryptomonas*, *Rhodomonas*, *Chroomonas* y *Chilomonas* (figura II.14.2).

Figura II.14.1. Cyanophyceae.



## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

**c) Dinophyceae.** Su nombre común es “dinoflagelados”, los cuales se asocian a la producción de neurotoxinas, especialmente en zonas costeras marinas. Son organismos unicelulares y biflagelados. Su pared celular es gruesa y formada por placas. Poseen clorofilas *a* y *c*,  $\beta$  carotenos y fucoxantina. Pueden ser autotróficos y heterotróficos. Los géneros lacustres más comunes son *Gymnodinium*, *Peridinium*, *Glenodinium* y *Ceratium*. Este último es indicador de alto contenido de materia orgánica.

**d) Crysophyceae.** Se conocen como algas “pardo-amarillas”, por la presencia de  $\beta$  carotenos y xantofilas, poseen además clorofilas *a* y *c*. Son unicelulares que también pueden vivir en colonias y muchos géneros poseen organismos flagelados. Este grupo es un buen indicador de sistemas oligotróficos, pobres en nutrientes. Algunos géneros, como *Dinobryon*, viven en aguas con  $<20$  mg de ortofosfatos. Otros géneros frecuentes son *Mallomonas*, *Uroglena* y *Chromulina*.

**e) Bacillariophyceae.** Conocidas también como diatomeas o “algas amarillas”, son los representantes más importantes del plancton límnic. Contienen pigmentos que están incluidos en plastidios, los cuales son  $\beta$  carotenos y xantofilas; además poseen clorofila *a* y *c*. Presentan formas unicelulares y coloniales y cuya característica es la posesión de una pared celular pectínica cubierta de silicio llamada frústulo, el cual está formado por dos mitades o tecas. Este grupo tiene dos órdenes: las diatomeas centrales, con simetría radial y con formas unicelulares o en colonias. Los géneros más ampliamente distribuidos son: *Melosira*, *Cyclotella*, *Aulacoseira* y *Stephanodiscus*. El segundo orden corresponde a las diatomeas pennales, con formas más ovaladas. Destacan los géneros *Navicula*, *Nitzschia*, *Fragilaria*, *Asterionella* y *Synedra* (figura II.14.3).

**f) Xantophyceae.** Se caracterizan por su color verde-amarillento debido a la posesión de carotenoides en mayor proporción que la clorofila *a* y *c*. Son unicelulares o filamentosas. Con células móviles provistas de dos flagelos. Los géneros más conocidos en las aguas límnicas son *Tribonema*, *Gloeochloris* y *Gleobotrys*.

Figura II.14.2. Cryptophyceae.



Figura II.14.3. Bacillariophyceae.





## CAPÍTULO II.14. LOS SISTEMAS ACUÁTICOS CONTINENTALES Y SU CARACTERIZACIÓN LIMNOLÓGICA

**g) Euglenophyceae.** Células desnudas con uno a tres flagelos. Con clorofila *a* y *c*, poseen además  $\beta$  carotenos y xantofilas. Poseen un núcleo prominente y pueden ser autotróficas y heterotróficas. Pueden presentar abundancia alta en sistemas con abundante contenido de materia orgánica. Los géneros más representativos son *Euglena*, *Phacus* y *Trachelomonas*.

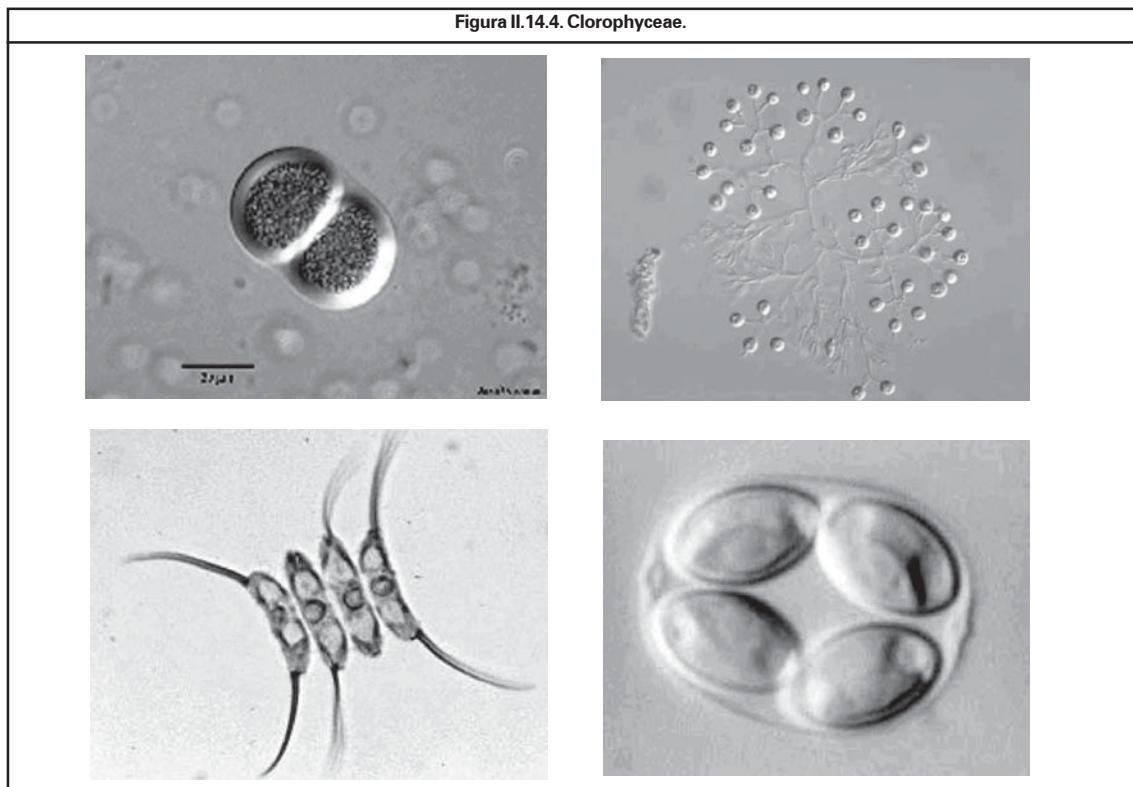
**h) Clorophyceae.** Las “algas verdes” conforman un grupo con gran riqueza de especies y frecuentes en los sistemas acuáticos con formas unicelulares y coloniales. Su color es verde intenso debido a la abundante presencia de clorofila *a* y *c*. Existen formas flageladas como las *Chlamydomonas*, *Eudorina*, *Pandorina* y *Volvox*. Son frecuentes en lagunas temporales de mediana productividad. La mayoría de los géneros no posee flagelos e incrementan sus poblaciones con temperaturas más elevadas, como es el caso de *Chlorella*, *Scenedesmus*, *Crucigenia*, *Coelastrum* y *Dictyosphaerium*. El grupo de los désmidos posee una cubierta pectínica cálcica y viven de preferencia en aguas más bien ácidas, pobres en calcio. Géneros frecuentes son *Staurastrum*, *Cosmarium*, *Closterium* y *Micrasterias* (figura II.14.4).

### Zooplankton

Los animales planctónicos son consumidores primarios y en ellos se describen los siguientes grupos:

**a) Protozoos.** La dificultad para preservarlos ha impedido su adecuado estudio. Pero, en los últimos años se cita que su abundancia puede alcanzar hasta 50% del plancton. Son unicelulares pero pueden reunirse en

Figura II.14.4. Clorophyceae.

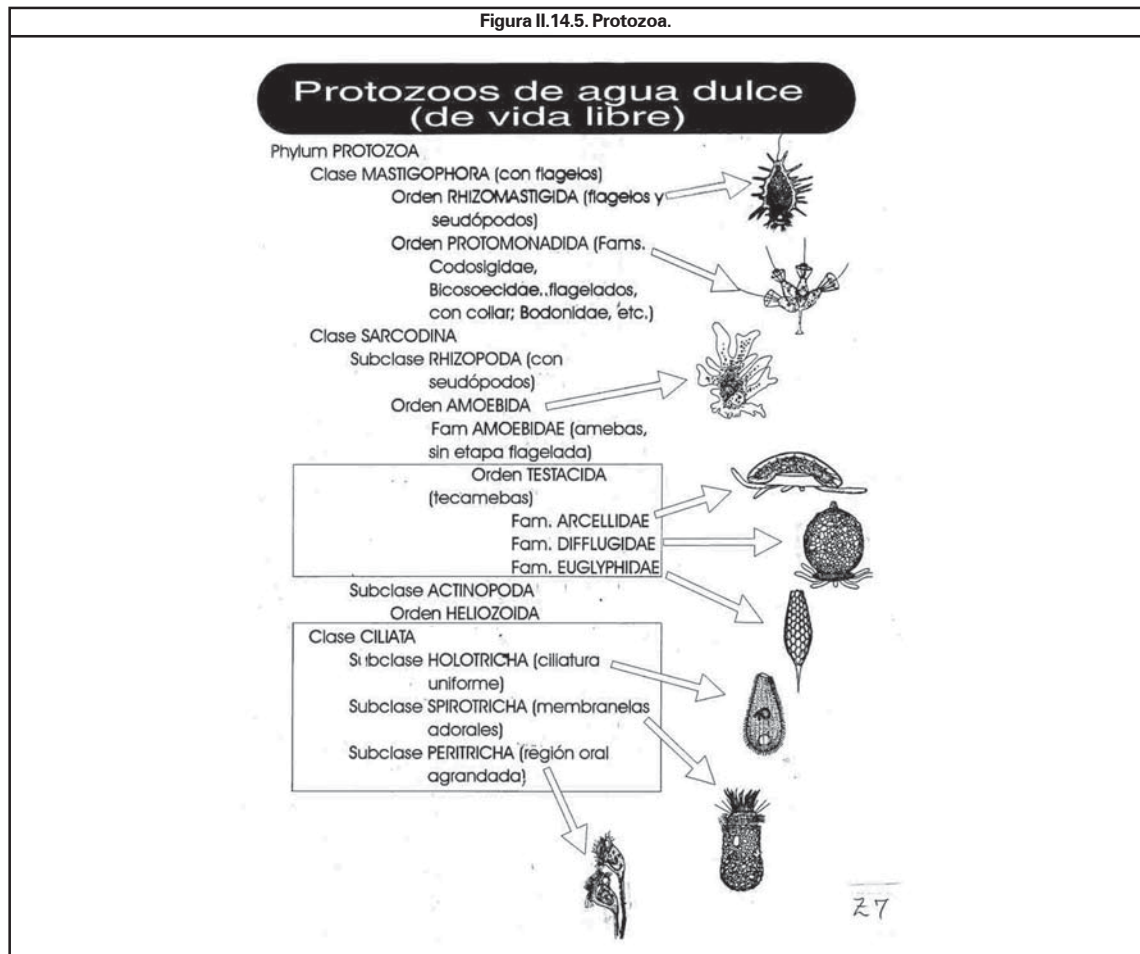


## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

colonias. El tamaño varía desde micrones a milímetros. Se alimentan de microalgas y bacterias y constituyen un alimento importante de zooplanctones de mayor tamaño, larvas de insectos y peces juveniles. Sarcodinos y Cilióforos son los más abundantes. Los géneros más conocidos son *Arcella* y *Diffugia*. Muchos ciliados tienen la capacidad de tolerar concentraciones bajas de oxígeno, razón por la cual pueden vivir en aguas contaminadas y contenido alto de materia orgánica (figura II.14.5)

**b) Rotífera.** Son organismos de tamaño pequeño (30 a 2,000  $\mu$ m) y se caracterizan por la presencia de una corona ciliada, su cuerpo tiene forma sacciforme y está cubierto por una cutícula delgada y flexible, además poseen placas rígidas. La región oral está rodeada por una o dos coronas de cilios. Suelen desplazarse en el agua por la rotación de los cilios de la corona. Consumen fundamentalmente detritus, bacterias y microalgas. *Asplanchna* es el único depredador. Los géneros más frecuentes son *Polyarthra*, *Filinia*, *Keratella*, *Brachionus*, *Conochilus* y *Lecane*. Los rotíferos, a semejanza de otros zooplanctones, incrementan muy rápidamente sus poblaciones durante la primavera y el verano mediante un estilo de reproducción asexual llamada partenogénesis, en la cual las hembras generan individuos diploides mientras dispongan de alimento suficiente (figura II.14.6).

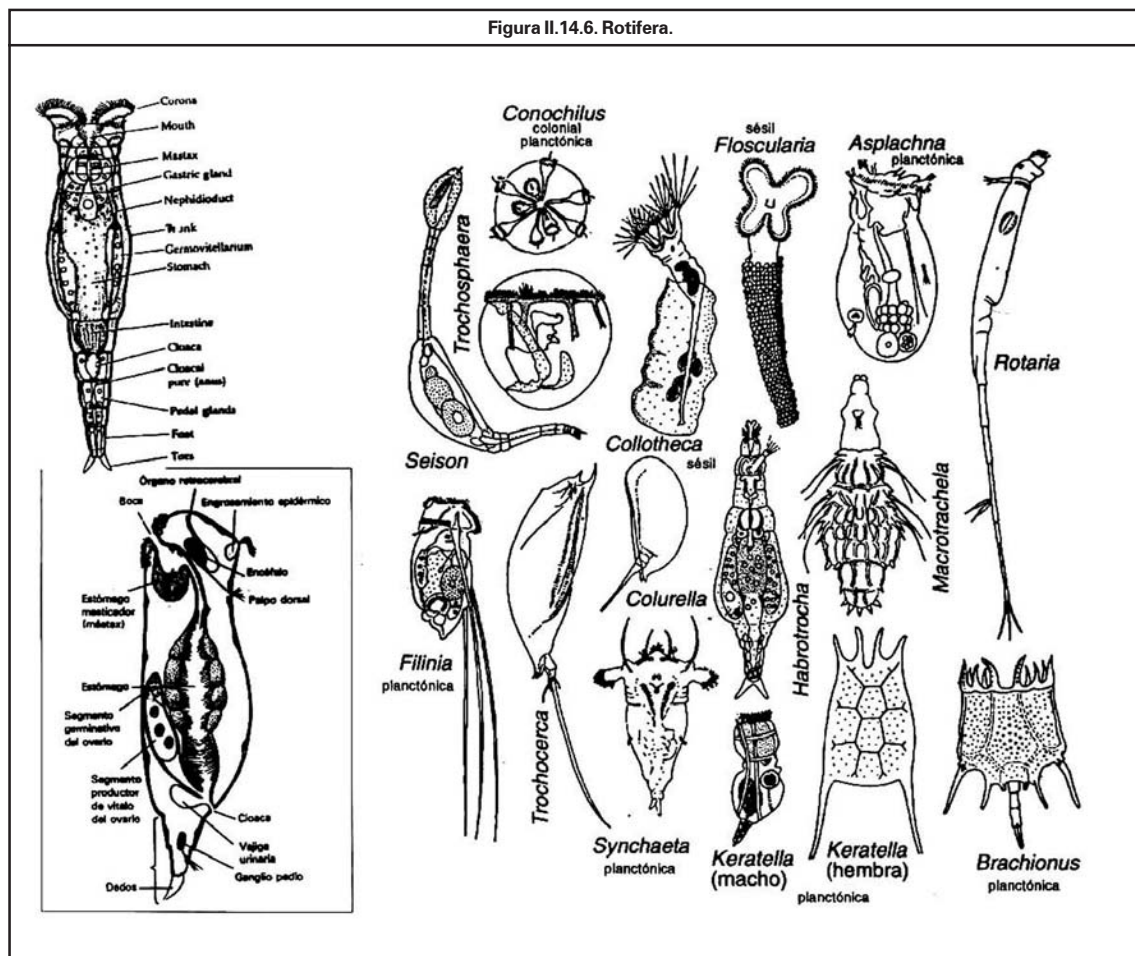
Figura II.14.5. Protozoa.



c) Crustácea

**c.1) Cladocera.** Este grupo de microcrustáceos es conocido como “pulgas de agua”. Su tamaño varía entre 200 y 3,000  $\mu$ m. El cuerpo es bastante transparente a pesar de tener un exoesqueleto impregnado de sales de calcio. A semejanza de los rotíferos incrementan rápidamente sus poblaciones por partenogénesis cuando las microalgas se incrementan, pues su alimentación es por filtración de estos microorganismos. Entre los géneros más comunes se citan *Daphnia*, *Ceriodaphnia*, *Diaphanosoma*, *Moina*, *Bosmina*, *Alona* y *Chydorus* (figura II.14.7).

**c.2) Copepoda.** Por su mayor tamaño estos microcrustáceos constituyen una fracción importante de la biomasa fitoplanctónica. Los copepodos de vida libre se diferencian en tres grupos: Calanoida, los cuales son filtradores de algas “diatomeas” y “verdes”. Los géneros que destacan son *Boeckella*, el cual se desarrolla en forma abundante en lagos andinos, *Diaptomus*, *Notodiaptomus*, *Epischura*, *Argyrodiaptomus*. Son altamente endémicos. Cyclopoida, se alimenta de partículas vegetales y animales que capturan activamente y algunos



## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

géneros son depredadores carnívoros de protozoos y de rotíferos. Géneros importantes y de amplia distribución son *Cyclops*, *Paracyclops*, *Mesocyclops* y *Thermocyclops*. El tercer grupo, Harpacticoida, se asocia más bien a la vegetación de macrófitas de orilla.

**Necton.** Los peces de diverso tamaño que se movilizan libremente en los sistemas acuáticos conforman la comunidad del necton. Constituyen ensambles asociados generalmente a la calidad del agua, así se habla de peces tropicales distribuidos en aguas cálidas, peces de aguas frías, peces torrentícolas de las zonas rítrónicas de los ríos, etc. En etapa juvenil, son generalmente fito o zooplancatófagos, pero a medida que crecen sus hábitos alimentarios cambian a la herbivoría o a la depredación carnívora.

**Bentos.** Los sistemas acuáticos y especialmente los fluviales sustentan una importante fauna asociada al substrato de fondo. Estos organismos están especialmente representados por larvas de insectos acuáticos

Figura II.14.7. Crustacea.



## CAPÍTULO II.14. LOS SISTEMAS ACUÁTICOS CONTINENTALES Y SU CARACTERIZACIÓN LIMNOLÓGICA

(Chironomidae, Ephemeroptera, Odonata) crustáceos (camarones y jaivas de agua dulce), moluscos (caracoles y almejas) y algunos gusanos (lombrices). Por su ubicación física en el sistema son generalmente detritívoros o ramoneadores de restos orgánicos que han sedimentado, y su mayor o menor tolerancia a la hipoxia los convierte en buenos indicadores de la calidad del agua.

En los sistemas templados la temperatura marca ciclos estacionales que influyen en el crecimiento del plancton y determina cambios en la cantidad de nutrientes presentes en el agua. Con el incremento térmico primaveral se inicia el crecimiento rápido de algas “diatomeas” y “verdes” de tamaño pequeño, inmediatamente después se inicia el crecimiento exponencial del zooplancton, primero los rotíferos y cladóceros, filtradores de microalgas y luego Copépoda que depreda sobre estos últimos. Con el incremento del plancton se configura alimento para el eslabón siguiente de la cadena trófica: los peces juveniles que inician su alimentación al poco tiempo de eclosionar. Durante el verano y el otoño se incrementan las algas verdes de mayor tamaño y posteriormente las cianobacterias, quienes toleran temperaturas más altas y menor oxigenación.

### **Ontogenia de los sistemas acuáticos: la eutrofización**

La evolución natural de los sistemas acuáticos se ha visto significativamente acelerada por procesos de eutrofización debido a la demanda creciente por el agua, mayores tasas de ingreso de nutrientes, contaminantes atmosféricos y desde los afluentes, lo que disminuye la diversidad biológica e incrementa la producción de organismos tolerantes a las nuevas condiciones y muchas veces nocivos, como lo son las cianobacterias. Lo anterior implica altos costos de tratamiento y de recuperación de la calidad del agua.

En la actualidad, además de conocer las relaciones funcionales de los sistemas, es urgente conocer el ingreso de nutrientes y de materia orgánica, las tasas respectivas de reciclamiento biogeoquímico, la descomposición bacteriana de material sedimentario disuelto y particulado y el metabolismo general de los sedimentos, los cuales son aspectos cruciales para la comprensión de las respuestas y la capacidad de resiliencia de los sistemas acuáticos bajo una intervención continua del hombre sobre ellos.

Los lagos naturales y artificiales se clasifican generalmente en oligotróficos (del griego “poco alimento”) y eutróficos (del griego “bien alimentado”). Una tercera categoría, mesotrófico, se utiliza generalmente para describir las aguas en estado de transición entre la oligotrofia y la eutrofia.

Aunque estas descripciones tróficas no tienen un significado absoluto, hoy se utilizan de forma general para destacar la situación de la cantidad de nutrientes de un sistema acuático, o para describir los efectos de los nutrientes en la calidad general del agua y/o de las condiciones tróficas de los sistemas. Durante los últimos años se ha intentado relacionar estos términos tróficos descriptivos con valores “límites” específicos de ciertos parámetros de la calidad del agua. Un ejemplo, presentado por la Organización para la Cooperación y Desarrollo Económico (OECD, 1982) para la supervisión de aguas interiores, proporciona valores límites específicos de fósforo total, de clorofila *a* y de la profundidad de Secchi, para estas condiciones tróficas, en el ámbito de lagos de zonas templadas. Un extracto de la información se resume en la tabla II.14.2.

Como las variaciones son significativas para diferentes sistemas acuáticos y a veces se produce cierto grado de superposición en la información, la OCDE ha tratado de superar esta limitación al aplicar un cálculo estadístico a su base de datos.

La eutrofización se considera, generalmente, como algo indeseable, pues sus efectos pueden interferir de forma importante en los distintos usos que el hombre hace de los recursos acuáticos (por ejemplo, abastecimiento



## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

de agua potable, uso recreativo, riego, etc.). Por consiguiente, las aguas eutróficas están más sujetas a restricciones en su utilización general que las oligotróficas. Sin embargo, también debe tenerse en cuenta que el aumento de la productividad a todos los niveles tróficos en el proceso de la eutrofización puede tener rasgos positivos en algunas circunstancias, tal es el caso de los cultivos intensivos en los países asiáticos.

**Tabla II.14.2. Valores límites de la OCDE para un sistema concreto de clasificación trófica**

CategoríaTrófica	TP	ChlMedia	ChlMáxima	Media deSecchi	Mínimo deSecchi
Ultraoligotrófico	<4.0	<1.0	<2.5	>12.0	>6.0
Oligotrófico	<10.0	<2.5	<8.0	>6.0	>3.0
Mesotrófico	10-35	2.5-8	5-25	6-3	3-15
Eutrófico	35-100	8-25	25-75	3-1,5	1.5-0.7
Hipertrófico	>100	>25	>75	<1,5	<0.7

Términos:

TP = media anual de la concentración de fósforo total en el lago ( $\mu\text{g/l}$ ).

Chl media = media anual de la concentración de clorofila *a* en aguas superficiales ( $\mu\text{g/l}$ ).

Chl máxima = pico anual de la concentración de clorofila *a* en aguas superficiales ( $\mu\text{g/l}$ ).

Media de Secchi = media anual de transparencia de la profundidad de Secchi (m).

Mínimo de Secchi = mínimo anual de transparencia de la profundidad de Secchi (m).

Fuente: modificado de OCDE (1982).

La OECD (1982), señala que los lagos oligotróficos se caracterizan normalmente por tener concentraciones bajas de nutrientes en la columna de agua, poseer baja productividad primaria y de biomasa y mayor riqueza de flora y fauna, lo que permite usos diversos del agua. En contraste, las aguas eutróficas tienen un alto nivel de productividad y de biomasa en todos los niveles tróficos, en ellos con frecuencia proliferan las algas; tienen aguas profundas anóxicas (hipolimnion) durante los periodos de estratificación térmica; poseen a menudo menos diversidad de especies de plantas y animales; tiene un crecimiento intenso de plantas acuáticas en la zona litoral y una pobre calidad de agua para muchos de sus usos.

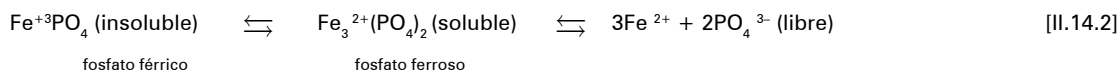
Las características mencionadas podrían hacer necesario el tratamiento del agua, el cual frecuentemente es caro y lento. Se cita que cantidades altas de nitrógeno en el agua pueden ser también peligrosas para la salud humana. Los efectos negativos de la eutrofización son el suministro del agua potable, usos industriales, abastecimiento para el riego y el uso deportivo.

La disponibilidad de oxígeno en el hipolimnion y los procesos a las menores concentraciones de éste en la interfase sedimento-agua son claves para el metabolismo total del lago y, en este aspecto, las características y estado de los sedimentos pueden ser tanto o más importantes que la columna de agua.

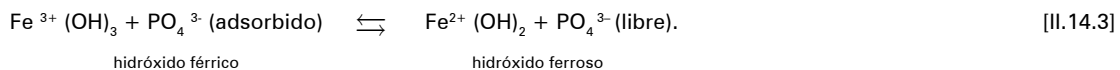
### Sedimentos

Los sedimentos están conformados por partículas pequeñas separadas por espacios intersticiales llenos de líquido o "agua de poro". Son mezclados por corrientes y los movimientos de la fauna bentónica. La interfase sedimento-agua, o microzona, es la barrera al intercambio libre de fósforo y otros elementos, entre los sedimentos y la columna de agua. Si esta interfase está anóxica, iones fosfatos pueden difundir a una tasa dependiente del gradiente de concentración entre el "agua de poro" y el agua de la columna. Si la interfase está oxigenada, los iones fosfatos precipitan y no difunden. Sedimentos anóxicos liberan fósforo hasta mil veces más que los óxicos y donde:

## CAPÍTULO II.14. LOS SISTEMAS ACUÁTICOS CONTINENTALES Y SU CARACTERIZACIÓN LIMNOLÓGICA



y aún más importante es la reacción:



El hidróxido férrico puede ser reemplazado por otros adsorbentes como arcillas. El equilibrio de adsorción está dado en esta zona por el pH, el potencial redox y la cantidad de O<sub>2</sub>.

Las reacciones más importantes de la interfase son aquellas que modifican el fósforo desde la fase sólida a fosfato soluble en las aguas intersticiales, desde donde puede ser liberado a la columna de agua. Las muestras de sedimento reflejan la fertilidad relativa de los lagos y contienen de 0.06 a 10 mgL<sup>-1</sup> de fósforo soluble intersticial. Estos niveles son muchas veces mayores que los de las aguas de la interfase que sólo alcanzan entre 0.002 y 0.05 mgL<sup>-1</sup>. La cantidad de arcillas en los sedimentos es un factor importante para determinar la capacidad de preservación de fósforo. Estas arcillas son una combinación de silicatos complejos de aluminio y hierro y sus óxidos. La forma más pura de arcilla es la kaolína cuya composición es AlO<sub>3</sub> × 2SiO<sub>2</sub> × 2H<sub>2</sub>O. Las arcillas adsorben fósforo por la interacción entre el PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> y el Al<sup>3+</sup>. El fosfato es incluso adsorbido directamente a óxidos hidratados de hierro o aluminio, partículas de calcita (carbonato de calcio) y apatita (fosfato de calcio). El fosfato puede ser incluso ocluido en óxidos de hierro y sedimentos. La cantidad de fosfatos precipitados, a diferencia del fosfato adsorbido, es también controlado por pH y E<sub>h</sub> (potencial de óxido-reducción). Como la concentración de fosfato y el pH varían, se precipitan diversos compuestos metálicos de fósforo. Cuando el proceso es revertido, la cantidad de fosfato liberado a las aguas intersticiales es regulado por minerales que tamponan las pérdidas desde otros minerales. Adicionalmente, el fósforo orgánico liberado por los organismos en descomposición modifica aún más la cantidad de fósforo en el “agua de poro”. La actividad biológica incluso afecta el fósforo del “agua de poro”, debido a que los sedimentos son una fuente importante de animales detritívoros tales como larvas de insectos, gusanos, moluscos y crustáceos. Estos organismos excretan compuestos solubles de fósforo en el “agua de poro” mientras ellos excavan y se alimentan en los primeros centímetros del sedimento recientemente depositado, especialmente cuando la producción de plancton es alta y sedimenta a su muerte. Algas y macrófitas junto al zooplancton liberan fósforo al descomponerse, a lo cual se suma la actividad bacteriana.

### **El potencial de reducción o potencial redox (E<sub>h</sub>)**

El cambio en el estado de oxidación de muchos iones metálicos y nutrientes como nitratos, fosfatos y sulfatos se define como potencial redox. El agua natural a pH neutro y temperatura de 25°C y oxigenada tiene un potencial redox de alrededor de +500mV. En estas condiciones la mayoría de los nutrientes y metales son termodinámicamente estables porque se encuentran en estado oxidado, así hay Fe<sup>3+</sup>, nitratos, sulfatos y fosfatos insolubles. A medida que baja la cantidad de O<sub>2</sub>, el potencial redox también baja y los compuestos mencionados, por pasar a un estado reducido, se modifican: nitratos cambian a nitritos y amonio entre +450 y +300mV. Entre +200 mV el Fe<sup>+3</sup> cambia a Fe<sup>+2</sup>. A medida que E<sub>h</sub> cae a cero, los sulfatos se modifican a anhídrido sulfhídrico y se redissuelve el fósforo al agua. Estas reacciones se revierten cuando hay incorporación de O<sub>2</sub>. Estas transformaciones ocurren en la delgada zona de la interfase sedimento-agua. La mayoría de las reacciones de

## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

óxido reducción mencionadas son producidas por bacterias que obtienen su energía de los cambios químicos. De aquí el nombre de ciclos biogeoquímicos dado a los cambios que ocurren con los elementos en el agua; estos cambios son especialmente importantes en los sistemas eutróficos. En los sistemas naturales el potencial redox permanece cercano a los +500mV.

### Salinización

El deterioro acelerado de la calidad de las aguas naturales durante las últimas décadas se debe al efecto de la permanente incorporación de materia orgánica y desechos agroindustriales en los sistemas acuáticos. A este efecto se suma la creciente demanda de agua y los cambios globales que inciden en algunas zonas del mundo en la disminución del volumen de los sistemas a niveles críticos. Esto es especialmente importante en regiones con déficit hídrico como es el caso de las zonas áridas, donde la evaporación es superior a la pluviosidad.

En la meseta de altura del sur de los Andes, conocida como altiplano, el agua de los humedales es el factor gravitante en la conservación de la biota de este desierto de altura, la cual tiene relaciones biogeográficas de importancia y adaptaciones a características extremas, especialmente de luz, temperatura y salinidad.

Estudios recientes se han centrado en la evaluación de la calidad del agua, y considera el efecto de los cambios cíclicos de mediano y largo plazo sobre la base de la estimación de las tasas de evapotranspiración en zonas de humedales, por el significado que ésta tendría en la generación de los salares originados desde los paleolagos de la zona.

La salinización de las aguas es el producto de dos procesos históricos: la incorporación de solutos como consecuencia de reacciones químicas de alteración de rocas; y otro posterior es el de su concentración por evaporación que puede llegar hasta la precipitación de sales. El estudio de los salares ha demostrado que variaciones mínimas de los parámetros climáticos provocan alteraciones de la superficie lacustre y de su nivel. La mayor demanda de agua y los cambios climáticos actuales podrían estar acelerando el proceso de salinización en la región.

La zona del humedal y del lago Chungará (18°14´S, 69°09´W), presenta lluvias torrenciales en cortos periodos de tiempo y con arrastre de materiales que incorporarían sales minerales al sistema, lo cual se acentúa durante los eventos cíclicos generados con el fenómeno de "el niño". El régimen pluvial tiene fuerte variabilidad interanual y ha sido descrito que durante la fase negativa de la Oscilación del Sur la precipitación en el altiplano suele ser deficitaria, y específicamente la cuenca del humedal Chungará presenta un balance hídrico negativo durante los últimos años (Aceituno, 1997). A pesar de que los sistemas acuáticos intertropicales se señalan como estables, la salinidad y la composición del fitoplancton del lago presenta variaciones significativas durante los últimos trece años. Los cambios interanuales e interdecadales de la precipitación, modifican la calidad química del agua y consecuentemente la composición y abundancia de la vegetación y de las microalgas.

El proceso de salinización en el altiplano muestra la existencia de numerosas cuencas cerradas con lagunas y salares que tienen una compleja historia geoquímica. La sucesión de eventos de precipitación de sales en periodos geológicos secos y su redisolución en épocas húmedas se observan en la columna estratigráfica. En ésta suelen encontrarse estratos salinos a distintas profundidades que constituyen fuentes de solutos, en especial para aguas subterráneas. El alto número de salares del altiplano, incluido el extenso salar de Uyuni (Bolivia) provienen de la desecación de paleolagos del Cuaternario. La salinización del agua en estas cuencas ha sido el producto de dos mecanismos. Uno es el de incorporación de solutos como consecuencia de reacciones químicas de alteración de rocas, y el otro es el de su concentración.



## CAPÍTULO II.14. LOS SISTEMAS ACUÁTICOS CONTINENTALES Y SU CARACTERIZACIÓN LIMNOLÓGICA

En el primer mecanismo la descomposición de la materia y la consecuente producción de gases  $\text{CO}_2$  y  $\text{CH}_4$ , desde vertientes y acuíferos de los humedales se incrementan al ser transportados aguas abajo en solución. La incorporación de  $\text{CO}_2$  acidifica el agua y se produce una mayor alteración meteórica de las rocas. Esto, conjuntamente con la mayor tasa de evapotranspiración, ha incrementado la concentración salina de las aguas superficiales.

Si se considera que los cambios climáticos actuales implican especialmente el aumento de  $\text{CO}_2$  a la atmósfera y el incremento térmico de algunas zonas, a los ciclos de sequía en las zonas áridas se suma la salinización del agua por los efectos mencionados junto con la disminución del volumen de los sistemas acuáticos. Estudios recientes acerca de los lagos salados señala que variaciones mínimas de los parámetros climáticos provoca rápidamente variaciones de la superficie del lago y de su nivel (Aceituno, 1997).

### Modelos predictivos de eutrofización

“En su sentido más simple, un modelo es una aproximación del mundo real” (Ryding y Rast, 1992). Ellos permiten obtener información acerca del mundo real sin repetirlo totalmente. Modelos simples de eutrofización de lagos y embalses que relacionan la concentración y la carga de fósforo han probado ser muy útiles para la estimación de la eutrofización (Ryding y Rast, 1992).

A continuación se describen los modelos más usados internacionalmente en esta predicción. Ellos son preferentemente empíricos y han sido diseñados para predecir la concentración total de fósforo como una función de la carga anual de fósforo. Sus respectivas ecuaciones se detallan en orden cronológico.

#### *Dillon & Rigler (1974)*

Este modelo combina la ecuación del coeficiente de retención de fósforo ( $R$ ) con una relación simple predictiva de fósforo. El coeficiente de retención ( $R$ ) se define como la razón entre la cantidad de fósforo retenido en el lago y el ingreso de fósforo. Puede ser calculada mediante la ecuación de regresión de Kichner y Dillon, quienes usaron este coeficiente para predecir la concentración total de fósforo ( $TP$ ,  $\text{mgL}^{-1}$ ) combinándola con la carga total de ingreso de fósforo ( $Lp$ ,  $\text{mg m}^{-2} \text{yr}^{-1}$ ) y la carga de área anual ( $qs$ ,  $\text{m yr}^{-1}$ ), tal como se muestra a continuación (Dillon y Rigler, 1974).

$$R = 0.426 * e^{(-0.271 * qs)} + 0.574 * e^{(-0.00949 * qs)} \quad \text{[II.14.4]}$$

$$TP = \left(\frac{Lp}{qs}\right) * (1 - R) \quad \text{[II.14.5]}$$

#### *Vollenweider (1975)*

A partir de la mejora de versiones anteriores, Vollenweider desarrolló la siguiente relación que predice la concentración total de fósforo ( $TP$ ,  $\text{mgL}^{-1}$ ) como una función de la carga anual de fósforo ( $Lp$ ,  $\text{mg.m}^{-2}\text{yr}^{-1}$ ), la carga anual por área ( $qs$ ,  $\text{m.yr}^{-1}$ ) y el tiempo de residencia ( $tw$ ,  $\text{yr}$ ) (Reckhow, 1979).

$$TP = (Lp/qs) * (1 + \sqrt{tw}) \quad \text{[II.14.6]}$$

## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

*Organización para la Cooperación y Desarrollo económico OECD (1982).*

Durante 1982 la OECD, como resultado de un programa de estudio de eutrofización, verificó la aplicabilidad de la ecuación de Vollenweider e hizo algunos cambios y llegó a una nueva expresión (Rast *et al.*, 1983) que predice la concentración anual promedio de fósforo ( $[P]_{\lambda}$ ,  $\text{mgL}^{-1}$ ) como una función del flujo promedio anual de concentración total de fósforo ( $[P]_j$ ,  $\text{mgL}^{-1}$ ) y el tiempo de residencia del agua ( $tw$ ,  $yr$ ).

$$[P]_{\lambda} = 1.55 * \left( [P]_j / (1 + \sqrt{tw}) \right)^{0.82} \quad [\text{II.14.7}]$$

Las predicciones del modelo de la OECD son generalmente mayores que las concentraciones medidas de fósforo. Esto podría ser útil en los programas de control de la eutrofización pues predice valores más altos y ello significaría un factor de seguridad en este sentido.

## ■ BIBLIOGRAFÍA

- Aceituno, P. (1997). "Aspectos generales del clima en el Altiplano Sudamericano. El Altiplano, ciencia y conciencia de los Andes", *Actas del II Simposio Internacional de Estudios Altiplánicos*. Santiago, Chile.
- Anguita Virella, F. y F. Moreno Serrano (1980). *Geología. procesos geológicos externos*. Edelvives, Zaragoza. España.
- Bâ, K. M. y C. Díaz-Delgado (1997). *HidEstat 1.0*. Programa para computadora. Centro Interamericano de Recursos del Agua, Universidad Autónoma del Estado de México, México.
- Bâ, K.M.; C. Díaz-Delgado y J. Llamas (1996). *La Fonction Bêta-Jacobi comme Nouvelle Méthode d'Analyse des Crues*. Collection Environnement de l'Université de Montréal /Association Canadienne des Ressources Hydriques. Vol. II Núm. 6, pp. 558-567. Canadá.
- Bobée, B. y F. Ashkar (1988). "The Generalized Method of Moments Applied to the Log-pearson Type 3 Distribution", *J. Hydraul. Engineering ASCE*. 114(8):899-909. USA.
- Bobée, B. (1999). "Estimation des événements extrêmes de crue par l'analyse fréquentielle: une revue critique", *La Houille Blanche*. Núm. 7/8:100-105. France.
- Bobée, B. y F. Ashkar (1991). *The Gamma Family and Derived Distributions*. Water Resources Publications, USA.
- Bobée, B.; P. Bruneau; G. Brosseau; V. Fortin; P. Legendre; L. Mathier; L. Perreault y H. Perron (1993). *Ajuste, Guide de l'usager*. INRS-Eau et Hydro-Quebec, Canada.
- Bruneau, P. y H. Perron (1996). *Détermination des événements hydrologiques extrêmes (Projet C3), dans Développement durable et rationnel des ressources hydriques*. Collection Environnement de l'Université de Montréal, ISBN 1-896513-02-6, Delisle, C.E. et Bouchard, M.A. Editeurs, Vol. I, pp. 44-52, Canada.
- Campos, A. (1996). *Análisis estadístico-probabilístico de la precipitación diaria máxima anual del estado de San Luis Potosí*. Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México.

- Campos-Aranda, D. F. (1992). *Procesos del ciclo hidrológico*. 2a edición, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México.
- Cârsteanu, A.; K.M., Bâ y C. Díaz-Delgado (2004). "Gamma-laguerre Formalism: Rigorous Approach and Application to Hydrologic Time Series", *Journal of Hydrologic Engineering, ASCE*, 275-279 pp., USA.
- Cârsteanu, A.; T. J. Ouarda y R.V. Magaña (2002). "Teleconnections Between Climatic Variables and Precipitation Patterns", en *28th Annual Meeting of the Canadian Geophysical Union*. Banff, AB, Canada.
- Custodio, E. y M. R. Llamas (1976). *Hidrología subterránea*. Tomo I. Ed. Omega, S.A. Barcelona, España.
- Chalon, J. P. y Gillet, M. (1998). "Las nubes", *Investigación y Ciencia*. Tema 12: La atmósfera, 24-31. 2º trimestre. Madrid, España.
- Chow, V. T. (1959). *Open Channel Hydraulics*. McGraw-Hill Kogakusha, Tokyo.
- Chow, V. T.; D. R. Maidment y L. W. Mays (1994). *Hidrología aplicada*. Mc Graw Hill, Colombia.
- Davies-Jones, R. (1998). "Tornados", *Investigación y Ciencia*. Tema 12. La atmósfera, 74-82. 2º trimestre.
- Davis, S. N. y R. De Wiest (1971). *Hidrogeología*. Ariel, Barcelona.
- Díaz-Delgado, C. (1991). *Application de la fonction Bêta et des polynômes de Jacobi en hydrologie*. Thèse de doctorat, Université Laval. Quebec, Canada.
- Díaz-Delgado, C.; Bâ, K.M.; Trujillo, E. (1999). "Las funciones Beta-Jacobi y Gamma-Laguerre como métodos de análisis de valores hidrológicos extremos; Caso de precipitaciones máximas anuales", *Ingeniería Hidráulica en México*. Vol. XIV, nº 2, 39-48, México.
- Dillon Pj. y F. H. Rigler (1974). "The Phosphorus-Chlorophyll Relationship in Lakes", *Limnology and Oceanography* 19, 5, 767-773. USA.
- Einstein, H. A. y N. Chien (1954). *Second Approximation to the Solution of the Suspended Load Theory*. MRD SS 2, U.C-Berkeley. California, USA.
- Engelund, F. y E. Hansen (1967). *A Monograph on Sediment Transport in Alluvial Streams*. Teknisk Vorlag, Copenhagen, Dinamarca.

- Ferguson, R. I. (1973). "Channel Pattern and Sediment Type", *Area*. Vol. 5, pp. 38-41.
- Flores, C.; A. Cârsteanu y J. Castro, (2003). "Hydro-Meteorological Extreme-Event Modelling in a Multifractal Scaling Framework", *Hydrofractals '03*, Ascona, Suiza.
- Font Tullot, I. (1983). *Climatología de España y Portugal*. Instituto Nacional de Meteorología, Madrid, España.
- French, R.H. (1988). *Hidráulica de canales abiertos*. McGraw-Hill, México.
- Gingras, H.; A. Cârsteanu; P. Rasmussen, y B. Bobée (2004). "Répartition des poids dans un modèle de cascade multiplicative monofractale pour l'occurrence de la pluie", *Rev. La Houille Blanche*, France.
- Greis, N. P. (1983). "Flood Frequency Analysis: A Review of 1979-1982", *Reviews of Geophysics and Space Physics*, 21(3):699-706. USA.
- Grubs, F.; Beck, G. (1972). *Technometrics* 14(4):847-854. USA.
- Gumbel, E. J., (1958). *Statistics of Extremes*. Columbia University Press, N.Y. 375p.
- Heras, R. (1972). *Métodos prácticos para el estudio de aguas superficiales y subterráneas*. Publicación No. 85, Secretaría General Técnica, Ministerio de Obras Públicas, Madrid, España.
- Hjulstrom, F. (1935). "The Morphological Activity of Rivers as Illustrated by River Fyris", *Bulletin of the Geological Institute*. Upsala, Vol. 25, Chap. 3.
- Horne, J. y Ch. Goldman (1994). *Limnology*. Mc Graw-Hill, USA.
- Horton, R. E. (1945). "Erosional Development of Streams and their Drainage Basins: Hydrophysical Approach to Quantitative Morphology", *Bull. Geol. Soc. Am.* Vol. 56, pp. 275-370. USA.
- Hunsaker, C. T.; R. Nisbet; D. Lam; J. Browder; W. Baker; M. Turner y D. E. Botkin (1993). *Spatial Models of Ecological Systems and Processes: The Role of GIS, Environmental Modeling with GIS*. Oxford University Press. Pp. 249-264.
- Ingersol, A. P. (1998). "La atmósfera", *Investigación y Ciencia*. Tema 12: La atmósfera, 4-16. 2º trimestre. España.
- Jenson, S. K. y J. O. Domingue (1988). "Extracting Topographic Structure from

- Digital Elevation Data for Geographic Information System Analysis”, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*. Vol. 54, No. 11, noviembre. Pp. 1593-1600. USA.
- Kellerhals, R. (1967). “Stable Channels with Gravel-paved beds”, *Proc. ASCE*. Vol. 93 (ww), pp: 63-84. USA.
- Kite, G. W. (1988). *Frequency and Risk Analyses in Hydrology*. Fourth Printing, Revised Edition. Water Resources Publications. Littleton, Colorado, USA.
- Klohn, W. (1970). *Magnitudes fisiográficas e índices morfométricos relacionados con la hidrología*. Publicación aperiódica No.12 del Servicio Colombiano de Meteorología e Hidrología. Bogotá, Colombia.
- Leopold, L. B. y G. M. Wolman (1960). “River Meanders”, *Bulletin Geological Society of America*. Vol. 71. pp. 769-794. USA.
- Lugo, J. I. (1991). *Elementos de geomorfología aplicada (métodos cartográficos)*. Instituto de Geografía, UNAM, México, D. F.
- Llamas, J. (1975). “Mathematical Approach for Water Resources Development in Yamaska River Basin”, *Proc. Second World Congress*. Vol.III, IWRA, New Delhi.
- Llamas, J. (1993). *Hidrología general. Principios y aplicaciones*. Universidad del País Vasco, Bilbao. España.
- Llamas, J.; R. Charbonneau y J. C. Rassam (1987). *Analyse statistique d'événements extrêmes*. IAHS Proceedings, Italy.
- Man, H.B. y D. R. Whitney (1947). *Ann Math. Statist.* 18:50-60. USA.
- Martínez de Azagra, A. y J. Navarro Hevia (1996). *Hidrología forestal. El ciclo hidrológico*. Universidad de Valladolid, Valladolid. España.
- MMA (2000). *Guía para la elaboración de estudios del medio físico. Contenido y metodología*. Secretaría General Técnica del Ministerio de Medio Ambiente. España.
- OECD (1982). *Eutrophication of Waters., Monitoring, Assessment and Control*. Final report. OECD. Cooperative Programme on Monitoring of Inland Waters. (Eutrophication Control), Environment Directorate, OECD, Paris.
- Palacio, J. L.; J. López y M. A. Ortos (1991). “Evaluación geomorfología estructural a través de modelos sombreados y pares estereoscópicos

- generados a partir de modelos digitales de terreno”, en *Investigaciones Geográficas*. Núm. 23. Boletín del instituto de Geografía, UNAM, México. Pp. 89-101. México.
- Palmer, W. C. (1965). *Meteorological Drought*. Research Paper No. 45, U.S. Department of Commerce Weather Bureau. Washington, DC, EUA.
- Partheniades, E. (1965). “Erosion and Deposition of Cohesive Soils”, *Proc. ASCE*. Vol. 91, HY1. pp. 105-139.
- Porta, J.; M. López-Acevo y C. Roquero (1994). *Edafología para la agricultura y el medio ambiente*. Mundi-Prensa, Madrid. España.
- Ramos, A. (coord.). (1987). *Diccionario de la naturaleza, hombre, ecología, paisaje*. Espasa-Calpe. Madrid. España.
- Rao, D. V. (1980). “Log\_Pearson Type 3 Distribution: Method of Mixed Moments”, *J. Hydraul. Div. ASCE*, 106(6):999-1019. USA.
- Rast, R. W.; A. Jones y G. F. Lee (1983). “Predictive Capability of US OECD Phosphorus Loading Eutrophication Response Models”, *Journal WPCF*, 55, 7, 990-1003. USA.
- Raudkivi, A.J. (1990). *Loose Boundary Hydraulics*. 3ª ed., Pergamon Press, U.K.
- Reckhow, K.H. (1979). “Uncertainty Analysis Applied to Vollenweider’s Phosphorus Loading Criterion”, *Journal WPCF*, 51 (8): 2123-2128. USA.
- Rouse, H. (1965). “Critical Analysis of Open Channel Resistance”, *Proc. ASCE*. Vol. 91. HY4. pp.1-25. USA.
- Ryding, S.O. y W. Rast (1992). *El control de la eutrofización en lagos y pantanos*. UNESCO. Ed. Pirámide, S.A. Madrid, España.
- Shane, R.M. y D. P. Graver (1969). “Determination of Optimal Flood Protection Levels with Small Exceedance Probabilities”, *Wat. Res.* 5, December. USA.
- Simons D. B. y E. V. Richardson (1961). “Forms of Bed Roughness in Alluvial Channels”, *Proc. ASCE*. Vol. 87, HY3. pp. 87-105, USA.
- STA (1997). *Hydrotec 1.2. Programa para computadora*. Science Technology Associates, USA.
- Strahler, A. N. (1964). “Quantitative Geomorphology of Drainage Basins and Channel Networks. Section 4-II”, en Chow, V. T. (ed.) *Handbook of Applied*

- Hydrology*. pp4-39, 4-76. McGraw-Hill, New York, USA.
- Strahler, A. N. (1975). *Geografía física*. Ed. Omega, S.A., Barcelona, España.
- Trujillo, F. E. (1999). *Análisis estadístico-probabilístico para la determinación de eventos extremos hidrológicos (concepción y diseño de un software de aplicación)*. Tesis de Maestría. CIRA-Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de México, México.
- Trujillo, F. E.; K.M. Bâ y C. Díaz-Delgado (2001). *ANFREHID 1.0 Programa para Computadora*. Centro Interamericano de Recursos del Agua-Universidad Autónoma del Estado de México, México.
- UCF (University of Central Florida) (1997). *Distrib 2.0*. Pro. USA.
- Wald, A. y J. Wolfowitz (1943). *Ann Math. Statist.* 14:378-388. USA.
- Webster, P. J. (1998). "Los monzones", *Investigación y Ciencia*. Temas 12. La atmósfera, 60-71. 2º trimestre. Madrid, España.
- Wetzel, R. (2002). *Limnology*. Academic Press, USA.
- Wilson, E. M. (1974). *Engineering Hydrology*. 2ª ed. A Halsted Press Book, United Kindom.
- WRC (1967). *A Uniform Technique for Determining Flood Flow Frequencies*. Bulletin 15. US Water Resources Council, Hydrology Committee, Washington. USA.
- WRC (1977). *Guidelines for Determining Flood Flow Frequency*. US Water Resources Council, Hydrology Committee, Washington. USA.

### PÁGINAS WEB DE INTERÉS

- <<http://dgenp.unam.mx/chaac/index.htm>> Fenómeno de "La Niña".
- <<http://elnino.cicese.mx/>> Fenómeno de "El Niño" y "La Niña".
- <<http://irnas106.irnase.csic.es/microlei/manual1/cdbm/cdbm2.htm>> Bases de datos climáticos, CSIC.
- <<http://terra.es/personal2/spooky/tornados.htm>> Huracanes y tornados.
- <<http://vppx134.vp.ehu.es/met/html/home.htm>> Servicio Vasco de Meteorología.



- <<http://www.abrh.org.br>> Associação Brasileira de Recursos Hídricos, Brasil.
- <<http://www.aguabolivia.org>> Comisión para la Gestión Integral del Agua en Bolivia.
- <<http://www.agualtiplano.net>> Recursos hídricos en el Altiplano.
- <[http://www.cazahuracan.com/educativa/conceptos/conc\\_02.htm](http://www.cazahuracan.com/educativa/conceptos/conc_02.htm)> Huracanes.
- <<http://www.cec.uchile.cl/~wwwphi/index.html>> Programa Hidrológico Internacional, Comité chileno.
- <<http://www.cnrh-srh.gov.br>> Consejo Nacional de Recursos Hídricos, Brasil.
- <<http://www.conicyt.cl/explora/noticias/huracan/inicio.html>> Huracanes.
- <<http://www.contenidos.com/fisica/agua>>
- <<http://www.dga.cl>> Dirección General de Aguas, Chile.
- <<http://www.guyanaclimate.org/hydromet/>> Servicio Hidrometeorológico, Guyana.
- <<http://www.hidromet.com.pa/index.html>> Hidrometeorología, República de Panamá.
- <<http://www.iarh.org.ar/>> Instituto Argentino de Recursos Hídricos.
- <<http://www.ideam.gov.co/index4.asp>> Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, Colombia.
- <<http://www.ina.gov.ar>> Instituto Nacional del Agua, Argentina.
- <<http://www.inamhi.gov.ec/>> Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología del Ecuador.
- <<http://www.infoagua.org>> Por el cuidado del medio ambiente acuático en América Latina y El Caribe.
- <<http://www.meteochile.cl/>> Dirección Meteorológica de Chile.
- <<http://www.meteonet.com.ar/index.htm>> Servicio Meteorológico Nacional, Argentina.
- <<http://www.oieau.fr/espagnol/index.htm>> Oficina Internacional del Agua.
- <<http://www.pangea.org/org/foroagua>> Foro del agua.
- <<http://www.semarnat.gob.mx/huracanes/>>
- <<http://www.senamhi.gob.pe/>> Servicio Nacional de Meteorología e

## SECCIÓN II. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

Hidrología del Perú.

<<http://www.ua.es/iuaca/cic.htm>> Instituto Universitario del Agua y Ciencias Ambientales.

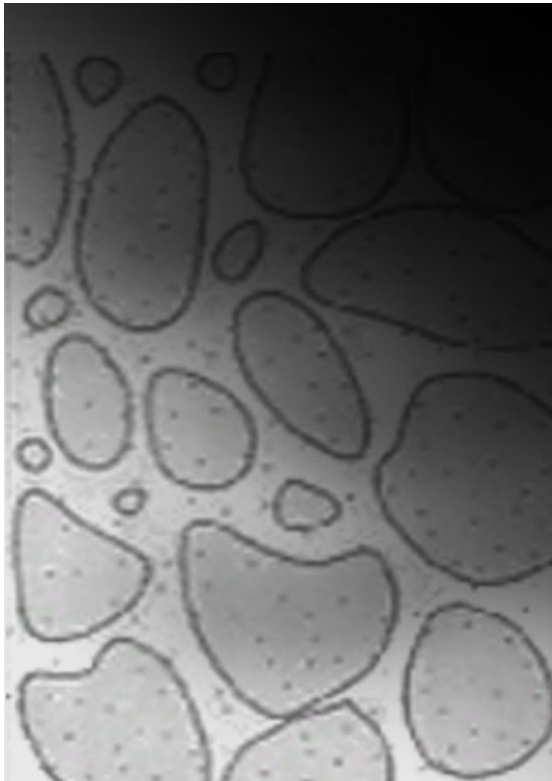
<<http://www.unesco.org.uy/phi/index1.htm>> Programa Internacional de la UNESCO para América Latina y El Caribe.

<<http://www.uniagua.org.br>> Universidade da Agua, Brasil.

<<http://www.wmo.ch/Welcome-sp.html>> Organización Meteorológica Mundial.

<<http://www.xtec.es/~rbru/>> Tornados.

## SECCIÓN III



*Hidrología  
subterránea*



# Introducción

**E**l agua subterránea es la porción de la hidrósfera que ocurre y transita por debajo de la superficie del suelo de una determinada área. Se estima que el subsuelo retiene cerca de 10.5 millones de km<sup>3</sup> de agua (Rebouças *et al.*, 2002). Las aguas subterráneas pueden permanecer retenidas en el subsuelo por largos periodos o pueden emerger a la superficie terrestre a través de manantiales, ríos u océanos y mares. De manera general, la recarga de aguas subterráneas depende del régimen de precipitaciones, del escurrimiento superficial y del flujo de los cursos de aguas superficiales, así como de la conductividad hidráulica de las formaciones geológicas por donde se produce la infiltración. Una formación geológica con porosidad y conductividad hidráulica relativamente favorable al almacenamiento y a la circulación del agua subterránea se denomina acuífero, el cual tiene como función principal transmitir agua para ser captada como recurso hídrico.

Se debe tener en cuenta que el volumen y la diversidad de ocurrencia del agua subterránea en la Tierra es elevado, por lo que el agua subterránea presenta condiciones excepcionales de aprovechamiento y usos múltiples como recurso hídrico. La importancia de las aguas subterráneas como fuente de abastecimiento doméstico, industrial y agrícola, en comparación con las aguas superficiales, ha sido creciente en todo el mundo.

En la presente sección se introducen aspectos fundamentales relacionados con el origen y con las características de los sistemas de aguas subterráneas, los cuales se estudian en el marco de la hidrogeología, que es la disciplina geológica que estudia el almacenamiento, circulación y distribución de las aguas terrestres en la zona saturada y no saturada de las formaciones geológicas, teniendo en cuenta sus propiedades físicas y químicas, sus interacciones con el medio físico y biológico y sus reacciones a la acción del hombre (modificado de Custodio y Llamas, 1983).



# Capítulo III.1. Acuíferos y unidades hidrogeológicas

## El agua en el suelo

El agua que llega a la superficie y se infiltra en el terreno puede ser, de acuerdo con Fetter (2001), de tres tipos:

i) *Agua retenida por fuerzas no capilares* (agua retenida por atracción eléctrica) debido al carácter bipolar de la molécula del agua y de la superficie de los cristales sólidos. Esta modalidad de agua se puede clasificar en:

- *Agua higroscópica*: absorbida por las partículas sólidas. Separable en forma de vapor.
- *Agua pelicular*: envuelve a las partículas y al agua higroscópica. Existe una atracción molecular. En arcillas puede representar el 50% del agua mientras que en gravas su presencia es mínima. Separable por centrifugación.

Estos dos tipos de agua tienen poco interés desde el punto de vista hidrológico pues no se desplazan por gravedad ni se extraen de la zona saturada por bombeo. Tampoco sirven para las plantas pues las raíces tienen una fuerza de succión inferior a la de retención del agua.

ii) *Agua capilar*. Agua retenida por fuerzas capilares. Estas fuerzas se deben a fenómenos de tensión superficial (atracción entre moléculas de dos fluidos no miscibles agua-aire) y a que las moléculas de agua tienden a adherirse a los sólidos. Su distribución es irregular y puede ser absorbida por las raíces. Es la denominada agua capilar aislada.

Este mismo fenómeno se produce en la zona saturada. Es el agua capilar continua.

iii) *Agua libre, gravífica o de gravitación*: agua no retenida por el suelo, sometida a la acción de la gravedad. Cuando el agua de este tipo alcanza un fondo impermeable o una zona ya saturada, satura a su vez la zona suprayacente. Constituirá el agua subterránea.

Por lo tanto, el agua subterránea es aquella situada bajo el nivel freático y que está saturando completamente los poros y fisuras del terreno; además, fluye a la superficie del suelo de forma natural a través de manantiales, ríos, lagunas, humedales, o al mar. Puede también fluir a la superficie del suelo de forma artificial a través de pozos, galerías y cualquier otro tipo de captación.

La *infiltración* se puede definir como el proceso de penetración de agua en el suelo. Es la suma del agua retenida en el suelo y del agua gravífica. Suele recibir el nombre de infiltración eficaz, reservándose el de infiltración profunda para el agua exclusivamente gravífica.

Esta infiltración es uno de los términos más importantes del ciclo hidrológico ya que es el proceso que da lugar a todo el agua que utilizan los cultivos y los bosques y casi todo el agua que da origen a las aguas subterráneas.

### SECCIÓN III. HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA

Los factores que influyen en la infiltración son:

- Condiciones de la superficie: compactación de suelos, pendiente, vegetación.
- Condiciones del terreno: textura, perfil del suelo, conductividad hidráulica.
- Condiciones ambientales: temperatura, precipitación.
- Características del agua: lámina de agua, turbidez, salinidad, temperatura.

El agua en el suelo puede ser también agua en estado de vapor; y agua de constitución, aquella que forma parte de los minerales presentes en el suelo (yeso  $\text{SO}_4\text{Ca } 2\text{H}_2\text{O}$ ).

Aunque las aguas subterráneas que forman parte del ciclo hidrológico tienen su origen vinculado con los eventos de precipitación, otros tipos de aguas subterráneas pueden integrar este ciclo, donde sus orígenes, están relacionados con el ciclo geológico o de formación de las rocas. Así pues, es posible distinguir tres orígenes principales: meteórico, juvenil y fósil.

**Aguas de origen meteórico:** Es el agua de superficie que se infiltra en el subsuelo, por la acción de la gravedad y de la presión del agua, e interacciona en los poros o fisuras del ambiente de circulación. Se admite que la mayoría de las aguas subterráneas son de origen meteórico o resultantes de la infiltración de la lluvia, lo que significa que son aguas naturalmente recargadas. El tiempo de circulación, conforme la extensión recorrida, puede variar de decenas a millares de años. Durante su circulación el agua puede aumentar su temperatura (35-40°C) como consecuencia del gradiente geotérmico y de reacciones químicas. La composición química del agua es un reflejo de los materiales y de las condiciones de presión y temperatura del ambiente por donde circula.

**Aguas de origen juvenil:** Son las aguas asociadas a eventos magmáticos como plutonismo o vulcanismo, consideradas como aguas parcialmente endógenas, que presentan características físico-químicas distintas. Estas características son comunes en las aguas minerales, tales como alta temperatura, mayor cantidad de  $\text{CO}_2$  y la presencia de algunos elementos particulares. Se han definido los siguientes orígenes para las aguas juveniles:

*Origen volcánico:* es el agua correlacionada con la fase final de una actividad volcánica, en vías de extinción, formada a partir de pequeñas exhalaciones gaseosas de vapor de agua, acompañadas de  $\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_2$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ ,  $\text{HCl}$ ,  $\text{HF}$  y  $\text{SO}_2$ .

*Origen magmático:* es el agua acumulada durante la cristalización de los magmas, junto con a los componentes volátiles como F, Cl, S, C, P, B, y otros elementos menos significativos. Experiencias de laboratorio indican que la cristalización de  $1\text{km}^3$  de magma granítico, libera 12 litros de agua por día durante 1 millón de años. La composición química no depende, exclusivamente, de la roca de donde proviene por lo que la concentración en sales y temperatura permanecen relativamente constantes.

*Origen mixto:* es el agua resultante de la combinación de agua meteórica, infiltrada a gran profundidad, con el agua juvenil proveniente de soluciones hidrotermales o de otro evento magmático. La composición química es próxima a la del agua que predomina en la mezcla.

*Origen relacionado con las reacciones químicas:* es el agua liberada de las reacciones químicas que ocurren en la corteza terrestre.

Las aguas de origen juvenil son relativamente menos abundantes y su cantidad en la Tierra es estimada en cerca de  $0.3\text{ km}^3$  por año. Siendo generadas en condiciones de presión y temperatura más elevadas, con flujo



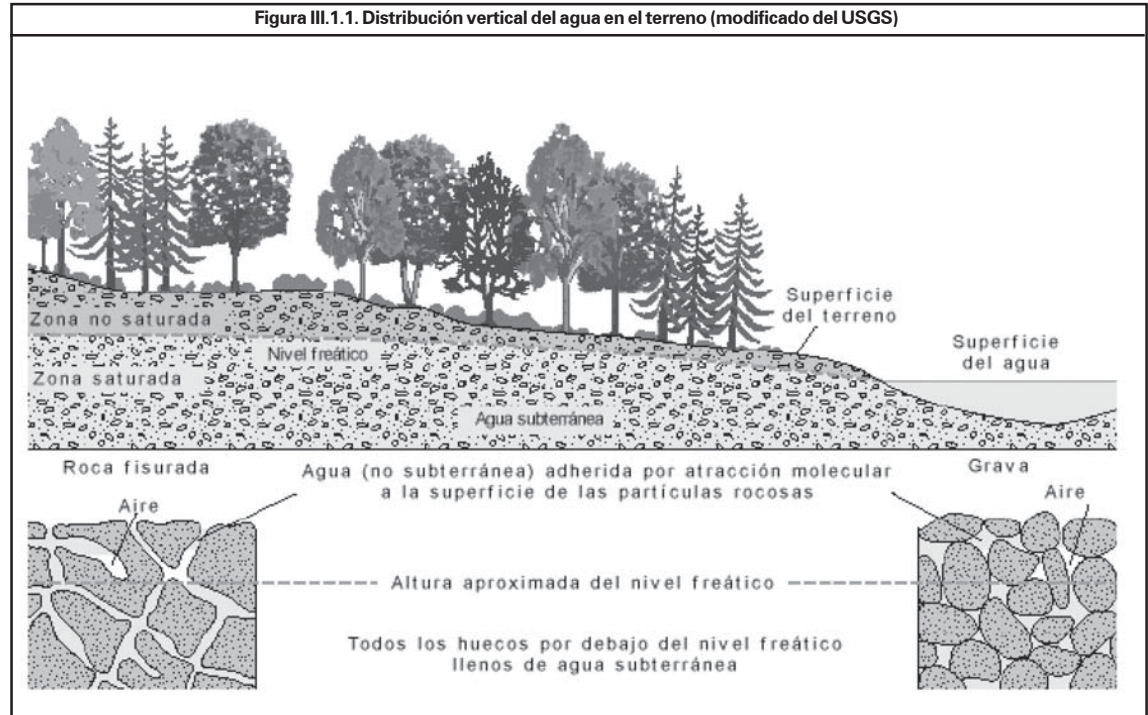
más lento que permite mayor contacto con los minerales de las rocas donde transitan y exhiben mayor mineralización. La composición química, normalmente no depende de la roca y sus concentraciones en sales y temperatura (hipertermales) son prácticamente constantes. La mineralización de las aguas subterráneas por las emanaciones de soluciones hidrotermales asociadas con las rocas volcánicas, puede resultar en aguas ricas en fluoruros como acontece en algunos sistemas acuíferos de México y del sur de Brasil.

**Aguas de origen fósil:** Son aguas que están retenidas o estancadas por mucho tiempo, desde la época de formación de los depósitos a profundidades superiores a 1000 m. Como el tiempo de contacto con la roca es elevado o el agua puede tener origen marino, las concentraciones de sales suelen ser elevadas y las aguas no conservan su composición química original, ya que los componentes pueden sufrir cambios por procesos químicos.

**Distribución vertical del agua en el terreno**

Si hacemos un corte en cualquier terreno podemos distinguir dos niveles hidrológicos, la zona no saturada y la zona saturada (figura III.1.1). La existencia de estos dos niveles se debe a que el frente de infiltración llega a una capa impermeable que le impide continuar el recorrido hacia abajo, lo que da lugar a un almacenamiento del agua, rellenando los poros. Es ésta la zona de saturación o zona saturada.

La *zona saturada* está limitada en la parte posterior por la superficie freática (sometida a la presión atmosférica), en la que el agua llena completamente todos los huecos (poros) existentes entre los materiales del terreno.



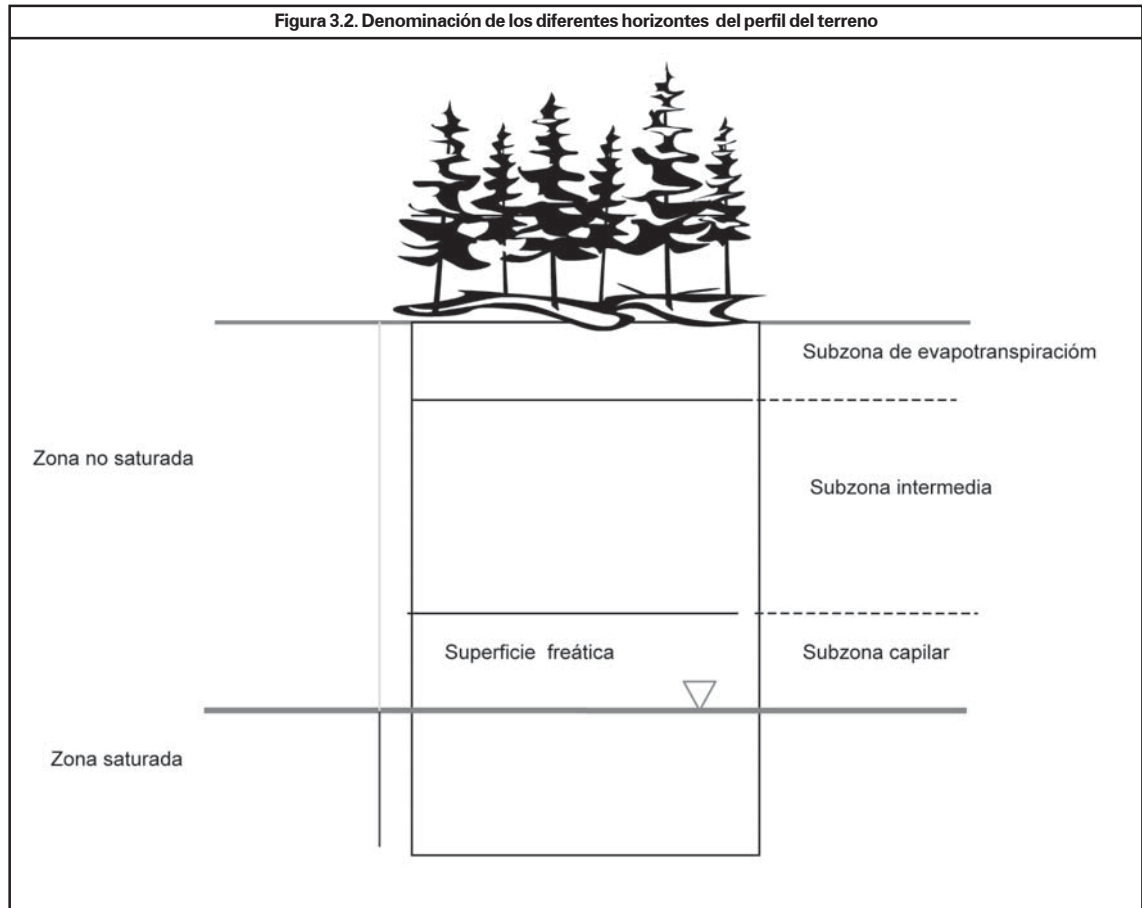
### SECCIÓN III. HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA

La *zona no saturada, de aireación o vadosa*, comprende desde la superficie del suelo hasta la superficie freática (Custodio y Llamas, 1983). En esta zona se distinguen tres subzonas o subniveles (figura III.1.2):

- *Subzona de evapotranspiración*. Entre la superficie del suelo y los extremos radiculares de la vegetación. El agua capilar de esta zona es la que emplean las plantas para su nutrición y transpiración.
- *Subzona intermedia*. Contiene agua de retención y agua capilar aislada una vez que ha desaparecido el agua gravífica. Sus características son similares a la zona anterior pero no está afectada por las raíces.
- *Subzona capilar (franja capilar)*, de transición a la zona saturada. Situada inmediatamente por encima del nivel freático y con circulación ascendente por capilaridad.

La *superficie freática* se define como el lugar geométrico en el que los puntos de agua soportan una presión atmosférica. Cualquier punto por debajo de esta superficie estará sometido a la presión atmosférica más el peso de la columna de agua que descansa sobre él.

Puntos de agua situados por encima de la superficie piezométrica están sometidos a fuerzas capilares y, por tanto, la presión que soportan se verá disminuida.



### Concepto de acuífero. Tipos de acuíferos

En hidrogeología se denomina *acuífero* a aquella formación geológica situada en la zona saturada capaz de almacenar y transmitir agua, que es susceptible de ser explotada en cantidades económicamente apreciables para atender diversas necesidades (del latín *aqua*, agua y *fero*, llevar).

Otros términos que se emplean para caracterizar las formaciones geológicas desde el punto de vista hidrogeológico son:

*Acuitardo*: formación geológica que conteniendo agua la transmite muy lentamente, por lo que no son aptas para el emplazamiento de captaciones. Sin embargo, bajo condiciones especiales permiten una recarga vertical de acuíferos (del latín *tardare*: retardar). Ejemplo: arcillas limosas, arcillas arenosas.

*Acuicludo*: formación que contiene agua en su interior hasta la saturación pero no la transmite (del latín *claudure*: encerrar).

*Acuífugo*: formación que no contiene agua (del latín *fugure*: huir). Ejemplo: macizo granítico sin alterar, rocas metamórficas.

Las formaciones geológicas que pueden formar acuíferos son muy diversas pero hay que tener en cuenta que no todas las formaciones pueden formar acuíferos. La mayoría de las formaciones que definen acuíferos están constituidas por materiales no consolidados como pueden ser las arenas, gravas, etc. Su origen geológico puede ser muy diferente, fluvial, deltaico, depósitos de gravedad (piedemonte), depósitos eólicos (dunas), depósitos glaciares, etc.

Dentro de las rocas consolidadas, una formación geológica que puede definir excelentes acuíferos son las calizas, que están formadas por carbonato de calcio y cuyas propiedades hidrogeológicas varían enormemente en función del ambiente sedimentario de formación y del desarrollo posterior de zonas permeables por disolución (karstificación). Pero estas mismas rocas pueden ser acuíferos pobres si el desarrollo de la disolución no es muy elevado.

Otros materiales que se suelen encontrar son las arcillas y margas, que generalmente definen acuitardos y acuicludos.

Por su parte los conglomerados y areniscas (gravas y arenas cementadas) pueden definir acuíferos buenos o malos en función del grado de cementación y de cohesión. Si se ha producido una disolución del cemento o bien este cemento no rellenó todos los poros intergranulares, estos materiales podrán ser excelentes acuíferos.

En cuanto a las rocas volcánicas no se puede definir si son o no buenos acuíferos ya que depende de numerosos factores, características físicas, químicas, grado de alteración, de la propia roca, tipo de erupción, etc.

En el caso de las rocas ígneas y metamórficas (granitos, dioritas, pizarras, esquistos, etc.), sólo pueden formar buenos acuíferos si se encuentran alteradas o bien fracturadas por fallas y/o diaclasas. Si no existe esta alteración se pueden considerar como acuífugos.

Los acuíferos se pueden clasificar de diferentes formas. Por ejemplo (Freeze y Cherry, 1979):

### Según las características litológicas

*Acuíferos detríticos no consolidados*. Se trata de aquellos acuíferos constituidos por la acumulación de partículas de diferentes tamaños transportadas por la gravedad, viento o hielo. Por lo general, se trata de depósitos de edades geológicamente recientes y depositados en diferentes ambientes sedimentarios. Debido a sus

### SECCIÓN III. HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA

características geológicas presentan excelentes condiciones para su explotación por medio de captaciones, obteniéndose elevados caudales. Ejemplos de estos acuíferos son el acuífero detrítico de Madrid (España), el del Valle de México (México), el del Mar de Plata (Argentina), el Sistema Acuífero Guarani, etc.

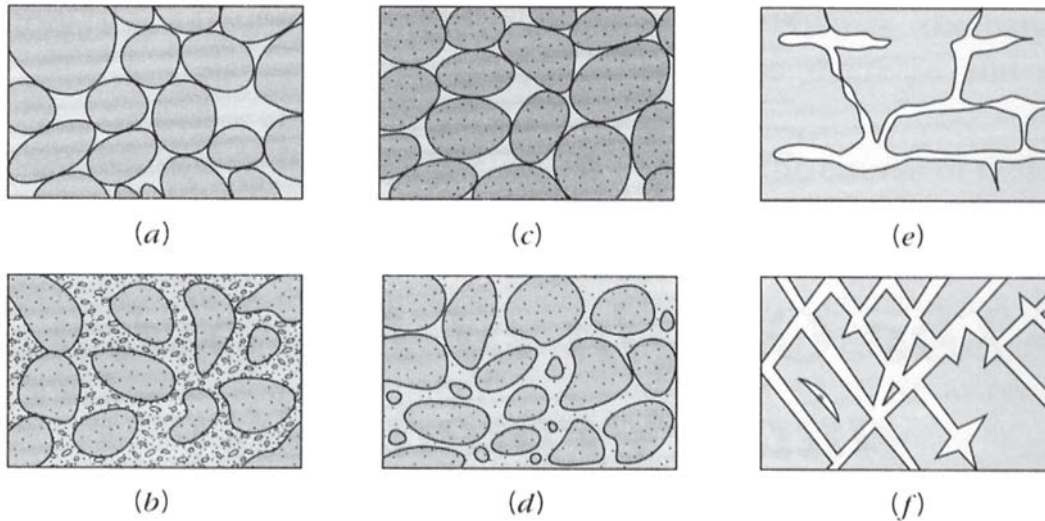
*Acuíferos consolidados.* Se pueden clasificar según su origen en detríticos (conglomerados, areniscas) y químicos (calizas, dolomías), de los que estos últimos son los más importantes. Las calizas y dolomías presentan una gran variabilidad en sus características, son rocas poco permeables a no ser que estén karstificadas, como ocurre en la península de Yucatán (México), en la Ciénaga de Zapata (Cuba) o en el acuífero de La Mancha (España). Las areniscas (arenas consolidadas) y las calcarenitas (areniscas formadas por grano de carbonatos) pueden también constituir buenos acuíferos.

#### Según el tipo de huecos

*Acuíferos porosos.* Son acuíferos cuyos intersticios están formados por los huecos que existen entre los clastos. De los huecos existentes sólo son de interés aquellos que están interconectados ya que permiten el flujo del agua. Los acuíferos de este tipo son todos aquellos formados por materiales detríticos, sea cual sea su origen, no consolidados (figura III.1.3a, b, c y d).

*Acuíferos kársticos.* Son acuíferos cuyos intersticios se forman por la disolución de la roca, la cual generalmente es una caliza o una dolomía, aunque también se han identificado acuíferos de esta naturaleza en yesos (figura III.1.3e).

Figura III.1.3. Acuíferos según el tipo de huecos



a) Depósito sedimentario de granulometría homogénea y elevada porosidad, b) depósito sedimentario de granulometría heterogénea y escasa porosidad, c) depósito sedimentario de granulometría homogénea formado por clastos que también tiene porosidad, por lo tanto es un material altamente poroso, d) depósito sedimentario de granulometría homogénea cuya porosidad es menor por efecto de la cementación, e) roca porosa por disolución y, f) roca porosa por fracturación (Custodio y Llamas, 1983; modificado de Meinzer, 1923).

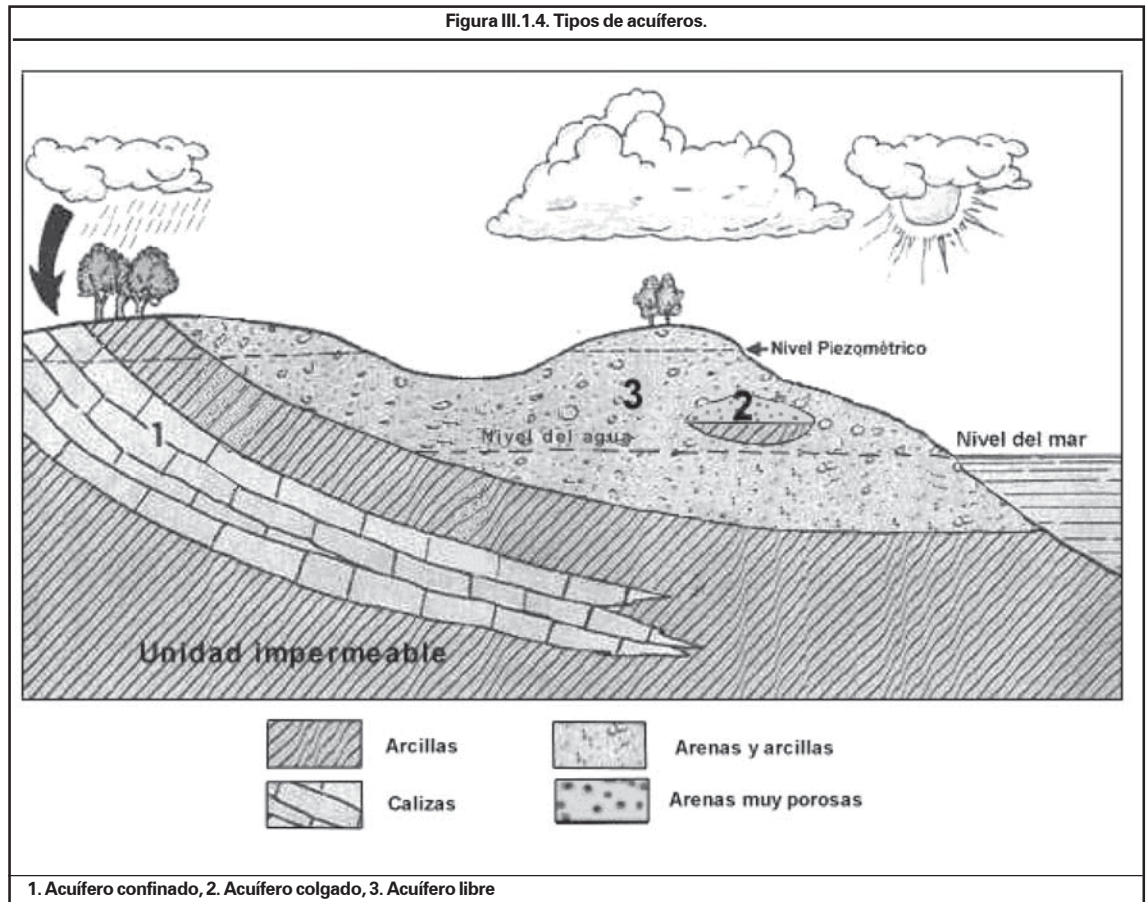
*Acuíferos fracturados o figurados.* Estos acuíferos se han formado por la existencia de una fracturación originada por fallas y diaclasas (figura II.1.3f).

**Según la presión hidrostática del agua contenida en los acuíferos**

*Acuíferos libres* (no confinados, freáticos). En ellos existe una superficie libre y real del agua encerrada, que está en contacto con el aire y a presión atmosférica (figura 3.4). El nivel freático define el límite de saturación del acuífero libre y coincide con la superficie piezométrica. Su posición no es fija sino que varía en función de las épocas secas o lluviosas.

Si se perfora total o parcialmente la formación acuífera, la superficie obtenida por los niveles de agua de cada pozo es la superficie real: superficie freática

*Acuíferos cautivos* (confinados, a presión o en carga). El agua está sometida a una presión superior a la atmosférica y ocupa totalmente los poros o huecos de la formación geológica, saturándola totalmente (figura III.1.4). No existe una zona no saturada.





### SECCIÓN III. HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA

Al perforar en estos acuíferos el nivel de agua asciende hasta situarse a una determinada posición que coincide con el nivel de saturación del acuífero en el área de recarga. La superficie piezométrica es una superficie ideal resultante de la unión de todos los niveles, en diferentes perforaciones que captan el acuífero.

Si la topografía es tal que la boca está por debajo del nivel del agua, el pozo es surgente o artesiano, si no es así el nivel del agua ascenderá hasta el nivel correspondiente, pero no será surgente (el vocablo artesiano procede de la región de Artois, cerca de París por encontrarse en esta zona uno de los primeros pozos surgentes).

*Acuíferos semiconfinados.* El muro y/o techo no son totalmente impermeables sino que son acuitardos que permiten la filtración vertical del agua y, por tanto, puede recibir recarga o perder agua a través del techo o de la base. Este flujo vertical sólo es posible si existe una diferencia de potencial entre los niveles en contacto.

Hay que tener en cuenta que un mismo acuífero puede ser, según sectores, libre, cautivo o semicautivo.

*Acuíferos colgados.* Se producen ocasionalmente cuando por efecto de una fuerte recarga asciende el nivel freático, quedando retenida temporalmente una porción de agua por un nivel impermeable (figura III.1.4).

#### Los sistemas de flujo subterráneo

En general, el flujo subterráneo del agua en los acuíferos recorre trayectorias que van de los sectores de potenciales hidráulicos más elevados hacia los relativamente más bajos. Con base en consideraciones cuantitativas de agua o de masa en los flujos subterráneos en cuencas cerradas, se han podido caracterizar tres sistemas de flujo (Domenico y Schwartz, 1992; Chapelle, 1993): (i) local (zona superior de flujo activo fuertemente influenciado por la precipitación local) (ii) intermedio (zona media, de flujo más profundo, moderadamente afectado por los eventos de precipitación local) y, (iii) regional (zona inferior de agua relativamente poco móvil no afectada por la precipitación local). Cada uno de esos sistemas tiene sectores de flujos descendentes y ascendentes, con zonas en equilibrio entre los sistemas. Esta "zonificación" fue una deducción empírica y deriva, principalmente, de la noción de profundidad. La tabla III.1 reúne las principales características de los ambientes subterráneos y de sus sistemas de flujos, con especial énfasis en el grado de conexión con la superficie. A continuación se señalan los aspectos hidrodinámicos más importantes relacionados con cada uno de estos sistemas:

**Sistema de flujo local:** la recarga ocurre en un área de topografía más alta y la descarga en una más baja y adyacente. Son acuíferos superficiales, con recarga directa del agua de lluvia e hidrológicamente activos. En

**Tabla III.1. Clasificación y atributos hidrogeológicos de los ambientes subterráneos (Adaptado de Chapelle, 1993)**

Zonas /flujo(sistema acuífero)	Velocidad del flujo	Condición de aeración	Conexión con la superficie
Zona no saturada	Rápida (1 m/día)	Aeróbica	Extensa
Zona saturada / flujo local(acuífero no confinado)	Rápida (1 cm/día)	Aeróbica	Extensa
Zona saturada / flujo intermedio (acuífero semiconfinado y confinado)	Baja (0.1-1m/año)	Anaeróbica	Pequeña
Zona saturada / flujo regional(acuífero confinado en cuencas profundas)	Muy lenta (<<0.1 m/año)	Anaeróbica	Virtualmente no existente

climas húmedos y templados, la tasa de recarga y descarga es significativa y la velocidad del flujo puede alcanzar m/día.

**Sistema de flujo intermedio:** una o más áreas de baja topografía separan las áreas de recarga y descarga. En la práctica corresponden a un sistema acuífero confinado de profundidad moderada (300 m). La velocidad de recarga es baja (cm/año), lo que contrasta con el sistema de flujo local. En climas húmedos y en acuíferos permeables, la velocidad de recarga puede llegar a valores más altos, sin embargo en regiones áridas presenta valores del orden de 0.1 cm/año. Estos tipos de acuíferos son bastante explotados por el hombre.

**Sistema regional:** el área de recarga está bastante alejada de la zona descarga; que en general está en el fondo de la cuenca regional. Está caracterizado por una larga trayectoria de flujo a muy baja velocidad, lo que facilita una mayor mineralización del agua. Como se encuentran a profundidades mayores no son acuíferos muy explotados, debido generalmente a su costo,

La variación en el grado de conexión con la superficie influencia los procesos que pueden ocurrir en los diferentes ambientes. Por ejemplo, en un sistema de flujo local, una corriente continua de  $O_2$  de la atmósfera favorece condiciones oxidantes o aeróbicas. En un sistema intermedio, el transporte de  $O_2$  es limitado y las condiciones reductoras y anaeróbicas predominan. Los sistemas regionales se consideran, para propósitos prácticos, totalmente aislados de la atmósfera.





# Capítulo III.2. Flujo en medios porosos y fisurados

**E**ste capítulo trata del flujo del agua subterránea en medios geológicos, de las leyes físicas que controlan el movimiento del agua subterránea, de la influencia que el hombre ejerce sobre el flujo del agua subterránea y la influencia de ésta sobre el hombre.

El término de aguas subterráneas se da al agua que se localiza bajo el nivel freático, en suelos y formaciones geológicas completamente saturadas. Punto aparte es el estudio de suelos húmedos, cercanos a la superficie, no saturados, los cuales tienen su importancia en el ciclo hidrológico, y no se tratará en este capítulo.

Se debe tomar en cuenta que el estudio de las aguas subterráneas tiene un carácter multidisciplinario, en el cual se integran varias disciplinas como la química y la física; la geología y la hidrología; y, en general, las ciencias y la ingeniería.

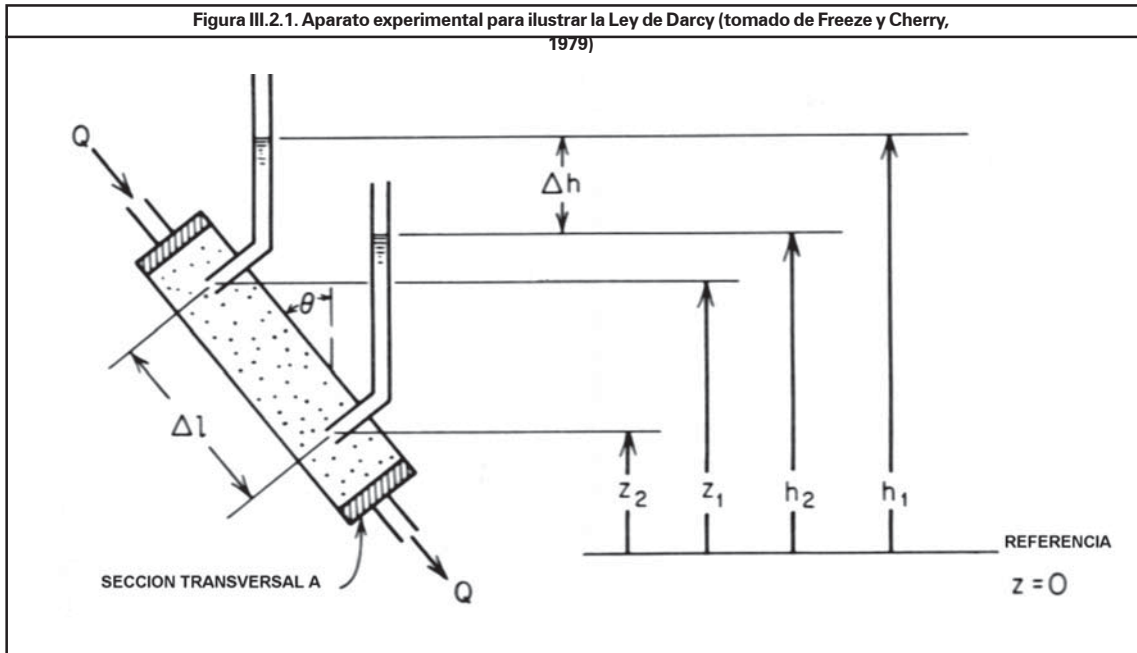
Dada la falta de agua para varios usos, por un tiempo las aguas subterráneas se trataron únicamente como un *recurso*, se puso mucho interés en el desarrollo de las aguas subterráneas para cubrir las necesidades humanas y por tanto se privilegió la construcción de pozos y el cálculo de la producción de los acuíferos. Sin embargo, en la actualidad se ha establecido su importancia dentro del medio ambiente, es parte de la problemática ambiental y también de la solución de problemas ambientales. Las aguas subterráneas forman parte inseparable del ciclo hidrológico y la comprensión de su papel es imprescindible si se quiere promover un análisis integrado del agua dentro de una cuenca hidrográfica.

En muchos países, las aguas subterráneas son quizá la fuente más importante de suministro de agua para varios usos. El crecimiento poblacional y por lo tanto industrial, agrícola y pecuario, ha puesto en peligro estas fuentes de suministro por la contaminación que generan, por lo que es necesario recurrir a su protección, si se quiere de alguna forma garantizar la supervivencia de la humanidad.

## **La Ley de Darcy**

Henry Darcy, con base en varios experimentos con arenas finas y con el uso de manómetros, determinó en 1856 lo que hoy es la ley universal del flujo en medios porosos. Su experimento consistía en introducir agua hasta que la muestra estuviera completamente saturada y que el caudal del ingreso a su sistema fuera igual al de salida. En

### SECCIÓN III. HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA



la figura III.2.1 se representa en forma esquemática el experimento realizado por Darcy sobre el flujo en medios porosos.

En esta figura, se anotan los siguientes parámetros:

$h_1, h_2$  alturas piezométricas

$\Delta l$  distancia entre los manómetros

$z = 0$  plano de referencia predeterminado

A partir de este experimento se pudo concluir que el flujo específico (velocidad de flujo, velocidad de Darcy), es la relación entre el caudal que circula por una sección transversal de medio poroso de área  $A$ .

$$v [L/T] = Q [L^3/T] / A [L^2/T] \quad \text{[III.2.1]}$$

El experimento demostró que la velocidad del flujo es directamente proporcional a la diferencia de carga hidráulica ( $h_1-h_2$ ) cuando  $\Delta l$  se mantiene constante, y que la velocidad del flujo es inversamente proporcional a la distancia entre manómetros, cuando la diferencia de carga hidráulica permanece constante. En virtud de estos antecedentes, se puede escribir la ley que rige el movimiento del agua en un medio poroso como:

$$v = -K \frac{dh}{dl}, \text{ donde} \quad \text{[III.2.2]}$$

$v$  es la velocidad de Darcy o flujo específico,  $h$  es la carga hidráulica,  $dh/dl$  es el gradiente hidráulico, y  $K$  es una constante de proporcionalidad, la cual es una propiedad del material sólido que está en el cilindro, y en la cual el gradiente hidráulico se mantiene constante. Esta constante se denomina "conductividad hidráulica" y tiene unidades de [l/s], con valores altos para arenas y gravas y valores pequeños para arcillas y rocas. Sus valores típicos pueden ser revisados en libros clásicos como los de Freeze y Cherry (1979), así como el de Todd (1980).

Alternativamente se puede escribir la ecuación de Darcy en función de la sección transversal que atraviesa el flujo, de la siguiente manera.

$$Q = -KiA, \quad \text{[III.2.3]}$$

donde  $Q$  es el caudal que atraviesa el cilindro,  $i$  es el gradiente hidráulico, definido anteriormente como  $dh/dl$  y  $A$  es el área de la sección transversal al flujo.

### Carga hidráulica y potencial fluido

Es conocido que el flujo natural en un medio poroso es un proceso netamente mecánico. Las fuerzas que inducen el flujo deben vencer las fuerzas de fricción existentes entre el flujo en movimiento y los granos del medio poroso. El flujo es acompañado por una transformación irreversible de energía mecánica en energía térmica mediante la resistencia de fricción. Los procesos naturales que involucran flujo requieren de un *gradiente de potencial* producido por la existencia de un trabajo necesario para cambiar de posición una partícula, para acelerar dicha partícula y para cambiar esa partícula de una presión determinada a una diferente de la presión de referencia.

La energía mecánica del movimiento de una masa fluida por unidad de masa proporciona el potencial fluido  $\phi$ , lo cual da la ecuación de Bernoulli para flujo incompresible en función de la posición de la partícula y de su presión de referencia, de la siguiente forma:

$$\phi = gz + \frac{1}{\rho}(P - P_0) \quad \text{[III.2.4]}$$

donde  $g$  es la gravedad,  $z$  es la posición de la partícula con respecto a un nivel de referencia dado,  $P$  es la presión del punto,  $P_0$  es la presión de referencia, y  $\rho$  es la densidad. Pero hay que preguntarse ¿existe alguna relación entre la carga hidráulica y el potencial fluido?

Recordando por hidrostática que:

$$P = \rho g\psi + P_0 \quad \text{[III.2.5]}$$

donde  $\psi$  es la carga de presión y  $P_0$  puede ser en este caso considerada como la presión atmosférica, o la presión estándar, se tiene que

$$P = \rho g(h - z) + P_0 \quad \text{[III.2.6]}$$

### SECCIÓN III. HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA

donde  $h$  es la carga hidráulica y  $z$  es la carga de elevación. Reduciendo las expresiones anteriores se tiene que:

$$\phi = gh \quad \text{[III.2.7]}$$

por lo que el potencial fluido de un líquido  $\phi$  es la carga hidráulica en ese punto multiplicada por la gravedad.

Dado que es común en Hidrología Subterránea tener condiciones en las cuales el movimiento del agua se realiza en condiciones de una frontera libre a la atmósfera, se puede determinar que la carga hidráulica en un punto es la suma de la carga de elevación más la carga de presión, de la siguiente forma:

$$h = z + \psi \quad \text{[III.2.8]}$$

En la práctica, la carga hidráulica en un punto se mide con la ayuda de un instrumento denominado *piezómetro*, el cual determina el nivel del agua y permite conocer tanto su posición como su presión. El uso de este instrumento sirve para determinar la dirección del flujo en aguas subterráneas.

La superficie equipotencial es la representación gráfica tridimensional de las cargas hidráulicas iguales, en tanto que las líneas equipotenciales son la representación bidimensional de la carga hidráulica.

#### Conductividad hidráulica y permeabilidad

La conductividad hidráulica en la ecuación de Darcy es función de las propiedades del medio poroso y del fluido. Sin embargo, es necesario buscar un parámetro que pueda describir las propiedades conductivas del medio poroso, independientemente del líquido que fluya a través del material poroso. Este parámetro es conocido como la permeabilidad  $k$  (en muchos textos conocido como *permeabilidad intrínseca*), y está relacionada de la siguiente manera:

$$K = \frac{k\rho g}{\mu} \quad \text{[III.2.9]}$$

donde,  $K$  es la conductividad hidráulica (m/s),  $k$  es la permeabilidad ( $\text{cm}^2$ ,  $\text{m}^2$ , medida en Darcys),  $\rho$  es la densidad del líquido,  $\mu$  es la viscosidad dinámica del fluido, y  $g$  es la aceleración de la gravedad. Un Darcy es la permeabilidad que lleva a una descarga específica  $v$  de 1 cm/s, para un fluido de una viscosidad de  $1 \times 10^{-3}$  Pa.s, bajo un gradiente hidráulico que da lugar a que  $\rho g dh/dl = 1 \text{ atm/cm}$ . En este caso, un Darcy es aproximadamente  $10^{-8} \text{ cm}^2$ .

#### Heterogeneidad y anisotropía de la conductividad hidráulica

La conductividad hidráulica  $K$  varía en el espacio dentro de una formación geológica (heterogeneidad), pero también varía de acuerdo a la dirección en la cual es medida en cualquier punto de la formación (anisotropía). Por lo tanto se dice que una formación geológica es homogénea si  $K$  es independiente de la posición dentro de la misma; y se dice que es heterogénea si  $K$  es dependiente de tal posición. En la práctica de aguas subterráneas se pueden distinguir varias clases de heterogeneidad: por capas o estratos, discontinua, y dirigida.

Un medio se denomina isotrópico si la conductividad hidráulica  $K$  es independiente de la dirección de medición en un determinado punto del medio, y se conoce como medio anisotrópico si  $K$  depende de la dirección. Basado en estas cuatro definiciones, los medios hidrogeológicos pueden clasificarse como: homogéneos e isotrópicos, homogéneos y anisotrópicos, heterogéneos isotrópicos, y heterogéneos anisotrópicos.

La conductividad hidráulica de un sistema hidrogeológico en el cual el flujo es perpendicular a los estratos, se define como:

$$K_z = \frac{d}{\sum_{i=1}^n \frac{d_i}{K_i}} \quad \text{[III.2.10]}$$

donde  $K_z$  es la conductividad hidráulica vertical equivalente para un sistema compuesto de  $n$  capas con un espesor de cada una de ellas de  $d_i$ , con un espesor total de  $d$ .

Para el caso de un flujo paralelo a las capas o estratos de un sistema hidrogeológico, la conductividad hidráulica efectiva se calcula como:

$$K_x = \sum_{i=1}^n \frac{K_i d_i}{d} \quad \text{[III.2.11]}$$

## 2.6. Ley de Darcy en tres dimensiones

Todos los flujos en sistemas hidrogeológicos son tridimensionales en la naturaleza y pueden ser anisotrópicos, razón por la cual es necesario generalizar la ecuación unidimensional de Darcy para el caso tridimensional, lo cual da las siguientes componentes:

$$v_x = -K_{xx} \frac{\partial h}{\partial x} - K_{xy} \frac{\partial h}{\partial y} - K_{xz} \frac{\partial h}{\partial z} \quad \text{[III.2.12]}$$

$$v_y = -K_{yx} \frac{\partial h}{\partial x} - K_{yy} \frac{\partial h}{\partial y} - K_{yz} \frac{\partial h}{\partial z} \quad \text{[III.2.13]}$$

$$v_z = -K_{zx} \frac{\partial h}{\partial x} - K_{zy} \frac{\partial h}{\partial y} - K_{zz} \frac{\partial h}{\partial z} \quad \text{[III.2.14]}$$

lo que demuestra que en realidad la conductividad hidráulica contiene nueve componentes dentro de un *tensor de conductividad hidráulica*.

### Flujo en medio no saturado. Nivel freático

Dadas las condiciones del balance hídrico cerca de la superficie terrestre, rara vez el suelo cerca de ella está saturado. Los vacíos en esta zona están parcialmente llenos de agua y el resto del espacio está relleno de aire. En tales circunstancias, el flujo de agua es no saturado o parcialmente saturado.

### SECCIÓN III. HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA

Se entiende por *nivel freático* a la superficie sobre la cual la presión fluida en los poros de un medio poroso es exactamente la atmosférica.

La ley de Darcy también puede ser utilizada para explicar la variabilidad de la carga hidráulica dentro de medios no saturados, para lo cual se debe tener presente que la conductividad hidráulica en estos medios se incrementa con el incremento del contenido de humedad en estos suelos, por lo tanto la ley de Darcy para flujos en medios no saturados, unidimensionales en un medio isotrópico, se puede expresar de la siguiente forma:

$$v_x = K(\psi) \frac{\partial h}{\partial x} \quad \text{[III.2.15]}$$

donde  $\psi$  es la carga de presión en el medio no saturado y  $K(\psi)$  es la conductividad hidráulica en un medio no saturado e implica que, dado un gradiente hidráulico constante, el flujo específico  $v$  se incrementa con el contenido de humedad.

#### Otras parámetros hidráulicos

A la hora de definir las características hidráulicas de una unidad acuífera, se puede llevar a cabo considerando los siguientes parámetros:

##### Transmisividad

La ley de Darcy ha sido expresada como  $Q = -kAi$ , si la sección aquí señalada es la del acuífero, esta sección tendrá una longitud  $L$  y una altura  $b$  (espesor de la zona no saturada);

$$Q = b L k i \quad Q = T L I \quad \text{[III.2.16]}$$

El producto de  $k * b$  es la transmisividad y sus unidades son  $m^2/día$  o  $cm^2/s$  ( $[L]^2 [T]^{-1}$ ).

Se define como el caudal que se filtra a través de una franja vertical de terreno de ancho unidad y de altura igual a la de la zona saturada bajo un gradiente unidad y a una temperatura fija de  $20^\circ C$  (en sí, es la capacidad de un medio para transmitir el agua).

Los valores de transmisividad son muy variables como lo son la conductividad hidráulica y el espesor de un acuífero. Valores superiores a  $1300 m^2/día$  son representativos de buenos acuíferos para instalar captaciones.

*El coeficiente de almacenamiento específico* de un acuífero saturado se define como el volumen de agua que una unidad de volumen de acuífero libera del almacenamiento subterráneo bajo la acción del descenso unitario de la carga hidráulica. El agua liberada del almacenamiento bajo la condición de decrecer la carga hidráulica se produce por dos mecanismos: a) la compactación del acuífero causada por el incremento del esfuerzo efectivo, y b) la expansión del agua causada por el decrecimiento de la presión fluida interna del acuífero. El almacenaje específico se define como:

$$S_s = \rho g(\alpha + \beta n) \quad \text{[III.2.17]}$$

donde,  $\rho$  es la densidad del fluido,  $g$  la aceleración de la gravedad,  $\alpha$  es la compresibilidad del medio poroso,  $\beta$  es la compresibilidad del líquido circulante.

El coeficiente de almacenamiento ( $S$ ) se define como el volumen de agua que un acuífero confinado libera de su almacenamiento por unidad de área de acuífero y por unidad de caída en la componente de la carga hidráulica normal a esa superficie. Se expresa como:

$$S = S_s b \quad \text{[III.2.18]}$$

o

$$S = \rho g(\alpha + n\beta)b \quad \text{[III.2.19]}$$

### Flujo en régimen o estado permanente y no permanente

El movimiento del flujo subterráneo se puede dar bajo dos regímenes; el estacionario y no estacionario:

*Régimen estacionario o permanente o estable:* no existe cambio en la cantidad de agua contenida en el sistema y por tanto la velocidad no varía con el tiempo ni tampoco con la carga hidráulica en cada punto. Por lo tanto no se toma agua del almacenamiento del acuífero y éste actúa como un mero transmisor de la recarga. Raramente se dará en la naturaleza.

*Régimen no estacionario, variable, transitorio o no permanente:* varía la cantidad de agua contenida en el sistema y por tanto hay una variación en el tiempo de la carga hidráulica en cada punto del sistema (variación del nivel piezométrico con el tiempo). En este caso el acuífero no sólo transmite agua sino que también la proporciona, entrando en juego el coeficiente de almacenamiento.

Un acuífero en explotación está en régimen dinámico, el cual puede ser estacionario o no estacionario según que la recarga iguale o no al caudal extraído.

### Algunas ecuaciones fundamentales en aguas subterráneas

El uso cada vez más frecuente de modelos matemáticos del flujo de agua en medios porosos hace que sea necesario identificar las ecuaciones fundamentales que gobiernan el movimiento del agua en estos medios. Por lo tanto, asumiendo que el lector tiene conocimientos básicos de hidráulica, se procederá a enumerar las ecuaciones diferenciales más importantes.

#### *Ecuación del flujo de agua en régimen permanente a través de un medio poroso homogéneo isotrópico*

El principio fundamental en que se basa la deducción de esta ecuación es la ley de conservación de masa para flujo permanente, la cual indica que la tasa de masa fluida que entra al volumen de control es igual a la tasa de masa que fluye fuera del volumen de control.

$$\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial z^2} = 0 \quad \text{[III.2.20]}$$

Esta es la conocida ecuación de Laplace, en la cual  $h$  es la carga hidráulica en el medio poroso isotrópico tridimensional,  $x$ ,  $y$ ,  $z$  son las coordenadas rectangulares. Al ser el medio isotrópico, las conductividades

### SECCIÓN III. HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA

hidráulicas en las tres direcciones son iguales entre sí, por lo cual la ecuación es independiente de la conductividad hidráulica. La solución de esta ecuación permite producir un mapa de contornos equipotenciales, y con la adición de las líneas de flujo, se puede determinar la red de flujo para el problema dado.

#### *Ecuación del flujo de agua en régimen no permanente*

La Ley de Conservación de Masa para flujo transitorio en un medio poroso requiere que la tasa neta de flujo de masa fluida que entra a un volumen de control elemental será igual a la tasa de cambio temporal del almacenamiento de masa fluida dentro del mismo volumen de control. Con base en esta definición es posible

$$\frac{\partial}{\partial x}(K_x \frac{\partial h}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y}(K_y \frac{\partial h}{\partial y}) + \frac{\partial}{\partial z}(K_z \frac{\partial h}{\partial z}) = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad \text{[III.2.21]}$$

Si el medio es homogéneo e isotrópico, esta ecuación se reduce a:

$$\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial z^2} = \frac{S_s}{K} \frac{\partial h}{\partial t} \quad \text{[III.2.22]}$$

o desarrollando  $S_s$ , se tiene que,

$$\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial z^2} = \frac{\rho g(\alpha + n\beta)}{K} \frac{\partial h}{\partial t},$$
 la cual se conoce como la *ecuación de difusión*. La solución  $h(x,y,z,t)$  describe

el valor de la carga hidráulica en cualquier punto en un campo de flujo para cualquier tiempo  $t$ . La solución requiere que se conozcan los tres parámetros hidrogeológicos,  $K$ ,  $\alpha$ ,  $n$ , y los parámetros de los fluidos,  $\rho$  (densidad) y  $\beta$  (compresibilidad).

Para el caso especial de un acuífero horizontal confinado de espesor  $b$ ,  $S = S_x S b$  y  $T = K b$ , la ecuación bi-dimensional de difusión se puede escribir de la siguiente manera:

$$\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} = \frac{S}{T} \frac{\partial h}{\partial t} \quad \text{[III.2.23]}$$

La solución  $h(x,y,t)$  describe el campo de cargas hidráulicas en cualquier punto sobre un acuífero horizontal en cualquier tiempo  $t$ , asumiendo que se conocen los parámetros del acuífero  $S$  y  $T$ .

#### *Ecuación de flujo no saturado en régimen no permanente*

Primeramente se define el grado de saturación  $\theta'$  como  $\theta' = \theta/n$ , donde  $\theta$  es el contenido de humedad y  $n$  es la porosidad del medio poroso en consideración. Para el flujo en un volumen de control elemental que puede estar parcialmente saturado, la ecuación de continuidad determina la tasa temporal del cambio del contenido de humedad, así como también la tasa temporal del cambio de almacenamiento debido a la expansión del agua y la compactación del acuífero. El término  $\rho n$  de la ecuación básica de flujo saturado transitorio, se transforma entonces en  $\theta n \rho'$  y la ecuación queda como:



$$-\frac{\partial(\rho v_x)}{\partial x} - \frac{\partial(\rho v_y)}{\partial y} - \frac{\partial(\rho v_z)}{\partial z} = n\theta' \frac{\partial \rho}{\partial t} + \rho\theta' \frac{\partial n}{\partial t} + n\rho \frac{\partial \theta'}{\partial t} \quad \text{[III.2.24]}$$

Para el caso de flujo no saturado, los dos primeros términos del miembro de la derecha de esta última ecuación son mucho más pequeños que el tercer término, por lo que pueden ser eliminados. Recordando la Ley de Darcy para flujo no saturado  $v_x = -K(\psi) \frac{\partial h}{\partial x}$  y reconociendo que  $n d\theta' = d\theta$ , lleva a

$$\frac{\partial}{\partial x} \left[ K(\psi) \frac{\partial h}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[ K(\psi) \frac{\partial h}{\partial y} \right] + \frac{\partial}{\partial z} \left[ K(\psi) \frac{\partial h}{\partial z} \right] = \frac{\partial \theta}{\partial t} \quad \text{[III.2.25]}$$

Se acostumbra poner esta última ecuación dentro de una forma donde la variable independiente sea  $\theta$  o  $\psi$ . Recordando que la carga hidráulica es igual a la carga de presión más la carga de posición ( $h = \psi + z$ ) y que  $C = d\theta/d\psi$ , se tiene que:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left[ K(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[ K(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial y} \right] + \frac{\partial}{\partial z} \left[ K(\psi) \left( \frac{\partial \psi}{\partial z} + 1 \right) \right] = C(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial t} \quad \text{[III.2.26]}$$

la cual es la ecuación que tiene su base en la carga de presión para expresar el flujo transitorio a través de un medio poroso no saturado, comúnmente conocida como la *Ecuación de Richards*. La solución  $\psi(x,y,z,t)$  describe el campo de la carga de presión en un campo de flujo en cualquier tiempo. Se puede fácilmente determinar la carga hidráulica ya que se conoce que  $h = \psi + z$ , para lo cual se requiere conocer las curvas características  $K(\psi)$  o  $\theta(\psi)$ .

### Flujo en medios fracturados

En medios consolidados el agua circula por grietas, fracturas y diaclasas. Si éstas forman una red densa, el medio puede comportarse macroscópicamente de forma semejante a un medio poroso anisótropo.

El movimiento del agua en estos terrenos dependerá de la orientación de esta red de fisuras y de la inclinación relativa de unos sistemas respecto a los otros. La forma de la superficie freática depende de las orientaciones de las fisuras y de su frecuencia y anchura.

Si estas fracturas son pequeñas (< 1 mm) el flujo es laminar, pero si estas grietas se desarrollan por disolución pueden formarse conductos con circulación en régimen turbulento por lo que se pueden aplicar las leyes de la hidráulica superficial.



# Capítulo III.3. Piezometría y redes de flujo

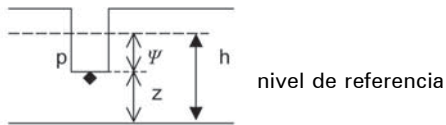
Aunque ya ha sido tratado en el capítulo anterior, a modo de resumen recuerdese que en forma general el nivel piezométrico se define como:

$$h = \Psi + z$$

$h$  nivel piezométrico (carga hidráulica)

$\Psi$  carga de presión

$z$  carga de elevación: altura del punto medida sobre el plano de referencia  
(que suele ser el nivel del mar)



$h$  es la carga hidráulica, que es la suma de dos componentes: la elevación del punto ( $z$ ) y la carga de presión ( $p$ ). Esta relación de cargas es fundamental para comprender el flujo de agua subterránea.

La unidad de todos los términos es la longitud [L] y se expresa en metros de agua (se indica el agua ya que las medidas dependen de la densidad del fluido).

El movimiento del agua se debe a variaciones del nivel piezométrico  $h$  (diferencias de carga), de modo que el agua circula de un valor mayor de  $h$  a la de menor  $h$ .

Para medir esta elevación del nivel del agua en laboratorio, se usa un tubo o tubería que es el manómetro y en el campo el piezómetro (generalmente un pozo o sondeo). Hay que puntualizar que el punto de medida en un piezómetro es la base y no el nivel de la superficie del fluido.

Normalmente se utilizan varios piezómetros para de esta forma determinar el flujo de agua subterránea. Este flujo siempre va desde los valores más altos a los más bajos. Si se conocen la diferencias entre varias  $h$  y la distancia entre los piezómetros, podemos calcular el gradiente hidráulico.

El gradiente hidráulico se define como la pérdida de carga por unidad de longitud, es decir:

$$i = - \lim \Delta h / \Delta s = - dh / ds \quad (\text{el signo negativo indica nivel piezométrico decreciente}) \quad [\text{III.3.1}]$$

### SECCIÓN III. HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA

Las superficies equipotenciales son aquellas que cumplen  $h(x, y, z) = 0$ ; es decir, aquellas sobre las que  $h$  toma el mismo valor. Son superficies casi verticales, excepto en las proximidades de zonas de entrada o salida de agua (manantiales, sumideros), con igual altura piezométrica o isopieza.

Trayectoria: se define como el lugar geométrico de las sucesivas posiciones medias de una partícula de fluido (es una definición más teórica que real).

Líneas de corriente: aquellas líneas que en un momento dado son tangentes constantemente a los vectores velocidad. Son líneas perpendiculares a las líneas equipotenciales (isopiezas).

En régimen estacionario las líneas de corriente son siempre las mismas y coinciden con las trayectorias. En régimen no estacionario las líneas de corriente varían de un momento a otro, de acuerdo con las variaciones de potencial que se produzcan; en este caso las trayectorias son líneas diferentes de las de corriente.

#### Aspectos prácticos de las medidas piezométrica

Se realizan medidas en todo punto que permita un acceso al acuífero, como son:

- pozos y galerías (si están en funcionamiento dan valores dinámicos)
- manantiales: señalan niveles de base si son permanentes
- zonas pantanosas : son una superficie de nivel constante
- piezómetro: pozos de diámetro pequeño contruidos específicamente con este fin.

Las medidas piezométricas pueden ser:

*Instantáneas.* Se realizan mediante la denominada sonda de nivel que se basa en la observación de la profundidad del agua mediante el cierre de un circuito eléctrico cuando el elemento detector establece contacto con el agua. Constan de electrodo, cable eléctrico y detector.

Otro tipo de sonda es por flotador. Consiste en un cable metálico en cuyo extremo se coloca un flotador, que al contacto con la superficie del agua provoca la pérdida de tensión en el cable y el accionamiento de un sistema de frenado. Presenta inconvenientes

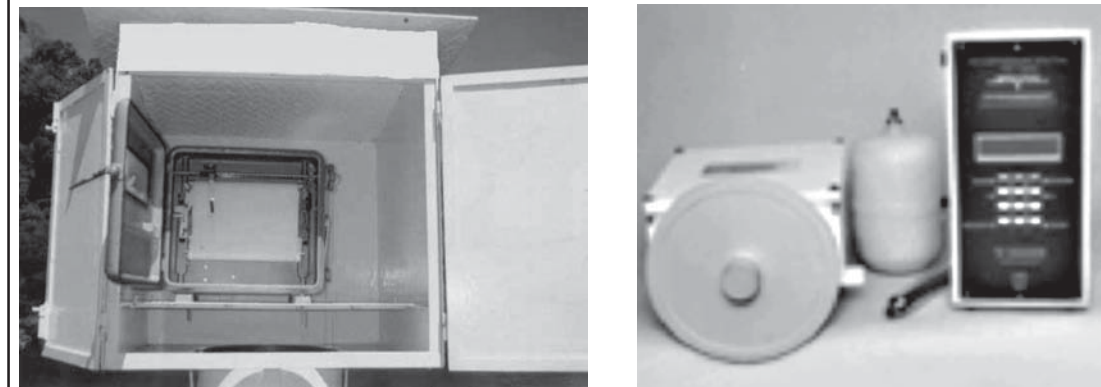
*Medidas continuas no registradas.* Se llevan a cabo con un limnómetro que se instala en el pozo de observación. Consta de un sistema de flotador y contrapeso que debe estar bien calibrado para las oscilaciones previstas de nivel. Da buen resultado en profundidades no muy elevadas.

*Medidas continuas registradas.* Se realizan con un limnógrafo (figura III.3.1) que además de medir continuamente el nivel mediante flotador y contrapeso posee un sistema de registro gráfico con un papel enrollado a un cilindro que gira uniformemente accionado por un mecanismo de relojería. El giro completo del tambor suele ser semanal, pero puede adecuarse a otras necesidades (diario, mensual o trimestral).

Las medidas a realizar en los distintos puntos de observación deben de ser simultáneas, entendiéndose por tales aquellas que se realizan dentro de un periodo de tiempo tan corto que no se presuman variaciones debidas a recargas o fuertes bombeos. La periodicidad de las medidas depende del objetivo perseguido pero normalmente basta con medidas trimestrales.

La profundidad del nivel piezométrico se mide desde una determinada referencia, para conocer el nivel piezométrico es preciso conocer la cota de la referencia respecto a un punto fijo como es el nivel del mar. Por

Figura III.3.1. Limnigrafo digital a presión



lo tanto es necesaria una nivelación topográfica de las distintas referencias. En trabajos preliminares en los que el error de algunos dm es tolerable puede bastar la nivelación obtenida de planos topográficos.

Hay que conocer las características del punto de observación ya que se cometen errores al considerar de igual manera las medidas procedentes de piezómetros perfectos y de piezómetros imperfectos.

Un piezómetro es puntual cuando sirve para determinar el nivel piezométrico en un punto (comunicado con el acuífero en un punto o longitud muy corta). Si la comunicación con el acuífero se establece en una cierta longitud el valor obtenido es un valor medio de las alturas piezométricas en esa longitud, y si está comunicado en todo el espesor del acuífero se obtiene el nivel piezométrico medio.

Si el nivel piezométrico varía a lo largo de una misma vertical esta variación debe determinarse (si interesa) por medio de una serie de piezómetros puntuales a diferentes profundidades

### Oscilaciones de los niveles piezométricos

Las variaciones del nivel piezométrico en el tiempo se representan en hidrogramas. En estos gráficos se visualizan las oscilaciones y la posible tendencia de variación de los niveles. Las oscilaciones periódicas pueden ser estudiadas mediante análisis armónico y la tendencia por técnicas estadísticas.

En general el nivel piezométrico medio de un acuífero, en un periodo suficientemente grande, es constante, excepto cuando el hombre interfiere.

Estas oscilaciones se pueden clasificar en rápidas y de periodos largos:

a) *Oscilaciones rápidas* (menos de un minuto a poco más de un día)

- Que se deben a cambios de presión atmosférica (oscilación periódica)

En acuíferos cautivos se nota un descenso de nivel en pozos como consecuencia de un incremento en la presión atmosférica, y un ascenso como consecuencia de su disminución. El incremento de carga sobre el

### SECCIÓN III. HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA

agua del pozo causado por el aumento de la presión se reparte entre el terreno y el agua, es decir, aumenta la presión intergranular y la presión del agua. Estas variaciones raramente superan los 0.26 m. En acuíferos semiconfinados también se notan estas oscilaciones.

En acuíferos libres no debe mostrarse este efecto, ya que la variación de presión actúa sobre el punto de observación y sobre el agua del acuífero.

- Que se deben a los cambios de nivel de aguas superficiales (efecto de mareas) (oscilación periódica)

Si hay un acuífero cautivo bajo el mar o cualquier masa de agua superficial extensa (lago o embalse) toda elevación del nivel de agua libre supone una sobre recarga, la cual se reparte entre el terreno y el agua. Si se tiene un pozo, el nivel aumenta a consecuencia de la elevación de agua libre para equilibrar el incremento de presión de agua.

Este efecto se pierde (se amortigua) tierra adentro por efecto de la pérdida de carga de circulación.

En acuíferos libres también existe este fenómeno, pero las oscilaciones se amortiguan más rápidamente por el mayor valor del coeficiente de almacenamiento.

- Que se deben a la evapotranspiración (oscilación periódica)

Los acuíferos libres con nivel piezométrico próximos a superficie, o sometidos a la acción de las plantas, sufren un efecto de evaporación y/o evapotranspiración directa que alcanza un valor máximo durante el día y mínimo por la noche.

El efecto de evapotranspiración directa es apreciable cuando el nivel piezométrico está a menos de 1 m de la superficie del terreno. Si hay plantas puede ser de hasta 10 m de profundidad (normal 2-3 m.). Las oscilaciones no suelen superar los 10 cm.

- Que se deben a sobrecargas o descargas del terreno (no periódicas)

Paso de trenes, camiones de gran tonelaje, etc., cerca del piezómetro de observación

Efectos de terremotos, explosiones.

- Que se originan por extracción de agua subterránea. Periódicas y no periódicas

#### *b) Oscilaciones de periodo largo (se repiten con base en un ciclo semianual o de varios años)*

- Que se originan por las variaciones en la recarga por precipitación

La recarga por efecto de lluvia se produce estacionalmente, con mayor intensidad en unas épocas que en otras y de forma variable según los años.

La recarga origina una elevación del nivel del agua, que después se extiende hacia los lugares de descarga dando origen a un descenso de niveles (recesión) que se mantiene hasta el siguiente periodo de recarga. Esta recesión es tanto más rápida cuanto mayor es la transmisividad del acuífero, menor el coeficiente de almacenamiento, y menor la distancia al lugar de salida.

En climas húmedos o semihúmedos la recarga producida en las estaciones húmedas casi siempre alcanza el acuífero y entonces se tiene un ciclo anual o semianual. En climas secos las variaciones más importantes responden a la secuencia de años secos y años húmedos.

Las variaciones estacionales se amortiguan en profundidad y, además, cuanto más profundo es el nivel freático, con más retraso se produce el efecto de recarga.

- Por recarga desde un río

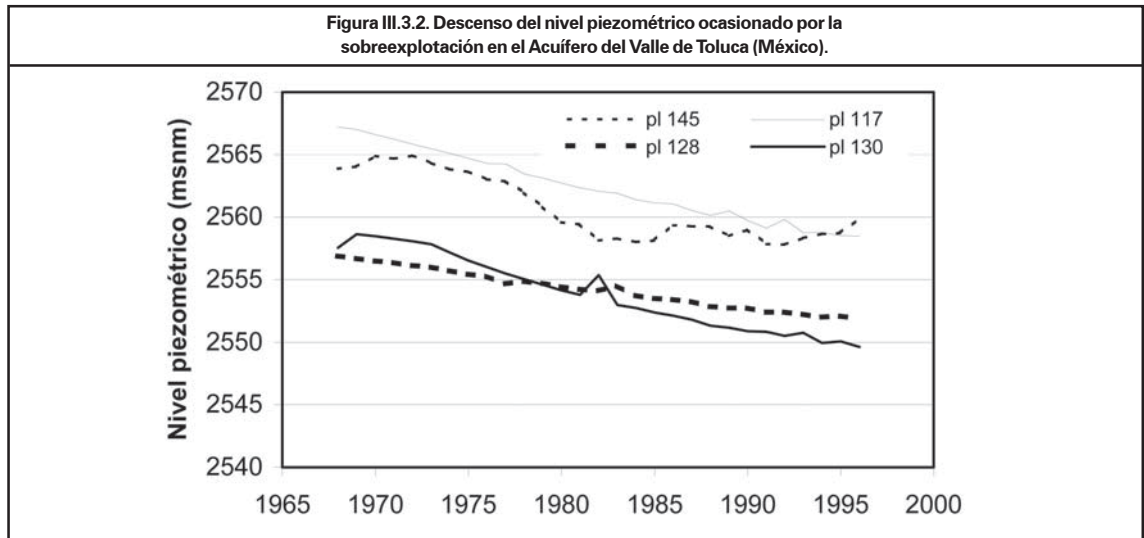
El nivel piezométrico oscila de acuerdo con los niveles del río. Existe una distancia a partir de la cual puede suponerse que las variaciones rápidas de caudal del río apenas afectan al acuífero.

En épocas de avenidas y aguas altas la recarga es importante, debido a la descolmatación parcial de lecho del río y a que el agua afecta a porciones secas y permeables por desecación o por el establecimiento de vegetación, además de una mayor superficie mojada y una mayor carga de agua.

Con respecto a las tendencias de los niveles piezométricos cabe señalar que las variaciones interanuales son pequeñas debido a que los acuíferos tienen un almacenamiento de agua elevado.

Las variaciones para largos periodos dependen de la sucesión de años secos y años húmedos; por lo tanto, para asegurar la existencia de una tendencia es necesario periodos de registros de 30 o más años.

En acuíferos sobreexplotados puede tenerse una tendencia al descenso cuando la recarga es inferior a la extracción de agua (figura III.3.2).



### Trazado de curvas isopiezas

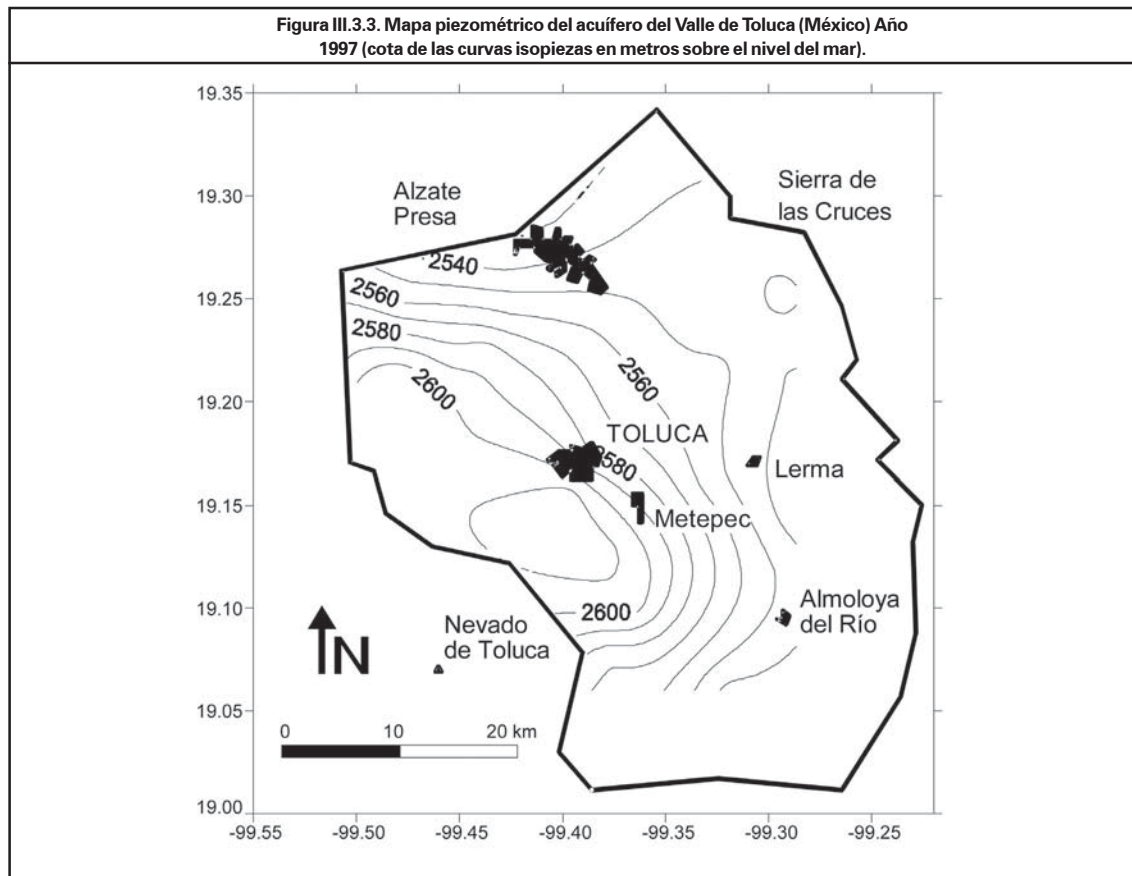
A partir de los valores de nivel piezométrico en una serie de puntos se pueden trazar las curvas isopiezas (que unen puntos con igual valor del nivel piezométrico), los cuales sirven para definir la superficie piezométrica (figura III.3.3). En base a estas curvas se pueden trazar las líneas de corriente que deben ser normales a las isopiezas.

Los métodos que se utilizan son: por interpolación triangular, por interpolación interpretativa y con tratamiento informáticos (krigeage).

### SECCIÓN III. HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA

La equidistancia entre líneas depende del número y repartición espacial de los datos, pendiente de la superficie piezométrica y precisión de las medidas. En planos de detalle a grandes escalas se dibujan equidistancias de 1 metro (escala 1: 10,000 o 1:25,000) y a escalas menores puede ser de más de 5 metros.

Una vez dibujadas las isopiezas es usual indicar la dirección del flujo mediante flechas y las divisiones de aguas subterráneas.



#### Interpretación de mapas de isopiezas

Los mapas de isopiezas o mapas piezométricos permiten realizar (Custodio y Llamas, 1983):

a) Análisis morfológico de la superficie piezométrica

- Trazado de líneas de corriente
- Ejes principales de flujo
- Perfiles piezométricos



- Régimen de flujo uniforme o no uniforme
  - Tipos de superficies
  - Definición de áreas de carga y descarga (curvas cerradas).
- b) Estudio de la estructura del acuífero
- Identificar heterogeneidades y anomalías del acuífero
  - Identificar bordes impermeables (isopiezas perpendiculares al límite)
  - Evaluar la distribución espacial de parámetros hidrodinámicos (permeabilidad, T y flujo).
- c) Estudio del comportamiento hidrodinámico
- Por medio de la aplicación de la Ley de Darcy ( $Q = -KAi$ ) se puede calcular el caudal que circula para una sección dada del acuífero
- Además, considerando un caudal constante para una misma anchura de sección se tiene que cumplir que  $T_1 i_1 = T_2 i_2$ , siendo T la transmisividad e i el gradiente hidráulico, por lo que las variaciones de transmisividad se reflejarán en el gradiente (a mayor separación de curvas isopiezas valores más altos de transmisividad).
- d) Análisis de fluctuaciones piezométricas
- Se pueden trazar mapas piezométricos para distintas fechas y comparar para comprobar si ha habido descensos o incrementos del nivel piezométrico o variaciones en las direcciones de flujo del agua subterránea.



# Capítulo III.4. Prospección de aguas subterráneas

Los materiales terrestres, las rocas, van a constituir el soporte físico en el que se almacenan y mueven las aguas subterráneas, por lo que es necesario tener un conocimiento básico sobre su estructura geológica así como de la naturaleza de dichos materiales de comenzar cualquier estudio y/o trabajo hidrogeológico.

Las rocas, según su origen, se clasifican en:

- *Rocas exógenas* (sedimentarias): aquellas que se forman en la superficie terrestre
  1. Rocas detríticas o terrígenas
  2. Rocas carbonatadas y evaporíticas
  3. Rocas de origen orgánico (muy poco importantes en hidrogeología).
- *Rocas endógenas*: aquellas que se originan a una cierta profundidad
  1. Rocas ígneas
  2. Rocas metamórficas.

Desde 1960, la demanda de recursos de aguas subterráneas ha aumentado rápidamente pero estos recursos son a veces difíciles de encontrar, ya que muchos de ellos, sobre todo los más superficiales, han sido sobreexplotados, lo que ha provocado que cada vez se busque agua en formaciones acuíferas profundas.

Para su localización se utilizan diversas técnicas de exploración, entendidos como el conjunto de operaciones o trabajos que permiten la localización de acuíferos o embalses subterráneos de los que se puede obtener agua en cantidad y calidad adecuada para el fin que se pretende.

Las principales técnicas de exploración son (Driscoll, 1995):

1. Realización y/o consulta de mapas hidrogeológicos (cartografía geológica, hidrogeológica e hidroquímica) para conocer y valorar el medio, con el fin de llevar a cabo un buen emplazamiento del sondeo o captación.
2. Estudios geofísicos de superficie y de profundidad (métodos geofísicos eléctrico, gravimétricos, electromagnéticos, sísmicos de reflexión y refracción).
3. Sondeos de reconocimiento:
  - a. Localización geográfica de sondeos de reconocimiento
  - b. Obtención de muestras representativas de los sondeos

### SECCIÓN III. HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA

- c. Realización de registros geofísicos en sondeos (resistividad y potencial espontáneo para diferenciar litologías, radiación gamma, sonda de neutrones y sondas acústicas para determinar porosidades, temperatura para detectar pequeños acuíferos, etc)
- d. Determinación del nivel estático del agua en cada formación permeable
- e. Obtención de muestras de agua de cada nivel acuífero para determinar su calidad.

Antes de que proliferaran los sistemas de captación por medio de sondeos (cuando el único método conocido y fácil de aplicar era el de percusión mediante un dispositivo que dejaba caer un trépano alternativamente) las obras más comunes de captación eran los pozos de medio y gran diámetro y galerías excavadas.

Las nuevas tecnologías propiciaron el desarrollo de captaciones de agua por medio de sondeos, relegando a segundo término a captaciones tradicionales.

Las ventajas de los sondeos para captación de aguas subterráneas son múltiples y entre ellas destacan la profundidad alcanzada, los distintos diámetros, la rapidez de ejecución y el menor costo de la obra.

Los métodos mas utilizados en la investigación y exploración de aguas subterráneas son: percusión, rotación (con circulación directa o inversa) y rotopercusión. Los diámetros de perforación y la profundidad se calculan en función del diámetro de las cámaras de bombeo, con el fin de que sea suficiente para la instalación de bombas sumergidas a grandes profundidades.

**Métodos tradicionales de captación de agua subterránea** (López Gimeno, 2001).

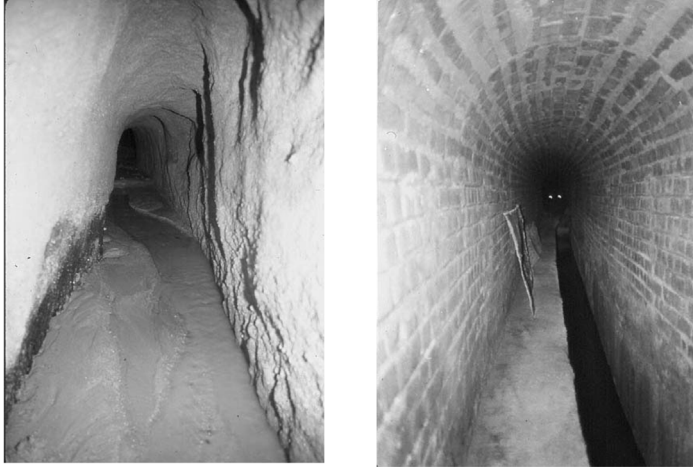
*Pozos excavados*: consiste en una obra de excavación del terreno hasta alcanzar la capa de materiales permeables saturada en agua, que puede continuarse hasta alcanzar una capa impermeable. La sección o forma de los pozos es generalmente circular o elíptica, aunque en algunos casos puede ser rectangular o cuadrada (figura III.4.1). Estos pozos se excavan a mano con pico y pala o con perforación y voladuras. El material es retirado con un torno o aparato elevador.

Figura III.4.1. Pozo excavado de gran diámetro.



*Galerías filtrantes:* Es una excavación subhorizontal en el terreno. Puede perforarse desde un talud en materiales permeables, con su muro situado en materiales impermeables, o a través de pozos que alcancen la zona saturada y uniéndolos mediante galerías (ver, figura III.4.2). Los métodos de excavación de las galerías son los mismos que en los pozos, pero en la actualidad se utilizan minadores y topos para su realización, por lo que su rendimiento de penetración es muy superior a los manuales

Figura III.4.2. Qanat. Sistema de abastecimiento mediante galerías filtrantes.



*Zanjas de drenaje:* son excavaciones superficiales de gran longitud y altura variable que se utilizan para drenar los acuíferos superficiales. En el fondo se colocan tubos filtrantes, hasta un pozo colector (figura III.4.3).

Figura III.4.3. Zanja de drenaje



### SECCIÓN III. HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA

#### Sondeos para captación de agua

*Percusión con cable:* consiste en dejar caer alternativamente un trépano desde cierta altura, sujeto a la excéntrica de caída por un cable metálico, estando ésta accionada por un motor, generalmente de gasoleo.

Los trépanos tienen distintos pesos y diámetros, en función de la roca a perforar y del diámetro con que se proyecta el sondeo.

*Rotación directa:* es una barra giratoria a la que se acopla en su extremo una boca de material duro o un tricono, y es accionada por un motor. El fluido de perforación se inyecta a través de las barras de perforación y se extrae por el espacio anular.

*Rotación inversa:* es similar al método anterior, se diferencia sólo en el sistema de circulación de fluidos. En este caso se vierten directamente en la perforación y se extraen a través del varillaje, lo que produce una depresión sobre las paredes del pozo que favorece la entrada de agua de los acuíferos en el sondeo.

*Rotopercusión:* es una sarta de perforación donde se inyecta aire comprimido a través del varillaje, para accionar un martillo neumático de fondo que golpea directamente el útil de perforación.

Tabla III.4.1. Métodos de perforación según la naturaleza de los terrenos.

	Rocas no Consolidadas		Rocas consolidadas
	Arenas, arcillas, margas y gravas	Cantos rodados y terrazas aluviales	Granito, calizas, dolomías, cuarcitas
Cualquier H			
Cualquier Q	Circulación directa e inversa	Percusión	Percusión
H ≤ 150 m			
Q = 40L/s	Circulación inversa	Percusión	Rotopercusión
150 ≤ H ≤ 200			
Q = 20 L/s	Circulación inversa	Percusión	Rotopercusión
H = profundidad			
Q = caudal			

Fuente: López Gimeno, 2000

En el siguiente capítulo (Capítulo III.5) se presenta una descripción detallada de estos métodos así como de los métodos tradicionales.

#### 4.2. Rocas terrígenas

Son rocas sedimentarias detríticas, formadas en superficie por la acumulación (sedimentación) de detritos procedentes de otras rocas preexistentes que han sufrido un proceso de erosión y transporte.

La sedimentación de grandes espesores de material requiere de una gran depresión que pueda ser rellenada con sedimentos, la cual recibe el nombre de cuenca sedimentaria. Las cuencas pueden ser de tipo continental (fluvial, glaciario, desértico y lacustre) o marino, cuyos depósitos se producen en la zona nerítica, batial o abisal.

Esas partículas se van acumulando formando depósitos horizontales denominados estratos (característicos de las rocas sedimentarias) de material suelto, poroso y con gran cantidad de agua en su interior. Deformaciones tectónicas posteriores pueden variar esta geometría apareciendo los estratos inclinados, verticales e incluso invertidos.

Según se incrementa el nivel del depósito con aportes posteriores, los más antiguos se van enterrando y quedando aislados del medio acuoso (disminución de la porosidad). Al estar sometidos a presiones cada vez más elevadas se produce una compactación en la que el material deja de estar suelto para formar una roca. El grado de compactación dependerá del tamaño y tipo de grano, del contenido en materia orgánica y del contenido de arcillas en el depósito.

Si los sedimentos se acumulan en aguas cargadas de ciertas sustancias que al precipitarse cementan las partículas sólidas, se producirá una cementación (Custodio y Llamas, 1976). La cementación rellena parcialmente los poros, disminuyendo la porosidad; puede interrumpir la comunicación entre ellos, disminuyendo la permeabilidad; y aglutina a los granos minerales transformándolos en un material coherente, la roca.

La compactación y cementación forman parte de un proceso de transformación llamado diagénesis, que concluye cuando se ha producido un endurecimiento o litificación del depósito obteniéndose la roca. La diagénesis estará condicionada por las características del propio sedimento como las del ambiente en el que se ha depositado.

Por tanto, estas rocas estarán formadas por esas partículas de mayor o menor grosor, por una matriz de arena fina o arcilla que rellena los huecos y por el cemento (precipitados químicos que se forman en los poros como producto directo de los procesos diagenéticos, y que ayudan a mantener las partículas unidas). El tamaño y la forma de los clastos dependerá del tipo de erosión y transporte; el medio y el tiempo de transporte dejarán cantos más o menos redondeados. Según el tamaño de los granos minerales que lo componen (escala de Wentworth, tabla III.4.2), se pueden clasificar en:

*Conglomerados*: formados por fragmentos, clastos, *grava* de tamaño superior a 2 mm dentro de una matriz de partículas muy finas (figura III.4.4). Si los cantos son redondeados se habla de pudingas, y si son angulosos se

Tabla III.4.2. Clasificación elemental de los materiales terrígenos.

Tamaño de partículas	Material no consolidado	Material consolidado
> 2mm	Gravas	Conglomerados
2-0,06 mm	Arenas	Areniscas
0,06 – 3,9 10 <sup>-3</sup>	Limos	Limolitas
< 3,9 10 <sup>-3</sup>	Arcillas	Arcillitas

Figura III.4.4. Conglomerados.



### SECCIÓN III. HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA

llaman brechas. Los cantos redondeados pueden ser consecuencia de la abrasión experimentada durante el transporte en lechos fluviales o a lo largo de playas (Strahler, 1987). La figura III.4.5 muestra un depósito de conglomerados en la parte inferior, donde se pueden ver los clastos redondeados embebidos en una matriz arcillosa, y otro de areniscas en la parte superior.

Figura III.4.5. Estratos de conglomerados y areniscas.



*Areniscas*: son capas de arenas consolidadas. Los granos minerales tienen tamaño *arena* que oscila entre 2 mm y 1/16 mm. Pueden estar formadas por cualquier mineral, aunque el más frecuente es el cuarzo debido a su abundancia y resistencia a la abrasión química y mecánica. En este caso se denominan ortocuarzitas. Si además de cuarzo presenta feldespato se denomina arcosa y si presenta un gran contenido en arcillas son grauvacas.

*Limolitas*: el tamaño de grano es muy fino, entre 1/16 y 1/256 mm, está poco cementado y su mineralogía es variada. Generalmente han sido transportados en suspensión por los ríos (figura III.4.6).

*Arcillitas*: son las que tienen un tamaño de partícula menor (inferior a 1/256 mm) e indican que se han formado en un ambiente tranquilo, pues estos pequeños granos se depositan por decantación. Las arcillas son sedimentos porosos pero impermeables, por lo que absorben agua aumentando su volumen, arcillas expansivas, o lo disminuyen cuando se secan. Al no ser permeables el agua discurre por su superficie (figura III.4.6).

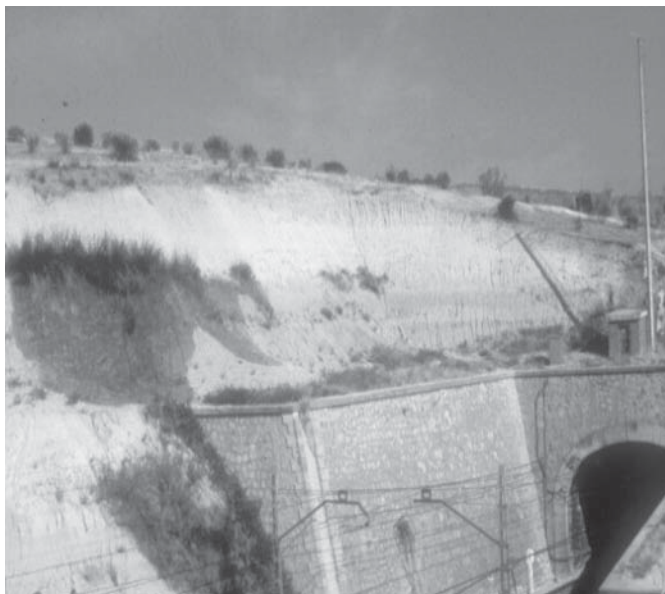
En la figura III.4.6 se observan estratos horizontales de limos y arcillas.

Los depósitos de materiales de tamaño de grano de grava o arena son de gran interés desde el punto de vista hidrogeológico, porque originan buenos acuíferos por porosidad. Al ser muy porosos, permeables y de poca profundidad, aportan abundantes caudales de agua si se explotan adecuadamente. Por el contrario, las arenas finas, arenas arcillosas o la mezcla de limos, arenas y arcillas drenan mal, constituyendo acuíferos más pobres.

Las rocas detríticas de grano fino presentan porosidades relativamente elevadas (que disminuye con la profundidad) por lo que pueden almacenar grandes cantidades de agua, pero como la permeabilidad es muy



Figura III.4.6. Estratos horizontales de limos y arcillas.



baja, se dificulta el movimiento del agua, sobre todo si no están agrietadas o fracturadas. Si los estratos son más o menos horizontales actúan, aunque no totalmente, como confinantes. En las de grano medio, las areniscas, la permeabilidad es menor que la de los sedimentos no consolidados ni cementados (Davis y De Wiest, 1971).

Generalmente las rocas detríticas no consolidadas constituyen el ejemplo más típico de formaciones geológicas permeables por porosidad, y los acuíferos son los que proporcionan mayores volúmenes de agua subterránea. Además, si estos depósitos son de edad reciente (terciarios o cuaternarios), pueden constituir acuíferos libres y estar conectados a cursos fluviales. Dentro de estas rocas no consolidadas, se pueden destacar los depósitos ligados a valles tectónicos, los depósitos de origen eólico, los depósitos de llanuras costeras y los depósitos de origen glaciar.

Los depósitos que rellenan las cuencas tectónicas, suelen ser de origen muy diverso, no sólo fluvial (terrígenos), sino que también suele haber materiales de origen lacustre, eólico, glaciar, etc. El espesor de los materiales contenidos en estas depresiones suele ser considerable, por lo que constituyen excelentes reservas de agua dulce. Desde el punto de vista hidrogeológico, sólo tienen interés los primeros centenares de metros, ya que en las zonas profundas el agua puede estar muy mineralizada y disminuye la permeabilidad y la porosidad por compactación.

Los depósitos de origen eólico más interesantes, desde el punto de vista del recurso agua, son las dunas, formadas por arenas (generalmente silíceas) muy bien clasificadas ( $\varnothing$  entre 0,1 y 0,3 mm). Los loes también tienen un tamaño muy uniforme, pero mucho más fino ( $\varnothing$  6,06 a 0,002 mm), por lo que no suelen ser considerados como acuíferos, pero pueden constituir acuitardos y tener altos ratios de infiltración (Custodio y Llamas, 1976).

### SECCIÓN III. HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA

En la fase de exploración es necesario (sobre todo cuando se quieren obtener volúmenes de agua considerables) la realización de un estudio geológico detallado, que ponga especial énfasis en los aspectos geomorfológicos y sedimentológicos que tengan especial significado hidrogeológico. También es necesario realizar un inventario de pozos existentes, con el fin de obtener las características hidrogeológicas de la zona a estudiar, que facilitará la investigación y reducirá costos posteriores.

Los métodos geofísicos de superficie (sondeos eléctricos verticales y sísmica de refracción) son adecuados para determinar el espesor de los sedimentos cuando no están a mucha profundidad (entre 0 y 50 m). La fiabilidad de los SEV, dependerá de las características físicas de los materiales y de las diferencias entre resistividades que presenten. Cuando estas diferencias no son significativas puede completarse el estudio con sísmica de refracción. Para profundidades mayores, es recomendable realizar registros geofísicos en sondeos.

Los sondeos de reconocimiento y su consiguiente estudio granulométrico, son muy útiles para la obtención de muestras que permitirá fijar con mayor precisión las características de los filtros a instalar.

Dentro de las rocas terrígenas consolidadas, las de grano grueso (areniscas y conglomerados) son las más interesantes desde el punto de vista hidrogeológico, ya que las de grano fino (limolitas y arcillitas), son muy poco permeables y sólo pueden tener consideración como acuitardos.

La porosidad eficaz de las rocas detríticas no consolidadas oscila entre 0.03 y 0.25, mientras que en las rocas detríticas consolidadas son sensiblemente menores. La permeabilidad se mueve en un rango de  $10^{-1}$ - $10^{-3}$  para los materiales no consolidados y de  $10^{-3}$ - $10^{-8}$  para materiales consolidados.

La diferencia principal que puede afectar a la perforabilidad y estabilidad de las rocas detríticas es el grado de consolidación de las mismas: unas arenas sueltas y unas arcillas poco compactadas son fácilmente perforables, pero también pueden crear problemas de estabilidad en el sondeo, pues sus paredes se caen fácilmente. En estos casos será necesario utilizar un fluido adecuado para mantener las paredes de la perforación estables y posteriormente entubarlas.

Cualquier sistema de captación de los expuestos en la introducción es apto para estos materiales y la elección de uno u otro dependerá de la cantidad de agua necesaria, de la profundidad del acuífero, de su composición granulométrica, etc.

#### **Rocas carbonatadas**

Los materiales carbonatados son rocas sedimentarias formadas por la precipitación química o bioquímica (inducida por la acción de seres vivos) de carbonatos, o por la acumulación de conchas. La composición mineralógica más frecuentes de las rocas carbonatadas son calcita (carbonato cálcico  $\text{CaCO}_3$ ) y dolomita (carbonato cálcico magnésico  $\text{CaMg}[\text{CO}_3]$ ).

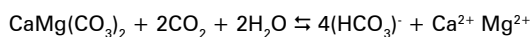
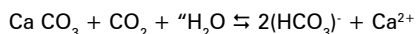
Los materiales carbonatados sufren una meteorización que es mezcla de acciones químicas (disolución, hidratación, sustitución iónica y oxidación-reducción) y físicas (transferencia de masa y difusión), que producen un conjunto de procesos morfodinámicos denominados carstificación. Esta carstificación lleva implícita el aumento de la porosidad de los materiales por disolución, hasta formar conductos y cuevas de tamaños muy variados.

El término carst es la castellanización del vocablo alemán karst (Pedraza, 1996), proveniente del topónimo Kras, que designa una región esloveno-croata donde se describió por primera vez este complejo fenómeno desarrollado sobre materiales carbonatados. Este término es aceptado internacionalmente (kars, carso, etc.) y se emplea para designar procesos similares estudiados en todo el mundo.

El *carst* es un tipo de paisaje generado en rocas solubles, caracterizado en superficie por la presencia de depresiones cerradas y una red de drenaje escasamente funcional, y, en profundidad, por la existencia de cavidades y un sistema de drenaje subterráneo bien desarrollado (Durán, 2002).

Los procesos cársticos son también frecuentes en otros tipos de rocas, como yesos, sales, rocas detríticas consolidadas con clastos o cemento soluble, mármoles, etc. Sin embargo, son las rocas carbonáticas las que establecen mejor el modelo de referencia, tanto por la complejidad del proceso, como por la gama de formas desarrolladas y que por tanto definen el paisaje cárstico en el sentido más estricto (López Geta *et al.*, 2001).

Las rocas carbonatadas son muy poco solubles, por lo que su disolución se produce bajo reacciones fisicoquímicas complejas en la interfase atmósfera-suelo-agua-roca, cuyo conjunto de reacciones puede resumirse de la siguiente forma:



El carácter de esta reacción es reversible, por lo que debido a la evaporación de agua y a la disminución del contenido en  $\text{CO}_2$ , se producen fenómenos de precipitación.

Las formas desarrolladas por procesos cársticos se dividen según su condición de aéreas o subterráneas en exocársticas o endocársticas, y dentro de ellas en constructivas o destructivas. En la tabla III.4.3 aparece una descripción de las morfologías cársticas.

Los terrenos cársticos ocupan una buena porción de los afloramientos rocosos del planeta. Se estima que estos afloran en aproximadamente 12% del total de las tierras libres de hielo. Un gran número de personas vive sobre terrenos cársticos o en su entorno inmediato. Aproximadamente un cuarto de la población mundial bebe agua procedente de acuíferos cársticos (Durán, 2002).

Algunos acuíferos carbonatados tienen una porosidad primaria alta (como las formaciones de corales, las lumaquelas, las calcarenitas y otras calizas detríticas escasamente consolidadas), pero en la mayor parte de ellos es la porosidad secundaria la que hidrogeológicamente tiene importancia (Antón y Díaz, 2002). Los procesos diagenéticos tienden a reducir la porosidad primaria en estos materiales, al producirse disolución y recristalización de los minerales carbonatados. Al mismo tiempo, el agua tiende a disolver los minerales en las paredes de las fracturas, ampliándolas y formando conductos. Estos procesos pueden suceder simultáneamente, por lo que algunos acuíferos carbonatados tienen una porosidad primaria relativamente alta, todavía no afectada por procesos diagenéticos, y una porosidad secundaria en desarrollo.

A la hora de llevar a cabo una exploración en materiales carstificados, hay que tener en cuenta las peculiaridades que pueden introducir estos fenómenos: gran rapidez en la descarga de la infiltración de la lluvia, anomalías en la dirección del flujo respecto a la dirección del gradiente de la superficie piezométrica, gran diferencia entre la media y la mediana de la distribución de la permeabilidad en un mismo acuífero, etc. (Custodio y Llamas, 1976).

Los estudios geológicos, permiten definir las capas de carbonatos, pero pocas veces será posible predecir con elevada probabilidad el éxito de una captación que perfora dicha capa. A la hora de establecer zonas de intensa carstificación, los estudios de la red de fracturación pueden ser útiles.

Los métodos geofísicos también presentan serias limitaciones. Los más utilizados son la prospección geoelectrica y la sísmica de refracción. Ambos son útiles para definir la profundidad y situación de las capas carbonatadas, pero no aportan indicadores claros de éxito en las perforaciones. Los materiales carbonatados

### SECCIÓN III. HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA

Tabla III.4.3. Morfologías cársticas.

FORMAS EXOCÁRSTICAS	DESTRUCTIVAS	MAYORES	Dolinas	Depresiones con planta mas o menos circular, paredes escarpadas y fondo plano o de embudo (figura 7)	
			Uvalas	Dolinas coalescentes, donde se produce una intensa infiltración	
			Poljes	Depresiones de origen diverso, con fondo plano relleno por material aluvial-coluvial	
			Pavimentos	Superficies de rocas carbonatadas que coinciden con planos de estratificación en estructuras horizontales o subhorizontales, ligeramente pulidas	
			Valles cársticos	Formas de incisión fluvial en zonas cársticas. Conductos subaereos con paredes verticalizadas que sirven de valle a un río	
			Mogotes, torres o pináculos	Relieves cónicos, piramidales o cilindricos, de carácter residual en carst tropical (figura 8)	
		MENORES	Lapiaz, karren o lenar	Formas desarrolladas en superficies libres o cubiertas de vegetación y suelo, que se anteponen a todas las anteriores. Se deben a la acción directa de la escorrentía.	
			Simas y sumideros	Conductos verticales o muy inclinados que suponen la conexión entre aguas superficiales y subterráneas	
		CONSTRUCTIVAS		Edificios travertínicos y tobáceos	Precipitación subaérea de carbonatos, por procesos fisicoquímicos (travertinos) o de organismos vivos (tobas). Son construcciones características de surgencias
		MIXTAS		Cubeta de decalcificación	Depresiones con rellenos procedentes de la roca original carstificada. En zonas tropicales forman <i>lateritas</i> , en otras mas secas <i>terra rossa</i> y en templadas <i>terra fusca</i>
FORMAS ENDOCÁRSTICAS		DESTRUCTIVAS	Cavernas o galerías	Conductos subterráneos originados por aguas subterráneas mediante el ensanchamiento por disolución de discontinuidades: diaclasas, planos de estratificación, cambios de porosidad, etc. (figura 9)	
	CONSTRUCTIVAS	DE PRECIPITACIÓN	Espeleotemas	Conjunto de depósitos originados a la precipitación de carbonatos, sulfatos, cloruros, sílice, etc. En función de su morfología: estalactitas, estalagmitas, columnas, costras, etc (figura 10)	
		DE DEPOSICIÓN	Rellenos de conductos	Materiales que ocupan el lecho de los conductos, por aportes mecánicos.	

Figura III.4.7. Dolina. Daimiel-Ciudad Real (España).



Figura III.4.8. Mogotes. Valle de Viñales. Pinar del Río (Cuba).



presentan altas resistividades eléctricas, pero también pueden presentar muchas irregularidades por relleno de fisuras por materiales arcillosos, por niveles margosos o por la existencia de zonas saturadas, etc. En cuanto a la velocidad de propagación de las ondas sísmicas, ésta disminuye cuando los carbonatos están fisurados, pero no determina si dichas fisuras están limpias o selladas por materiales arcillosos.

La porosidad total en los materiales carbonatados, como ya se ha indicado anteriormente, puede ser primaria o secundaria. La porosidad varía considerablemente, en función del tipo de materiales y de su edad; así, puede variar desde 4% en unas calizas compactas y cristalinas de edad paleozoica, hasta 50% para una creta poco



Figura III.4.9. Cueva. El Reguerillo-Madrid (España).



Figura III.4.10. Espeleotemas. Cueva GEDA. Viñales. Pinar del Río (Cuba).



consolidada (Custodio y Illamas, 1976). La porosidad eficaz es también muy variable y no existen muchos datos debidamente contrastados, pudiendo oscilar entre 0.03 y 0.25.

La conductividad hidráulica es también muy baja y depende, al igual que la porosidad, del tipo de carbonatos y de la edad de los mismos. Para calizas antiguas, compactas y recristalizadas oscila entre  $10^{-4}$  y 0.2 m/día, y para calizas jóvenes de tipo arrecifal, tobas, lumaquelas, etc., puede llegar a alcanzar 1,000 m/día. Aún así, cuando las perforaciones atraviesan algún conducto cárstico, se pueden obtener caudales específicos muy altos.

En las zonas cársticas, los sistemas de captación tradicionales son los pozos excavados con galerías y las galerías excavadas desde las laderas montañosas. Como en estas zonas el agua fluye a lo largo de las fisuras y conductos, cuanto mayor sea el diámetro de los pozos más probabilidades existen de cortar fisuras; además, en general, las galerías horizontales tienen más posibilidades de cortar fisuras que los pozos verticales.

La percusión y rotopercusión son los métodos mas recomendados para perforar este tipo de materiales. La acidificación es muy útil para el desarrollo y rehabilitación de pozos con bajos rendimientos (figuras III.4.11 y III.4.12).

Figura III.4.11. Acidificación en pozo. Valdentaies-Madrid (España).



Figura III.4.12. Equipo de acidificación. Valdentaies-Madrid (España).



### SECCIÓN III. HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA

#### Rocas endógenas

Son aquellas que se originan en el interior de la litosfera terrestre, debido fundamentalmente a dos factores físicos: la presión y la temperatura. Estas rocas se pueden clasificar en ígneas y metamórficas.

#### Rocas ígneas o magmáticas

Las rocas ígneas constituyen alrededor del 80% de todas las rocas de la corteza terrestre. Su formación se debe a la solidificación de un magma. Un magma procede de la fusión parcial de roca sólida al alcanzar niveles profundos de la litosfera (Strahler, 1987). La fracción fundida, que es un líquido menos denso que el de la fracción sólida, tiende a ascender a través de la masa cristalina y a concentrarse en bolsas de magma a profundidades menores. La composición de estas rocas depende de la composición del magma original y de la evolución que éste haya tenido durante la solidificación (por ejemplo, entrada de otros materiales).

Las rocas ígneas se clasifican en función de su composición química (tabla III.4.4) y de su textura (tamaños de los cristales que la conforman).

El tamaño de los minerales de una roca ígnea depende en gran parte de la velocidad de enfriamiento del magma en las etapas de cristalización. Como regla general, un enfriamiento rápido da lugar a cristales pequeños y el enfriamiento lento a cristales grandes (un enfriamiento súbito dará lugar a la formación de un vidrio).

La velocidad de enfriamiento depende de donde se halle situado el magma al enfriarse. Si se encuentra en profundidad se enfría lentamente dando lugar a las rocas ígneas intrusivas (plutónicas y filonianas), con minerales lo suficientemente grandes para ser identificados a simple vista; si el magma se enfría en superficie da lugar a las rocas ígneas extrusivas (volcánicas), con minerales demasiado pequeños.

Cuando la mayor parte de un magma ha cristalizado, quedan soluciones acuosas ricas en sílice, dichas soluciones penetran en fracturas del propio cuerpo ígneo recién formado o de las rocas encajantes, adquiriendo la forma de diques o filones que dan lugar a las rocas filonianas. Este tipo de rocas no son muy importantes dentro del campo de la hidrología subterránea, debido esencialmente a su poca extensión superficial, que las hace de muy difícil representación cartográfica como no sea a escalas muy pequeñas. Ejemplos de rocas filonianas (figura III.4.13) son la aplita, de textura microcristalina, o la pegmatita, formada de cristales muy gruesos, ambas de composición granítica.

Las rocas plutónicas, al contrario que las filonianas, suelen presentarse en grandes masas. Desde el punto de vista de la hidrología subterránea forman unidades hidrogeológicas con permeabilidad baja a media, por alteración y/o fisuración. En las figuras III.4.14 y III.4.15 se observan los procesos de alteración y fracturación en granitos, dando un paisaje en bloques de gran tamaño y aspecto redondeado.

Tabla III.4.4. Clasificación y composición de las rocas ígneas

Composición mineralógica mayoritaria	Color	Término plutónico texturas holocristalinas	Término volcánico texturas hipocristalinas
Feldespato potásico, anfíblo, biotita	rosa	Sienita	
Cuarzo, feldespato potásico, biotita, moscovita	claro	Granito	Riolita
Plagioclasa, anfíboles	gris oscuro	Diorita	Andesita
Piroxenos, plagioclasas, olivino	negruzco	Gabro	Basalto
Olivino, piroxenos, granates	Verdoso muy oscuro a negro	Peridotita	

Fuente: Strahler (1987).



Figura III.4.13. Dique pegmatítico. Cabanillas de La Sierra-Madrid.



Figura III.4.14. Granitos. Procesos de alteración. Paisaje en bolos. La Cabrera-Madrid.



Figura III.4.15. Granitos. Procesos de fracturación. La Cabrera-Madrid.



Figura III.4.16. Basaltos con disyunción columnar. Calsparra (Murcia).



Dentro de las rocas volcánicas se pueden distinguir las lavas y los materiales piroclásticos, que son los fragmentos de rocas y minerales arrojados por una chimenea volcánica por la presión de los gases presentes en el magma.

Las grandes coladas de lava (y los conos volcánicos asociados) es la forma más típica de presentarse estas rocas. Las coladas de lava discurren por las depresiones y rellenan las zonas bajas de la topografía preexistente. El enfriamiento rápido de estos materiales da lugar en muchas ocasiones a la formación de fracturas de contracción (disyunción columnar), muy interesantes desde el punto de vista hidrogeológico, ya que pueden constituir un buen almacén de agua (figura III.4.16).

Los piroclastos se clasifican por el tamaño de los fragmentos, así de mayor a menor tamaño se tienen: bloques, las bombas, los lapilli y las cenizas (tabla III.4.5).

Tabla III.4.5. Clasificación de los materiales piroclásticos.

Tamaño	Nombre
> 2,5 cm	Bombas (forma redondeada o fusiforme)
> 2,5 cm	Escoria (formas irregulares)
25 - 4 mm	Lapilli
< 4 mm	Cenizas

Para la localización de acuíferos en materiales volcánicos, es muy útil la reconstrucción de la historia geológica, mediante métodos geológicos clásicos (para conocer su morfología, y su relación con los materiales subyacentes), así como la realización de inventarios de puntos de agua (para determinar la geometría y los parámetros hidráulicos de los mismos).

Los métodos geofísicos, en cambio, tiene poca utilidad para determinar las zonas más o menos permeables, ya que no existen grandes diferencias elásticas, resistivas o magnéticas en las coladas volcánicas.

La porosidad de este tipo de rocas varía mucho, según su origen y según la velocidad de solidificación. La porosidad total puede variar entre 5 y 50%, y la porosidad eficaz puede oscilar entre 0.05 y 0.1 (Custodio y Llamas, 1976).

La permeabilidad en este tipo de materiales es tan variable como la porosidad, aunque no tienen por qué estar relacionadas, debido al tamaño reducido de los poros (cenizas volcánicas) o por la desconexión de los mismos (estructuras vesiculares de desgasificación). Por lo general, las coladas basálticas son más permeables que las ácidas y las modernas más que las antiguas; con frecuencia las zonas más permeables coinciden con las capas superior e inferior de la colada. Debido a la mayor fracturación que se produce en estas zonas, otro factor que aumenta la permeabilidad son las diaclasas de enfriamiento. Una morfología típica en estos materiales son los tubos volcánicos, que constituyen grandes galerías de drenaje horizontal (similares a los conductos carsticos pero de diferente origen). Cuando no existen diques que atraviesen estas formaciones, la permeabilidad máxima coincide con la dirección de movimiento de la lava y la mínima en dirección perpendicular a la colada. Este parámetro puede oscilar entre  $10^{-2}$  m/día y 1,500 m/día (aunque en Hawai se han obtenido valores de hasta 500,000 m/día)

Las captaciones de aguas subterráneas en rocas volcánicas suelen realizarse mediante galería o pozos de gran diámetro con galerías o taladros horizontales.

### **Rocas metamórficas**

El metamorfismo se origina por cambios físicos y químicos de las rocas en ambientes de alta temperatura, alta presión de confinamiento, intensa acción de cizallamiento, o a alguna combinación de dos o tres de estos factores, pero sin fusión. El metamorfismo de las rocas puede dar como resultado la formación de minerales nuevos, texturas rocosas nuevas y nuevas estructuras.

En función de los factores que produzcan el metamorfismo, se tienen:

*Metamorfismo Dinámico.* Se origina por cambios de la presión (esfuerzos dinámicos), produciendo transformaciones texturales de la roca consistentes en una rotura de los minerales originales sin cambios químicos apreciables. Los minerales se orientan dentro de la roca en sentido perpendicular a la dirección en la que actúa la presión. El tipo de roca que se forma es una milonita o cataclastita.

*Metamorfismo de Contacto.* Se produce por recristalización mineral a altas temperaturas en la zona de contacto entre la roca encajante y un magma intrusivo. Las rocas que se forman se denominan cornubianitas.

*Metamorfismo Termodinámico o Regional.* Las rocas así formadas experimentan recristalización durante el proceso en el que se deforman por cizallamiento, bajo condiciones de altas presiones y temperaturas. El adjetivo regional se refiere a que estas rocas se presentan en grandes extensiones y con potentes grosos.

Las clasificación de las rocas procedentes de metamorfismo regional, se realiza en función de la presencia o ausencia de texturas orientadas denominadas generalmente como foliación o esquistosidad (disposición ordenada y paralela de minerales formando planos) y del grado de metamorfismo que han sufrido dichas rocas.

### **Rocas foliadas:**

**Pizarras:** son las primeras rocas de tipo metamórfico, originadas a partir de arcillas por un metamorfismo regional. Presentan un grano muy fino inapreciable a simple vista y una perfecta foliación (figura III.4.17).

**Esquistos:** estas rocas han sufrido un metamorfismo regional más intenso que las pizarras, por lo que no contiene restos de la roca de origen, materia orgánica y fósiles como pueden tener las pizarras. El grano de los minerales es de tamaño medio a grueso. La rotura a favor de los planos de esquistosidad tampoco es tan perfecta.

Figura III.4.17. Pizarras.



Gneis: han sufrido un metamorfismo regional aún más avanzado y está formada por cuarzo, feldespato potásico (ortosa) y mica negra (biotita). Los minerales presentan cierta orientación pero su estructura esquistosa no está tan bien definida. A simple vista este tipo de roca es fácilmente diferenciable por presentar un bandeoado claro-oscuro (figura III.4.18).

Desde el punto de vista de la hidrología subterránea, estas rocas forman unidades hidrogeológicas de baja permeabilidad por alteración.

#### **Rocas no foliadas:**

Mármoles: rocas de color claro ya que proceden del metamorfismo regional o de contacto de las calizas y dolomías. Estas rocas han sufrido un proceso de recristalización por lo que el tamaño final de los cristales es grande.

Figura III.4.18. Gneis.



Cuarzitas: rocas muy duras, debido al metamorfismo regional o de contacto de las areniscas con un porcentaje en cuarzo elevado. Las unidades hidrogeológicas que forman, presentan una permeabilidad media-baja por fracturación.

La realización de una cartografía geológica detallada y de un buen inventario de puntos de agua, es el mejor procedimiento para la exploración de aguas subterráneas en rocas intrusivas y metamórficas, ya que la localización y delimitación de fracturas, permitirá delimitar zonas de mayor porosidad y permeabilidad (que se ven favorecidas por la fracturación).

En cuanto a las técnicas geofísicas, las más usadas son la prospección geoeléctrica, con base en la diferencia de resistividades que se produce entre la fracción de roca alterada (con altos contenidos en agua) y la de la roca sin alterar, y la sísmica de refracción, basada en la diferencia de velocidades de transmisión de las ondas entre la roca descomprimida (más alterada) y la roca sometida a mayores presiones y menos alterada.

La porosidad eficaz oscila entre 0.2 para algunos materiales metamórficos a 0.002 para materiales graníticos. La permeabilidad primaria es muy baja, oscilando entre  $10^{-3}$  o  $10^{-4}$  m/día, mientras que la secundaria puede llegar a  $10^3$  o  $10^4$  m/día.

Los caudales obtenidos en este tipo de materiales, suelen ser bajos, por lo que en este tipo de materiales predominan los pozos de uso doméstico, ganadero, o de pequeñas explotaciones agrícolas (Custodio y Llamas, 1976).

Las captaciones de agua subterránea en estos materiales suele realizarse mediante pozos de gran diámetro, galerías o pozos con galerías. Generalmente los pozos son excavados (cuando se realizan en zonas de alteración) o realizados con barrenos (cuando se han perforado en "roca sana"). Esta técnica de realizar pozos excavados de gran diámetro, tiene la ventaja sobre la realización de sondeos, de aumentar la probabilidad de cortar más fracturas y obtener mayores caudales.



# Capítulo III.5. Captación de aguas subterráneas

La necesidad del hombre por cubrir sus demandas de agua lo ha condicionado a que realice obras para poder hacer uso de ella, sobre todo en aquellas regiones en las que el agua superficial es escasa. Se ha podido constatar que 700 años antes de Cristo, en Armenia y Persia se construían galerías (*kanats*) para captar agua del subsuelo, y que aún existen.

A partir de este punto, y a medida que avanzaba la ciencia y la tecnología, el hombre ha sido capaz de captar agua a profundidades cada vez mayores, lo que le ha permitido cubrir las demandas de agua de la población (aquellas relacionadas con el propio abastecimiento humano y para cubrir las necesidades del sector industrial, agrícola y ganadero, que siempre han sido ascendentes a través de los años).

Estas profundidades de captación teóricamente pueden ser muy importantes, y llegar incluso a kilómetros; no obstante, y por razones fundamentalmente económicas, las captaciones de agua subterránea no suelen superar los 500 metros de profundidad.

Para continuar con el tema, primero habría que definir qué es una captación. Una captación de agua subterránea es toda aquella obra destinada a obtener un cierto volumen de agua de una formación acuífera concreta, para satisfacer una determinada demanda específica.

La elección del tipo de captación vendrá condicionada en esencia por los siguientes factores:

- a) Características hidrogeológicas del sector.
- b) Características hidrodinámicas del acuífero que se va a captar.
- c) Caudal de agua requerido.
- d) Distribución temporal de la demanda.
- e) Coste de las instalaciones de explotación y mantenimiento de la captación.

Normalmente lo que se intenta a la hora de llevar a cabo una captación, es conseguir un equilibrio entre los aspectos técnicos y económicos.

Los criterios para ubicar una captación se definen en el marco de un estudio o investigación hidrogeológica, por lo cual un estudio de esta naturaleza debe contener información sobre los siguientes puntos:

- Demanda actual y a futuro (volúmenes requeridos de explotación).

### SECCIÓN III. HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA

- Permanencia de los volúmenes de agua a medio y largo plazo, por lo que es necesario efectuar previsiones sobre el comportamiento a futuro del acuífero.

- Calidad del agua a captar.
- Permanencia de la calidad del agua, estudiando la posible alteración de la calidad por presencia de elementos externos.
- Elección del tipo de captación.
- Evaluación de las diferentes alternativas posibles de captación (costos, permisos, conducciones).
- Garantía de éxito de la alternativa escogida.
- Posibilidades de delimitar perímetros de protección.
- Aspectos sociales.

A continuación se presentan algunas consideraciones sobre los diferentes tipos de captaciones que en la actualidad son empleadas. Para mayor información, se recomienda consultar, por ejemplo, Custodio y Llamas (1983), NGWA (1989), CNA (1994), Driscoll (1995), Martínez y Ruano (1998) y Smith (1998).

#### **Captación de manantiales**

La captación de un manantial depende principalmente de dos factores:

- a) Del funcionamiento del manantial, es decir cuál es la evolución de caudales con el tiempo.
- b) De la demanda de agua que se piensa abastecer.

En el caso en que la demanda siempre sea inferior al caudal del manantial, sólo se trataría de llevar a cabo una obra de derivación del caudal necesario para cubrir la demanda.

Si la demanda siempre es mayor que el caudal del manantial, será necesario hacer uso de todo el caudal y buscar otra fuente alternativa de agua para cubrir las necesidades. Finalmente, si la demanda unas veces es mayor y otras es menor que el caudal (es la situación más frecuente) será necesario una regulación del manantial.

Existe varias formas para regular un manantial:

- a) Construir un embalse en el manantial, de forma que el almacenaje de agua en este embalse produzca a su vez un aumento del nivel piezométrico, por lo que se tendría además de un embalse artificial, otro de tipo natural. Las principales ventajas de este sistema son: la mínima evaporación, la escasa colmatación del embalse, los problemas geotécnicos son mínimos al no tratarse de un gran embalse y, además, el costo por metro cúbico de agua embalsada es muy pequeño. El problema más frecuente relacionado con estos embalses está ligado al incremento del nivel piezométrico en el acuífero que pueda dar lugar a la aparición de nuevos manantiales.

- b) Construcción de galería de captación. Una galería es una excavación en forma de túnel, generalmente de suave pendiente y sección importante (1.5 a 2 metros de alto por 0.6 a 1.2 metros de ancho, normalmente de 1.8 \* 0.9 metros), con un nivel de agua libre que discurre por el fondo. La función de una galería es doble ya que, además de actuar como elemento de captación de agua, sirve también como medio para transportarla.



La mayoría de manantiales disponen de galerías mediante las que se ha tratado de optimizar la captación, reuniendo surgencias dispersas en un solo punto y facilitando el drenaje de la formación geológica permeable. Es el caso de los manantiales de la cuenca del Alto Lerma que abastecen parcialmente la Ciudad de México, o los manantiales que abastecen la Ciudad de San José, en Costa Rica.

En la actualidad la construcción de galerías es un sistema poco utilizado, debido al elevado costo económico y a sus propios condicionamientos.

La construcción de una galería se realiza normalmente por medios rudimentarios (pico y pala), pero en ocasiones se ha utilizado hasta explosivos. A veces, si el tamaño de la galería lo permite, pueden realizarse perforaciones en el interior. Estas galerías deben de ser entubadas o revestidas pero no de forma impermeable, por lo que se suelen usar ladrillos con huecos.

El principal inconveniente que presenta este tipo de captaciones es el nulo poder de regulación ejercido sobre los recursos hídricos, ya que actúan como manantiales normales, con caudales muy reducidos durante el estiaje, incluso pueden llegar a desaparecer, y caudales muy importantes durante las épocas húmedas, cuando las demandas solicitadas son muy reducidas o inexistentes, lo que da lugar a la pérdida irremediable de los volúmenes de agua drenada.

c) Llevar a cabo sondeos mecánicos, de forma que en verano se bombea en las inmediaciones del manantial y en invierno se produce la recarga del acuífero drenado por el manantial, “rellenándose” los huecos dejados por el bombeo del agua. De esta forma no se producen pérdidas de agua.

### **Captación de aguas poco profundas**

La captación de aguas poco profundas se puede llevar a cabo por medio de galerías, zanjas y drenes, así como por medio de pozos manuales o excavados (norias).

En el caso de las galerías de captación (ver sección anterior), pueden ser construidas al lograr el contacto entre una capa permeable y otra impermeable (galería de capa) o bien en zonas donde hay filones. Se construye de forma que la galería corta el filón y recoge el agua que se localiza en la capa suprayacente ya que el filón actúa como una barrera impermeable. Este es el caso de las galerías construidas en las Islas Canarias (España), donde, por ejemplo, en la isla de Tenerife la longitud total de galerías perforadas es superior a los 1,300 Km.

Las zanjas y drenes son excavaciones lineales de escasa profundidad, que actúan a modo de colector, realizadas generalmente con materiales permeables poco consolidados, donde el nivel de agua se encuentra próximo a la superficie.

Dentro de las zanjas se instala una tubería filtrante con ranuras apropiadas al material que lo rodea, y/o se procede al relleno con grava o piedras que permitan el libre paso del agua dentro de la zanja drenante. Finalmente, la excavación es rellenada con material del propio acuífero.

La evacuación del agua se realiza normalmente por gravedad, aunque el agua puede ser conducida también a pozos desde donde es extraída por bombeo.

En el diseño de estas captaciones es necesario tener en cuenta la granulometría y material de relleno con objeto de evitar, por un lado, la colmatación y erosión por lavado del material circundante y, por otro, mantener el adecuado grado de conductividad hidráulica con relación al material geológico a drenar.

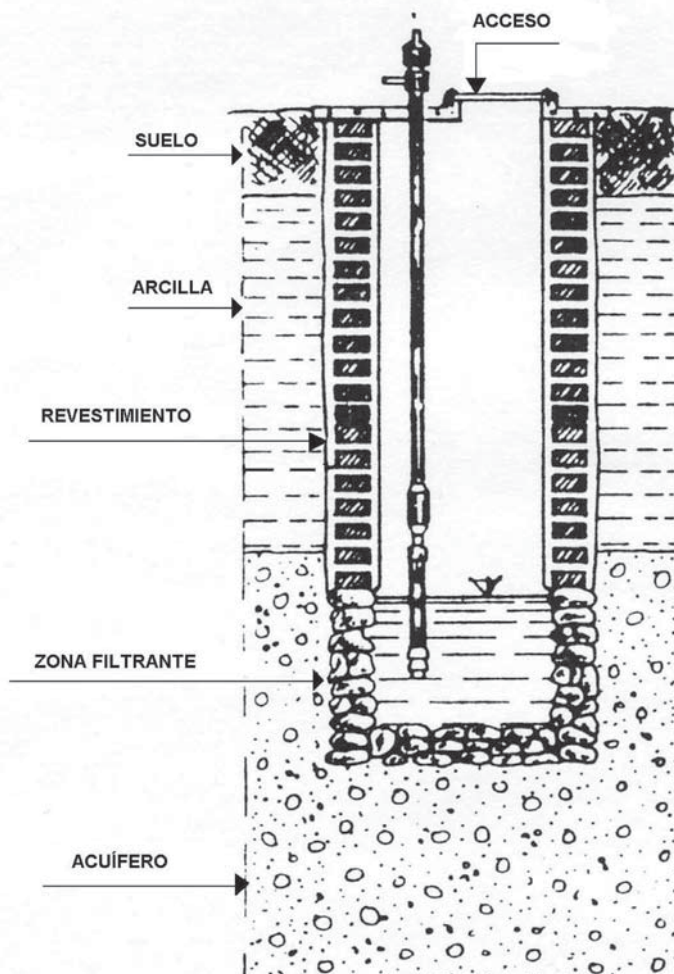
### SECCIÓN III. HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA

Este tipo de captaciones es frecuente para la obtención de aguas subálveas en cauces secos de ríos de carácter estacional y sustrato impermeable, en los que existe un elevado volumen de material de acarreo.

El principal problema de estas captaciones es su extrema vulnerabilidad a la contaminación, circunstancia inherente al tipo de acuífero captado.

Los pozos excavados o norias (figura III.5.1) son captaciones excavadas a mano, con diámetro mayor a 1 metro, e incluso con diámetros de hasta 6 metros. También pueden ser excavadas con maquinaria (martillo neumático). Su profundidad normalmente es de unas pocas decenas de metros (20-30 metros), aunque es posible llegar a cientos de metros. En cualquier caso, la excavación dentro de la zona saturada es de escasos metros.

Figura III.5.1. Pozo de excavación tradicional (modificado de Custodio y Llamas, 1983).



Estas captaciones se suelen construir en acuíferos de materiales poco consolidados y con un nivel piezométrico próximo a la superficie del suelo. Si se trata de acuíferos cautivos, normalmente los pozos van a ser de tipo artesiano.

Generalmente, al tratarse de materiales poco consolidados, es necesario revestir la obra con objeto de evitar el derrumbe de las paredes, para ello se suelen utilizar piedras, ladrillos, cemento o anillos de hormigón prefabricados, que se colocan a medida que avanza la perforación.

La entrada de agua a la captación se realiza directamente a través de las aberturas realizadas en el revestimiento, bien mediante agujeros simples, juntas abiertas, ladrillos colocados trasversalmente o perforaciones practicadas en el hormigón. Estas perforaciones permanecen obstruidas o cerradas durante la construcción del pozo y son abiertas a la finalización de las obras. No es frecuente la instalación de rejillas o zonas filtrantes.

La ejecución de este tipo de captaciones tiene un elevado costo y su construcción requiere de ciertos condicionantes que justifiquen su realización:

- Acuífero donde el nivel piezométrico se encuentra cerca de la superficie y la profundidad de la perforación es pequeña (menor de 20 metros).
- En acuíferos de poco espesor o con problemas de arrastres, donde se quiere obtener una superficie filtrante máxima.
- En acuíferos poco permeables, donde el pozo actúe como depósito regulador.
- En casos especiales, como puede ser la instalación de maquinaria en el interior, la imposibilidad de acceso a maquinaria para perforación o bien por la necesidad de realizar trabajos que requieran la intervención humana.

Un caso especial son los pozos con drenes (colectores) radiales, los cuales se construyen cuando se requieren de grandes caudales. Para ello se debe de explotar una formación acuífera con condiciones hidrodinámicas idóneas (acuíferos de gravas y arenas), y con un nivel piezométrico de escasa profundidad. Estas obras necesitan de un gran diámetro de perforación (de 4 a 5 metros) y de una compleja técnica. Existen sondeos con drenes radiales más modestos que pueden ser construidos con diámetros más pequeños, cuando, por ejemplo, se trata de obtener pequeños caudales en acuíferos de baja conductividad hidráulica.

Existen dos tipos de pozos con drenes, los pozos Ranney y los Fehlmann. Los pozos Ranney no tienen más de 60 metros de profundidad, 4 metros de diámetro interior, un encofrado con una anchura de 50 cm, y relleno de hormigón. Se han construido cerca de ríos y lagos para de esta forma obtener caudales más elevados. Los pozos Fehlmann, tienen un diámetro interior de 3 metros y un encofrado de 30 cm que se suele rellenar de bentonitas. Otra diferencia con respecto a los Ranney es el modo de instalar los colectores radiales.

De forma general, se puede indicar que las principales ventajas de estos pozos son:

- La superficie filtrante es muy importante (hasta de 2000 m<sup>2</sup> aproximadamente).
- La geometría de la superficie filtrante se mantiene al estar en horizontal, aunque de cualquier forma se crea el cono de descenso.
- La velocidad de acceso a los drenes es muy lenta por lo que no se crean turbulencias. Además, no existe la deposición de arcillas (o tardan muy poco en aparecer) por lo que la colmatación en el tiempo es mínima.
- El tubo colector puede tener cualquier dirección.

### SECCIÓN III. HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA

- Se pueden construir colectores radiales en diferentes niveles acuíferos.

La gran desventaja de estos pozos es su elevado costo.

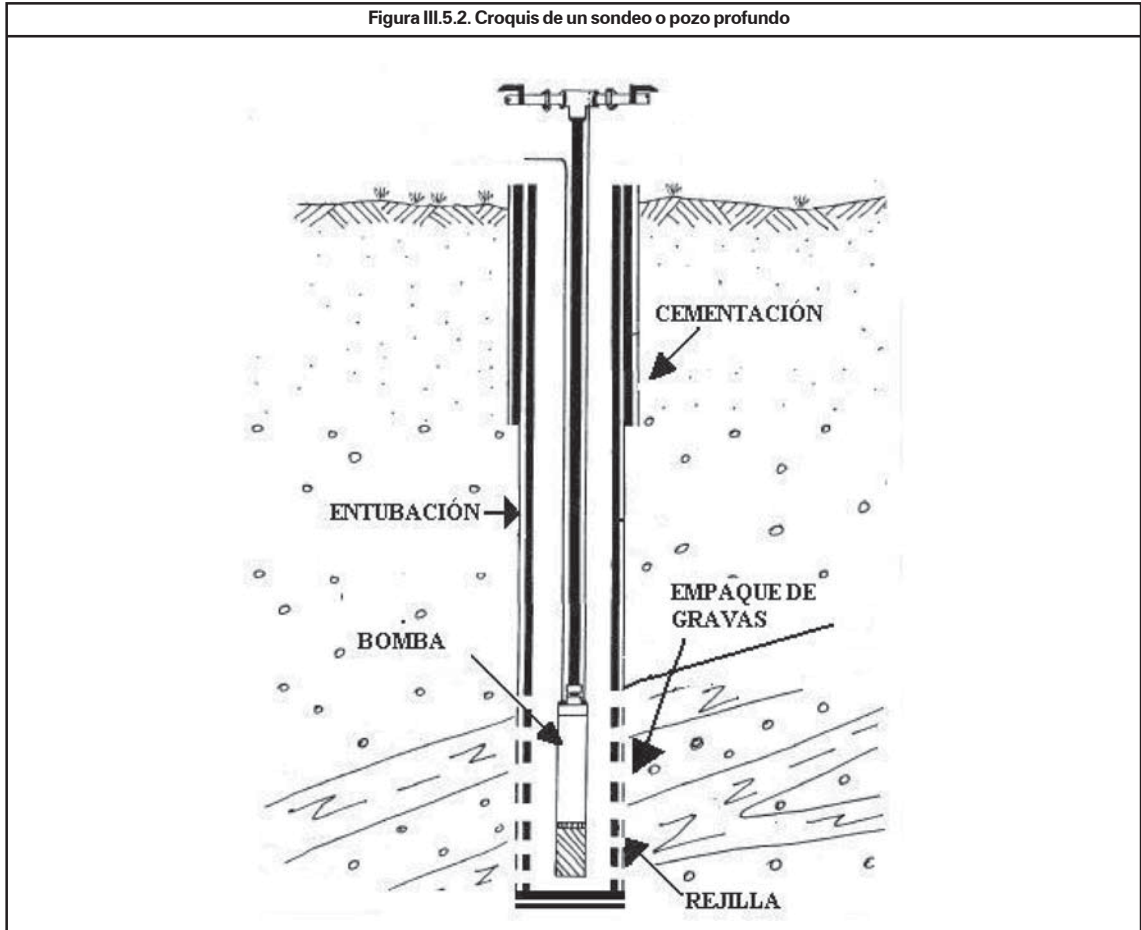
#### Pozos profundos

Los pozos profundos son también denominados sondeos (figura III.5.2). Son las obras que con mayor frecuencia se realizan para el aprovechamiento de las aguas subterráneas.

Se trata de una perforación excavada por medios mecánicos, preferentemente vertical, de diámetro inferior a 1.5 metros. Los más usuales se encuentran entre 150 y 700 mm.

La técnica de captación resulta la más común en la actualidad debido a las ventajas que ofrecen las máquinas perforadoras que permiten llegar a grandes profundidades (hasta 1000 metros) con un considerable avance y con un costo, inferior a cualquier otro tipo de captación. Permite además:

Figura III.5.2. Croquis de un sondeo o pozo profundo



- Efectuar entubación en diferentes tipos de acero, PVC, etc.
- Utilizar rejillas, que son tramos de tubería ranurada o con aperturas que permiten el paso del agua al interior de la captación.
- Emplear empaque de gravas, que instalados estratégicamente entre la tubería y las paredes de la formación, constituyen un filtro natural para aislamiento de los finos que pueda arrastrar el agua, impidiendo su acceso a la cámara interior del sondeo.
- Permiten llevar a cabo cementaciones que consisten en la inyección de cemento en la perforación, bien para consolidar el sellado entre tuberías y formación acuífera o bien para el aislamiento de zonas productivas incompatibles.

Para llevar a cabo esta excavación es necesario un equipo que consta de las siguientes partes:

- Un elemento de rotura del terreno
- Un motor de accionamiento
- Un sistema de eliminación de detritus
- Un sistema de mantenimiento de las paredes de la obra.

Este equipo puede utilizar varios sistemas de perforación, como son:

- a) La perforación a rotación que se centra en la acción de arrancar partículas por medio de un elemento cortante sometido a una fuerza giratoria, lo cual provoca una rotura de la roca por compresión
- b) La perforación a percusión que se basa en la fracturación y trituración de la roca por la acción de golpeo de un instrumento pesado.
- c) La perforación a rotopercusión, técnica basada en la combinación de las dos técnicas anteriores. Es aquella a la que al efecto de golpeo se superpone una acción de giro del útil de perforación.

### **Percusión**

Existen referencias históricas que demuestran que en el 4,000 a. C. en la China de la Dinastía Chou, ya se aplicaba este método de perforación para la extracción de sal y agua, con profundidades superiores a 200 m. Consistía en un balancín contrapesado por un grupo de hombres, que efectuaban el tiro en un extremo de una cuerda mientras que otro colgaba la sarta de perforación construida con cañas de bambú.

El sistema de perforación con cable (figura III.5.3) ha ido evolucionando hasta hoy en día y es uno de los sistemas más utilizados para la explotación de acuíferos y la investigación, ya que presenta ventajas que los más modernos sistemas de perforación no han podido igualar.

Las funciones esenciales de este tipo de perforación son:

- Rotura de la roca. Está basada en la acción percutora y constante de una herramienta alternativamente levantada y dejada caer, que consigue un efecto de fracturación del terreno.
- Extracción de los detritus y limpieza del sondeo, la cual se lleva a cabo mediante una válvula especial que se denominada cuchara.
- Fluido de perforación, este fluido pone en suspensión el detritus, permitiendo su extracción. Si este fluido

Figura III.5.3. Maquinaria para llevar a cabo una perforación a percusión.



no existe de forma natural hay que adicionarlo, generalmente se trata de un fluido que está compuesto por una mezcla de agua y bentonita.

- Mantenimiento o sostenimiento de las paredes de la perforación, por medio de tuberías de revestimiento que se colocan a media que avanza la perforación.

Los elementos fundamentales que intervienen en la ejecución de un sondeo son:

- La maquina de perforación consta de un armazón y un mástil, normalmente asentada sobre un remolque o camión; incluye un motor que transmite su fuerza motriz a una rueda excéntrica, transformando el movimiento giratorio en uno vertical que lo transfiere a lo que se denomina balancín. Este elemento va sujeto un cable que sustenta la columna de perforación o sarta, apoyado a su vez en un mástil provisto de un elemento de amortiguación. El ritmo normal, de golpeo de una máquina está entre 45 y 60 golpes por minuto, mientras que la caída del trépano puede variar entre 30 y 90 cm.

- Herramientas de perforación o sarta. Está compuesta (de abajo a arriba) por el trépano, la barra de carga, el destarbador y la montera. El trépano es la herramienta percusora y la que realiza la trituración de la roca. Está construida de acero forjado, con los ángulos de corte revestidos por aleaciones duras. Su longitud varía entre 1 y 3 metros y su peso oscila entre los 100 y 500 kg y entre 500 y 1200 kg en pozos de gran diámetro. La barra de carga (o barrón) tiene la misión de aportar el peso necesario para perforar y sirve para mantener vertical el sondeo. Su longitud oscila entre 3 y 5 metros y su peso entre 400 y 1000 kg. El destarbador (o tijera) sólo se utiliza cuando existen problemas de agarre del trépano. La montera se localiza en la parte superior de la sarta y sirve para unirla al cable.

- Cable. Transmite el efecto de golpeo de la máquina a la sarta. Es de acero galvanizado, con suficiente resistencia a la tracción flexible.

- Cuchara o válvula. Se utiliza para extraer los detritus originados por la percusión. Se trata de un tubo hueco con una válvula en la parte inferior que se abre al tocar el fondo del pozo y se cierra al tirar de ella.

Entre las ventajas de las perforaciones a percusión cabe señalar:

- Mayores diámetros (1,100 mm) que permiten mayor maniobrabilidad en actuaciones posteriores y la instalación de elementos de bombeo de mayor potencia y volumen, perfecta verticalidad.
- Profundidades de hasta 800 m, lo que permite realizar varias reducciones de diámetro.
- Este sistema puede trabajar en lugares remotos debido a la poca cantidad de medios que necesitan (gas-oil, agua, y otros materiales).
- Escaso consumo de agua.
- Presenta débil colmatación de las paredes.
- Detecta bien los acuíferos.
- En comparación con otros sistemas, las obras resultan más económicas ya que la maquinaria tiene un costo moderado y las operaciones son simples.
- Durante la perforación se obtienen muestras de gran calidad que permiten evaluar con precisión la naturaleza de los terrenos atravesados.
- Indicado para terrenos de dureza media a baja, y en los frágiles aunque duros.
- No presenta problemas en terrenos muy fisurados donde otros sistemas resultan inoperativos.
- Estos sistemas no emplean lodos.
- En algunos casos es la única técnica utilizable, por ejemplo en calizas karstificadas.

Como inconvenientes se puede citar:

- No se necesita personal altamente calificado.
- El avance es más lento aunque en perforaciones poco profundas es equiparable al de una máquina rotativa.
- Es necesaria la interrupción de la perforación para la limpieza
- Avance lento
- Pérdida de diámetro en materiales abrasivos
- Entubaciones frecuentes
- Contraindicado en terrenos detríticos no cohesionados, muy duros (rocas silíceas), abrasivos y plásticos (arcillas y margas).

El avance de este tipo de perforación, oscila entre 2 y 4 metros/día en materiales duros y de 10 a 20 metros/día en materiales blandos.

### **Rotación**

Este sistema está basado en la acción conjunta de la presión ejercida sobre el fondo del pozo y el movimiento de giro de una herramienta de corte transmitida desde la superficie. El efecto de la perforación se basa en la abrasión, desgaste y molienda de la roca. La inyección de un fluido a través de una tubería permite la extracción de residuos de forma continua.

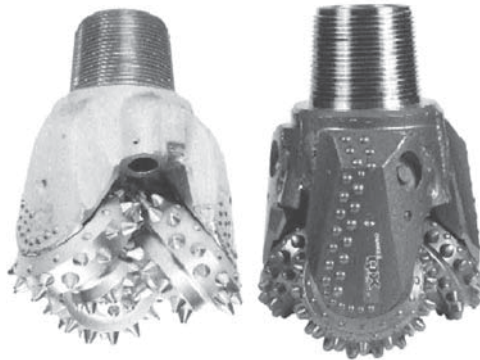
Este método se encuentra muy desarrollado, por ser el empleado en la explotación del petróleo. Comenzó a utilizarse en 1860.

### SECCIÓN III. HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA

Los elementos fundamentales que intervienen en la ejecución de un sondeo son:

- Sonda o máquina de perforación. Se trata de un mecanismo capaz de proporcionar a la sarta de perforación el movimiento de giro y el avance en la perforación que se transmite a la herramienta de corte. Como cualquier sistema de perforación requiere de un mástil o torreta que puede llegar a 50 metros de alto en sondeos profundos. Esta máquina debe estar provista de elementos que, además de producir el avance y el giro de la sarta, permitan la colocación de tuberías y filtros, así como impulsar el fluido a través de la columna de perforación,
- Instrumento de corte (broca o barrena). El más utilizado es el de rodillo, consistente en conos dentados giratorios (normalmente tres, conocido como tricono) y enfrentados entre sí (figura III.5.4), que giran al mismo tiempo que lo hace la sarta. Están fabricados con aceros especiales, y tienen diseños diferentes según el tipo de terreno. Los dientes y las características de la broca varían en función de la mayor o menor dureza y abrasividad de los terrenos a perforar. También existen otras brocas como la cola de pez, para terrenos blandos y plásticos, y las coronas de diamante para terrenos muy duros y abrasivos.

Figura III.5.4. Tipos de brocas para llevar a cabo una perforación a rotación (triconos).



- Columna o sarta de perforación. Los instrumentos más comunes que la componen son:
  - Barras de carga o lastrarbarrenas. Dan peso y estabilizan el tren de perforación.
  - Excavadores. Ejercen una acción de pulido y homogeneización de la pared del pozo.
  - Ensanchadores. Utilizados para perforar un pozo de mayor diámetro.
  - Martillo. Permite destrabar la sarta en casos de agarre.
  - Varillaje. Son tuberías sin ningún elemento accesorio que transmiten el movimiento de giro y permiten la circulación del fluido de inyección.
- Fluido (o lodo) de circulación ( o de perforación). Está compuesto por una mezcla de agua y arcilla en suspensión, a la que se añaden diversos elementos para controlar características tales como densidad, viscosidad y/o tixotropía (propiedad que tienen los fluidos para pasar de sólido a gel con la agitación y que se utiliza para mantener las paredes de los sondeos). Sus funciones son:
  - Extraer los detritus producto de la perforación al exterior.
  - Refrigerar la broca.



- Crear una pared viscosa que sustente las paredes del sondeo durante la perforación.
- Controlar las entradas o salidas de fluidos a la perforación.

Como fluidos se tiene el agua y las bentonitas, a las cuales se le añaden aditivos (por ejemplo, la baritina) en función del tipo de terreno que se va perforando. Estos fluidos tienen una densidad comprendida entre 1.04 y 1.014, la cual permite que a la vez sea fluido para que salga el detritus y algo denso para poder arrastrar estos detritus.

En función del sentido de circulación del lodo, se distinguen dos sistemas de perforación: circulación directa y circulación inversa.

### Circulación directa

En este caso el fluido es inyectado por el interior del varillaje y asciende a la superficie a través del espacio anular dejado entre éste y la pared del sondeo, arrastrando el material cortado o triturado (figura III.5.5). Para inyectar el fluido se utilizan bombas de pistón con presiones de hasta 30 kg/m<sup>2</sup>.

Entre los elementos a favor están:

- a) Gran velocidad de avance, especialmente a partir de los 200 metros.
- b) Permite la ejecución de sondeos profundos.
- c) Es muy recomendable en terrenos blandos.
- d) Permite perforar muchos metros sin necesidad de entubaciones auxiliares.

Los inconvenientes son:

- a) Se ejerce un efecto de impermeabilización sobre las paredes del sondeo.
  - b) Existe un consumo de agua excesivo cuando hay pérdidas de fluido.
  - c) Los diámetros son reducidos.
  - d) Con facilidad la perforación se desvía.
- e) Si el detritus no está bien triturado, se produce una diferenciación gravitatoria que da lugar a que los detritus

Figura III.5.5. Sistema de perforación de rotación con circulación directa.



### SECCIÓN III. HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA

más groseros se queden en el fondo del sondeo (para evitar este problema se ideó la rotación con circulación inversa).

#### **Circulación inversa**

En este caso el fluido de perforación entra al pozo por gravedad hasta la broca, y sube con el material por dentro del varillaje en sentido inverso al otro sistema; de allí su nombre (figura III.5.6). Cuando el terreno lo permite se convierte en el mejor método de perforación porque no afecta la permeabilidad alrededor del pozo por no utilizar lodo y arrastrar fácilmente todos los detritus.

Este sistema requiere la ayuda de una bomba de aspiración que suele estar combinada por inyección de aire comprimido a través de ranuras auxiliares del varillaje, con lo que se consigue una menor densidad del lodo en el tramo ascendente y por tanto una mayor velocidad de ascensión.

Se puede perforar con agua y betonita; y en la actualidad se utilizan lodos biodegradables pero su costo es elevado. Hay que tener en cuenta que una vez que se alcanza el nivel piezométrico se puede usar agua.

Sus ventajas son:

- a) Permite perforar a gran diámetro (más de 600 mm).
- b) Existe una menor impermeabilización ya que se usan lodos de menor densidad y viscosidad, con una menor presión de lodo sobre las formaciones atravesadas.
- c) La velocidad del lodo en el espacio anular es pequeña por lo que se reducen los efectos de erosión sobre las paredes del pozo.
- d) Se recomienda para formaciones poco coherentes o blandas.

Sus limitaciones son:

- a) Se requieren diámetros superiores a 300 mm.
- b) En caso de pérdidas de fluido, este sistema no se utiliza (por ejemplo en sistemas kársticos). Si ello ocurre podrían darse derrumbes en el pozo.
- c) En formaciones de cierta dureza se produce una disminución de su rendimiento.
- d) El efecto de la aspiración impone limitaciones a las profundidades a alcanzar.

La perforación por rotación es la más adaptable a todas las condiciones del terreno por la gran variedad de brocas y elementos de control que se tiene sobre la perforación. En terrenos blandos (margas, arcillas) es el mejor sistema.

La velocidad de avance depende de:

- Naturaleza de la roca (dureza, fragilidad, abrasividad)
- Profundidad
- Elemento de corte utilizado
- Velocidad de rotación de la sarta

Figura III.5.6. Sondeo a rotación con circulación inversa. En estos sistemas recirculan los lodos, por lo que existe una balsa donde los lodos sufren una decantación por gravedad, antes de volver a descender al fondo del sondeo.



- Peso aplicado al fondo
- Presión y características del fluido de perforación.  
Se pueden alcanzar velocidades de avance de hasta 80 metros/día.

### Rotopercusión

Esta técnica combina los dos métodos anteriores. Se basa en el golpeo de la formación con un martillo neumático situado en el fondo de la perforación y accionado mediante aire comprimido generado por uno o varios compresores dispuestos sobre la plataforma de perforación, que se encuentra sometido al mismo tiempo al efecto de giro transmitido por el varillaje desde la superficie. La finalidad de la rotación es cambiar el lugar del golpe para de esta forma evitar que se atrape la herramienta.

La extracción del detritus se realiza también mediante la circulación (directa e inversa) del aire comprimido, ayudado por agentes espumantes que mejoran la flotabilidad del mismo.

El control sobre la perforación lo ejerce la presión de inyección ya que tiene un efecto sobre la acción de percusión, y sobre la eliminación de los detritus, lo que se traduce en el grado de avance de la perforación. A mayores presiones, se suelen alcanzar avances más importantes (con una presión de 25 kg/cm<sup>2</sup> se obtiene un avance de 50 m/hora). Como elementos de control intervienen además la velocidad de rotación y el empuje ejercido sobre el martillo de fondo.

La máquina y los elementos empleados son muy similares a los empleados en la perforación a rotación (figura 7). Las diferencias están en el uso del martillo de fondo, en el tipo de elemento de corte y en el empleo de aire comprimido como fluido de circulación.

- El martillo de fondo (figura III.5.8) se encuentra unido al elemento de corte o boca y le confiere a ésta un efecto de golpeteo.

### SECCIÓN III. HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA

- El elemento de corte. La boca del martillo de fondo es de diferente tipo según la formación geológica a perforar. Las hay de cruceta para terrenos blandos y de botón para terrenos duros.
- El fluido de circulación es el aire comprimido inyectado, que se emplea junto a espumantes con objeto de adquirir mayor velocidad y agua para ayudar a la acción del limpiado del sondeo. El caudal necesario es reducido, nunca mayor a 10 litros/minuto. Este aire comprimido también permite la refrigeración de las herramientas de golpeo y corte.

Según el sentido de circulación del aire comprimido, se distinguen dos sistemas de perforación: circulación directa y circulación inversa.

#### Circulación directa

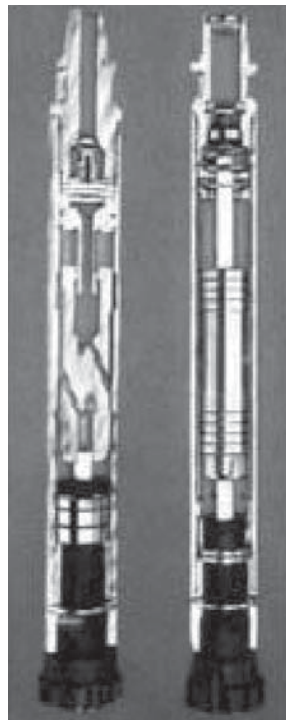
En este caso el aire desciende por el interior del varillaje y asciende por el espacio anular, arrastrando consigo el detritus de perforación.

Este sistema es especialmente indicado para terrenos muy duros y contraindicado en el caso de terrenos detríticos no consolidados (por derrumbes), en karstificados o muy fracturados (posible pérdida de circulación en fisuras, pérdida del martillo en cavidades), y en lo que se prevé que la profundidad del nivel piezométrico dará lugar a una columna de agua excesiva sobre el martillo.

Figura III.5.7. Maquinaria para llevar a cabo un sondeo a rotopercusión.



Figura III.5.8. Martillos de fondo utilizados en la rotopercusión.



Como ventajas de este tipo de perforación se tienen:

- a) Es el procedimiento más rápido, sobre todo para terrenos muy duros donde supera ampliamente al resto de sistemas de perforación
- b) No se colmata la formación al no emplear lodos
- c) Los pozos de diámetro pequeño resultan económicos
- d) Se obtiene una buena verticalidad del sondeo, por lo que es ideal en formaciones inclinadas y fisuradas.

Como inconvenientes tenemos:

- a) Existen limitaciones en los diámetros de perforación (máximo 356 mm)
- b) Los problemas de retorno del detritus debido a las presiones ejercidas por la columna de agua en el interior del sondeo.
- c) El control hidrogeológico sólo es aproximado.
- d) Para diámetros grandes a profundidades importantes se hace imposible la perforación.
- e) Dificultad para mantener la verticalidad en terrenos poco homogéneos.

### **Circulación inversa**

El aire desciende por el interior de la cámara externa del varillaje de doble pared y asciende por la cámara interior, arrastrando los detritus de la perforación.

Para la perforación de esta naturaleza se debe utilizar un martillo especial que incorpora las válvulas necesarias para que el cruce de aire del exterior al interior del varillaje se lleve a cabo en la propia herramienta. Además, la recogida del detritus se hace con ayuda de una campana de diámetro ligeramente inferior al de la herramienta de corte, la cual se localiza inmediatamente encima de ésta.

Este sistema de perforación es muy útil en terrenos muy duros e incluso fisurados. Pero está contraindicado en terrenos detríticos no cohesionados y acuíferos donde el nivel piezométrico provoque una columna de agua excesiva sobre el martillo.

Las ventajas de este sistema son:

- a) Gran velocidad de avance
- b) Se pueden perforar sondeos de gran diámetro y profundidad
- c) Buena verticalidad del sondeo
- d) Nula colmatación de las paredes
- e) Se evitan entubaciones y cementaciones
- f) Detecta bien los acuíferos
- g) Permite el muestreo de agua de la formación
- h) Obtención continua de ripios

Como inconvenientes se pueden señalar:

- a) El peso elevado de la sarta

### SECCIÓN III. HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA

- b) Se necesita una importante logística
- c) Las presiones ejercidas por la columna de agua en el interior del sondeo, dificultan la evacuación normal del detritus.

#### Casos especiales

##### **Perforación a rotación con aire con tricono y air-lift**

Este sistema se utiliza cuando existe una excesiva presión hidrostática sobre el martillo (el martillo se encuentra a cierta profundidad por debajo del nivel piezométrico del acuífero), lo que impide la evacuación del detritus. Las ventajas de este sistema son: el mantenimiento de la verticalidad del taladro, se pueden alcanzar grandes profundidades y obtener importantes diámetros, es posible realizar un muestreo litológico continuo y además no se necesita emplear lodos. Los inconvenientes radican en que este sistema no se puede utilizar en terrenos detríticos no cohesionados, se obtiene un rendimiento inferior al sistema martillo de fondo, se necesita una logística importante al servicio del equipo de perforación y la obtención de un avance óptimo depende de las condiciones de sumergencia (relación entre la profundidad a la que se encuentra el nivel piezométrico y la profundidad a la que se encuentra el *air-lift* con respecto al nivel piezométrico).

##### **Perforación a rotación con aire con tricono y registro bajo campana**

La aplicación de este sistema se lleva a cabo cuando no resulta posible alimentar la línea de aire con el caudal y la presión requeridos para perforar con martillo neumático y tampoco puede conseguirse una sumergencia adecuada del *air-lift*. Los problemas de este sistema se centran en el elevado peso de la sarta y el bajo avance de la perforación, no se puede utilizar en terrenos detríticos no cohesionados y es necesaria una logística muy importante.

##### **Perforación a rotoperCUSión en operaciones combinadas**

Se utiliza en formaciones detríticas no consolidadas y cuando existen grandes bloques que desvían el taladro. Este sistema se caracteriza por usar un martillo de fondo que está provisto de aletas cortantes retráctiles, de modo que se liberan al someter a la herramienta al giro normal y se retraen con un giro en sentido contrario. Además, de forma simultánea a la perforación, se hace descender una columna de entubación de diámetro comprendido entre el del cuerpo del martillo y el de las aletas retráctiles. Como ventajas de este sistema se tiene la verticalidad del taladro, los grandes diámetros, el buen muestreo litológico y que el taladro queda revestido. Por su parte los inconvenientes se centran en la profundidad limitada que se puede alcanzar en la perforación, menor avance en comparación con los martillos de fondo convencionales y el empleo de tubos de gran resistencia. Además, si la tubería que se desciende no es auxiliar, debe ser retirada del sondeo una vez colocada la definitiva o bien debe ser ranurada *in situ*.

##### **Perforaciones horizontales**

Son sondeos dirigidos ortogonalmente a la dirección de la máxima fracturación de la formación geológica, para ello se emplean maquinaria minera que permite hacer sondeos en cualquier ángulo. También se han utilizado en formaciones poco permeables. El mayor problema de estas perforaciones es la facilidad con que puede desviarse el sondeo y la necesidad de entubar a la vez que se perfora, sobre todo si existe material no cohesionado.

### Elección del sistema de perforación

A la hora de elegir el sistema de perforación más adecuado, hay que tener en cuenta distintos criterios:

- Tipo de terreno a perforar
- Profundidad del nivel piezométrico
- Caudal que se pretende extraer
- Propiedades hidráulicas del acuífero a captar
- Logística
- Costos de la obra y posterior explotación.

Obviamente, si lo que busca es el recurso hídrico y no hay acuíferos capaces de transmitirlo hay poco por hacer. Por tanto lo primordial es un buen estudio hidrogeológico que avale las obras a realizar. Normalmente hay que conjugar la orografía del terreno con la disposición en profundidad de las formaciones acuíferas y la localización del nivel piezométrico. Se debe buscar el lugar que permita la realización de una captación lo menos profunda posible y que atraviese el acuífero buscado con un espesor saturado suficientemente amplio como para permitir su explotación.

Por otro lado, según el destino del agua captada, habrá que tener en cuenta su calidad. Por ejemplo, en el caso de abastecimiento urbano, el agua extraída deberá contar con la suficiente calidad en cumplimiento de la normativa vigente para tal uso. Asimismo, se deberá conocer la situación de explotación del acuífero, pues difícilmente resultará posible, por ejemplo, mantener grandes extracciones a largo plazo en acuíferos sobreexplotados, o con problemas de intrusión marina.

Todos estos factores ayudarán a elegir el mejor método de perforación a emplear reduciendo al máximo el riesgo de fracaso en la captación.

### Control hidrogeológico de una captación

El control hidrogeológico de una captación se basa en obtener la secuencia exacta de los materiales perforados y determinar las formaciones acuíferas atravesadas. Es necesario, en primer término, tener un proyecto de la captación donde se expongan las previsiones sobre la secuencia litológica, así como todo lo relacionado con la terminación y acabado de la captación.

Las observaciones que deben ir anotándose a medida que se lleva a cabo la perforación son:

- 1) Control de los parámetros mecánicos de la perforación:
  - i. Elementos de perforación (tipo de broca, sarta, entubación, etc.)
  - ii. Parámetros de perforación (peso aplicado, rotación, presión de inyección).
- 2) Control de los parámetros hidrogeológicos
  - i. Estudio de las muestras litológicas (estudio litológico, granulometría, calcimetría, análisis específicos)
  - ii. Control del avance de la perforación ya que permite determinar la dureza de las formaciones geológicas atravesadas y obtener la profundidad exacta del cambio de roca.
  - iii. Control de niveles de agua para conocer los distintos tramos acuíferos atravesados.
  - iv. Aplicación de técnicas geofísicas, como los perfiles eléctricos, para detectar las zonas de mayor permeabilidad, fracturas, etc. Que será muy útil para la correcta ubicación de las zonas filtrantes y los tramos a cementar.

### SECCIÓN III. HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA

#### 5.4.6. Terminación y acabado de captaciones

Consisten en llevar a cabo una serie de operaciones que permiten tener una captación con las condiciones adecuadas para su explotación

Estas operaciones son:

1) Entubado. Consiste en el revestimiento, aislamiento o protección de las paredes de la obra. Su finalidad, durante la perforación como durante la explotación, es impedir el derrumbe de las paredes de la captación, aislar acuíferos de diferente calidad o niveles piezométricos, evitar pérdidas de circulación y aislar zonas peligrosas por su plasticidad y expansibilidad.

El entubado puede ser, según la función a desempeñar: auxiliar, el cual se utiliza durante la perforación y se retira al terminar; provisional, se utiliza para aislar acuíferos; y el definitivo, que formará parte de la explotación de la captación.

Las tuberías suelen ser metálicas (acero, acero inoxidable al cromo-níquel, de níquel y cobre y de cobre con silicio y manganeso), aunque también pueden ser de PVC cuando las aguas son agresivas o en abastecimientos urbanos. Su diámetro depende del diámetro de la perforación y del diámetro de la bomba; su espesor dependerá de los esfuerzos a que se encuentre sometida (de 5 a 8 mm).

2) Cementación, que consiste en rellenar con cemento (a veces se mezcla con bentonita como estabilizante y para reducir la retracción) ciertos tramos o sectores de una obra de captación. Los objetivos a cubrir son: unir de forma definitiva la tubería de revestimiento con la pared del sondeo, aumentar la resistencia mecánica a la corrosión de la entubación, sellar el interior de la captación e impedir la contaminación por aguas superficiales que se infiltren, aislar tramos acuíferos concretos, sellar el fondo de la captación para evitar el sifonamiento y como ayuda para la realización de operaciones especiales.

La cementación se puede realizar de diferentes modos: introduciendo la tubería una vez rellenado el sondeo por cemento, inyectando el cemento por el interior de la tubería, introduciendo el cemento por el espacio anular mediante una tubería auxiliar o bien inyectando a presión con una tubería de inyección por el interior de la entubación.

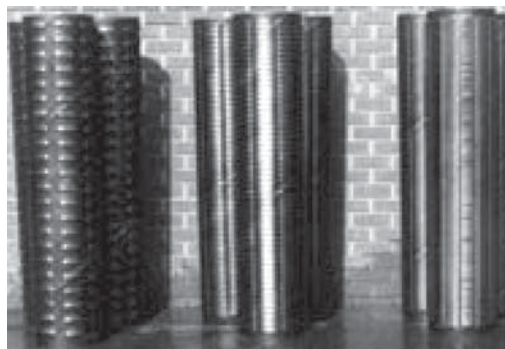
3) Filtros y rejillas. En toda captación es necesario diseñar zonas destinadas a la entrada de agua hacia el interior de la obra. En estos tramos se instalan las tuberías de rejilla y los empaques o rellenos de grava (figura 2) Su objeto es permitir el paso del agua, así como impedir la entrada de material procedente de la formación geológica con la menor pérdida de carga posible.

Existe diferentes tipos de tuberías (figura III.5.9) como la tubería lisa rajada (superficie eficaz del 2%), de filtro de puentecillo (superficie eficaz del 7%), tubería Jhonson (superficie eficaz que llega al 40% pero es de elevado costo) y de persiana (superficie eficaz del 4%).

Los rellenos, filtros o empaques de gravas se colocan entre la pared del sondeo y la tubería filtrante. Están constituidos por un volumen de grava limpia de naturaleza silícea, previamente seleccionada formada por granos o cantos redondeados. Su uso está especialmente recomendado cuando se captan acuíferos formado por materiales sueltos (arenas y gravas). Su colocación se lleva a cabo con la ayuda de un tubo auxiliar flexible.



Figura III.5.9. Diferentes tipos de rejillas.



La apertura de la rejilla se calcula en función de la granulometría del filtro de grava, o bien si éste no se ha colocado, de la de la formación geológica a captar. También se debe tener en cuenta el caudal a extraer y la velocidad de paso del agua a través de la rejilla (velocidad óptima 3 cm/s). Las rejillas se instalan junto con la tubería definitiva.

Adicionalmente es necesario el desarrollo de un pozo una vez que finaliza la obra de captación, tiene como objetivo optimizar el rendimiento del sondeo y aumentar el caudal de extracción. Existen diferentes técnicas que se puede usar en función de la naturaleza de la formación geológica, aunque también hay técnicas que se pueden emplear para cualquier material. En el caso de materiales consolidados se usa la acidificación y los explosivos y en no consolidados, el pistoneo. Para cualquier tipo de material se utiliza el valvuleo, el sobrebombeo y bombeo intermitente, el aire comprimido, la nieve carbónica y los polifosfatos (o agentes dispersantes).

En el caso de las captaciones destinadas a abastecimiento urbano, uno de los objetivos prioritarios es mantener la calidad del agua, para lo cual es necesario tomar ciertas medidas preventivas durante la construcción de la obra.

Hay que tener en cuenta que las vías preferentes de entrada de la contaminación a una captación son la parte superior de la entubación y el espacio anular que se crea entre la tubería y la pared del sondeo; por lo tanto, es necesario contemplar los siguientes puntos:

- La tubería de revestimiento debe sobresalir al menos 0.5 metros sobre la superficie del terreno.
- Colocar una plaza de cemento alrededor de la entubación con una ligera inclinación hacia fuera.
- Sellar herméticamente la tubería de revestimiento.
- Cementar de forma correcta el espacio anular.

También es necesario efectuar acciones de limpieza y desinfección para eliminar los productos residuales que se han empleado durante la construcción de la obra. Generalmente se inicia con una limpieza preliminar que consiste en un lavado con cepillo utilizando álcalis para eliminar la grasa, después se efectúa la desinfección del sondeo con una solución de cloro, a la que también puede añadirse un esterilizante. Finalmente, hay que bombear para eliminar todo el cloro.

### SECCIÓN III. HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA

Otro punto importante es el abandono de pozos, los cuales deben ser precintados y rellenados; para ello se efectúa una cementación (cemento hormigón armado, arcilla y arena) tanto del espacio interior de la tubería como del espacio anular (es aconsejable retirar la entubación). Esta clausura del pozo tiene varios objetivos como evitar caídas, impedir que se convierta en un punto de vertido, evitar el accenso liberal acuífero de aguas superficiales e impedir la interconexión de acuíferos.

#### Valoración de una captación

Una vez que se ha finalizado la construcción de la captación es necesario calcular el caudal de explotación, mediante un ensayo de bombeo, ya que mediante este ensayo es posible determinar las características hidrodinámicas de la captación y de la formación geológica captada, a partir de las cuales se obtiene el caudal óptimo de explotación.

El ensayo consiste en bombear durante cierto tiempo a caudal constante o variable y determinar el nivel del agua tanto en el propio sondeo como en otros próximos. De los datos obtenidos y de su interpretación, se obtendrá los valores de conductividad hidráulica, transmisividad, coeficiente de almacenamiento, presencia de barreras, así como el radio de influencia de la captación y la amplitud de la zona de llamada, la cual es un factor determinante en la definición de los perímetros de protección.

El caudal (o rendimiento) máximo de una captación se determina mediante la combinación de dos pruebas de bombeo, un bombeo escalonado y otro de larga duración. Con la primera prueba se determinan las pérdidas de carga (con caudales creciente y medida de los descensos provocados por éstos) y mediante la segunda se calculan los parámetros hidrodinámicos del propio acuífero.

#### Máquinas de fluidos: bombas

##### Generalidades

Las bombas son dispositivos o máquinas que permiten elevar, trasegar, o mejor dicho transportar agua o cualquier líquido o mezcla en una dirección determinada.

Bomba es una máquina que se instala en un sistema de conducción o transporte de fluido, que absorbe energía de una fuente externa (normalmente energía mecánica) y la transforma a otro tipo de energía que es asimilada por el fluido (energía hidráulica en forma de presión y/o velocidad). Esta energía ganada por el fluido sirve para vencer alturas, pérdidas hidráulicas, etc.

La clasificación de las bombas se basa exclusivamente en el mecanismo utilizado para mover el fluido y tenemos tres clases:

1. Bombas Centrífugas: que utilizan fuerzas centrífugas para desarrollar un aumento de presión que sirve para mover un fluido.
2. Bombas Rotativas: que producen desplazamientos positivos continuos de un líquido utilizando dentro de una cámara, piñones, alabes, tornillos, etc.
3. Bombas Reciprocantes: que producen desplazamientos positivos intermitentes de un líquido utilizando pistones, diafragmas, etc.

De estas tres clases de bombas sin duda la más utilizada es la centrífuga y se clasifica de la siguiente manera:

- Según la dirección del flujo: bombas de flujo radial, de flujo axial o flujo radioaxial.
- Según la posición del eje: bombas de eje horizontal, de eje vertical o eje inclinado.
- Según la presión engendradora: bombas de baja, media y de alta presión.
- Según el número de flujos en la bomba: de simple aspiración o de un flujo y de doble aspiración o de dos flujos.
- Según el número de rodetes: de un escalonamiento o de varios escalonamientos.

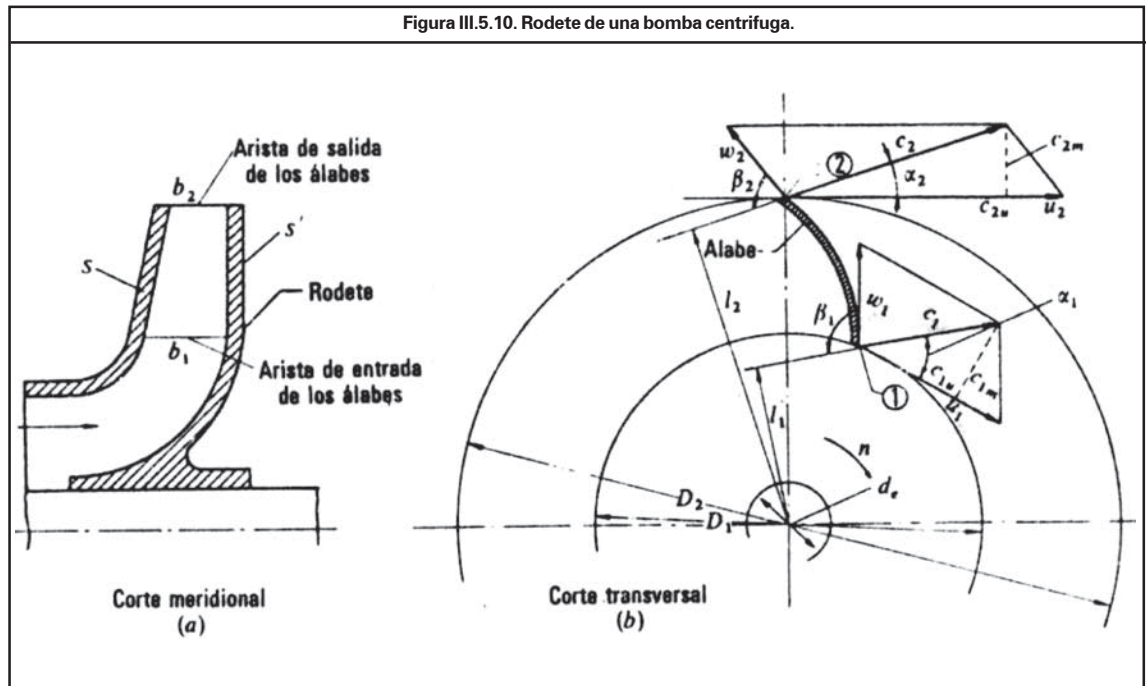
**Principio de funcionamiento de las bombas centrífugas**

Su funcionamiento se basa en la ecuación de Euler, y su órgano transmisor de energía se llama rodete, el cual produce o transmite energía por fuerza centrípeta.

Para impartir fuerzas centrífugas el impulsor gira, desarrollado por un elemento motor al cual está conectado a través de un eje, lo que permite que el líquido salga despedido radialmente hacia el exterior del impulsor y un nuevo volumen viene a ocupar su lugar en el centro en donde la presión produce un flujo continuo.

La ecuación de Euler constituye la ecuación básica para el estudio de las bombas pues expresa la energía intercambiada en el rodete. En la deducción de esta ecuación se supone que todas las partículas de fluido que entra en los álabes sufren una misma desviación (método unidimensional de estudio).

La deducción de la ecuación se hace con referencia a la figura III.5.10, supone que la bomba funciona en régimen permanente y que al girar crea una depresión en el rodete penetrando el fluido en el interior de la bomba.



### SECCIÓN III. HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA

Sea  $c_1$  la *velocidad absoluta* de una partícula de fluido a la entrada de un álabe (punto 1 de la figura III.5.10). El rodete accionado por el motor de la bomba gira a una velocidad  $n$ , rpm. En el punto 1 tiene una *velocidad periférica*  $u_1 = \pi D_1 n / 60$ . [III.5.1]

Con relación al álabe el fluido se mueve con una velocidad  $w_1$ , llamada *velocidad relativa a la entrada*. Las tres velocidades  $c_1, u_1, w_1$  están relacionadas según la mecánica del movimiento relativo por la ecuación vectorial:

$$w_1 = c_1 - u_1 \quad \text{[III.5.2]}$$

Suponemos que el álabe (o su tangente) tiene la dirección del vector  $w_1$ , con lo que la partícula entra sin choque al alabe, y sale del rodete con una *velocidad relativa a la salida*  $w_2$  que será tangente al alabe en el punto 2, en el mismo que tendrá una velocidad periférica  $u_2$ . La misma composición de velocidades de la ecuación anterior nos proporciona la *velocidad absoluta a la salida*  $c_2$ :

$$c_2 = w_2 + u_2 \quad \text{[III.5.3]}$$

Estas ecuaciones se representan mediante dos triángulos, que se llaman triángulos de entrada y de salida, respectivamente (figura III.5.11).

$u_1, u_2$ : velocidades absolutas o periféricas del álabe a la entrada y salida respectivamente

$c_1, c_2$ : velocidades absolutas del fluido a la entrada y salida

$w_1, w_2$ : velocidades relativas a la entrada y salida del fluido con respecto al álabe

$c_{1u}, c_{2u}$ : componentes periféricas de las velocidades absolutas

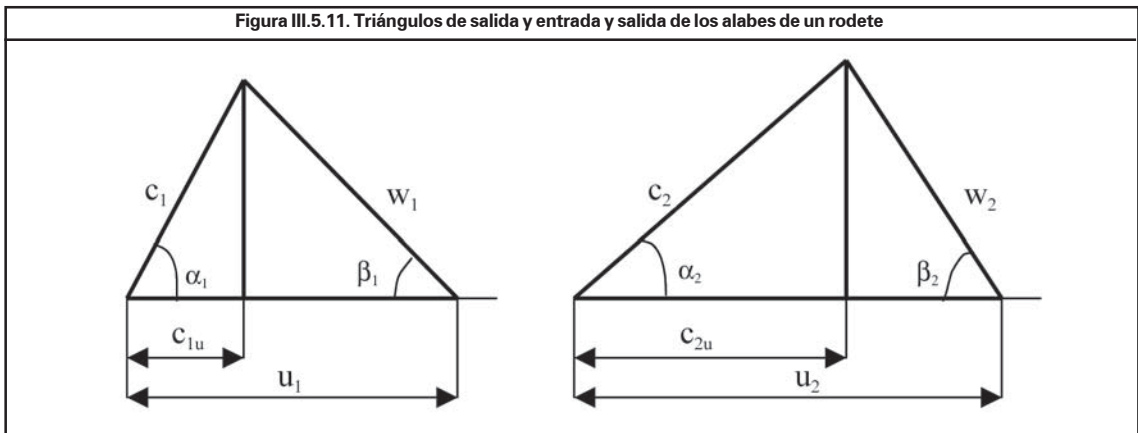
$\alpha_1$ : ángulo que forma las velocidades  $c_1$  y  $u_1$

$\beta_1$ : ángulo que forma  $w_1$  con  $(-u_1)$

El *Momento* total comunicado al fluido está dado por la ecuación:

$$M = Q\rho (r_2 c_{2u} - r_1 c_{1u}) \quad \text{[III.5.4]}$$

Figura III.5.11. Triángulos de salida y entrada y salida de los alabes de un rodete



y multiplicando el momento por la velocidad angular ( $\omega=2\pi n/60$ ), hallaremos la *Potencia* de la bomba:

$$P = M\omega \quad \text{[III.5.5]}$$

Las *Alturas* de la bomba está dada por las ecuaciones:

$$\text{Altura de Euler: } H_p = (u_1^2 - u_2^2) / 2g + (w_1^2 - w_2^2) / 2g + (c_1^2 - c_2^2) / 2g$$

$$\text{Altura de Presión del rodete: } H_p = (u_2^2 - u_1^2) / 2g + (w_1^2 - w_2^2) / 2g$$

$$\text{Altura Dinámica del rodete: } H_d = (c_1^2 - c_2^2) / 2g$$

El Grado de Reacción, que es el modo como trabaja el rodete:

$$Gr = H_p/H_u$$

Gr igual a 1 es la bomba ideal.

Para que una bomba centrífuga trabaje eficientemente y produzca mayor cantidad de  $H_p$  es necesario que la componente tangencial  $c_{2u}$  de la velocidad absoluta  $c_2$  sea positiva y el ángulo  $\beta_2$  menor de  $90^\circ$ , por lo cual la configuración de los álabes tienen su curvatura hacia atrás en el sentido de la rotación. Cabe anotar que lo común en estas bombas, es que la entrada es radial, lo que significa que la velocidad absoluta del fluido es perpendicular a la velocidad absoluta del álabe.

Ejemplo:

Una bomba centrífuga, en la que no se consideran las pérdidas, tiene las siguientes dimensiones:  $D_1 = 75\text{mm}$ ,  $D_2 = 300\text{mm}$ ;  $b_1 = b_2 = 50\text{mm}$ ;  $\alpha_1 = 45^\circ$ ;  $\beta_2 = 60^\circ$ . La entrada en los albes es radial, la bomba gira a 500 rpm, el fluido bombeado es agua.

Calcular: a) el caudal, b) la altura que da la bomba, c) el par transmitido por rodete al fluido, d) la potencia de accionamiento y e) el grado de reacción.

$$\text{a) } Q = V * A = (c_1) * (\pi * D_1 * b_1)$$

$$c_1 = u_1 \text{ condición del problema } (\alpha_1 = 45^\circ)$$

$$u_1 = \pi D_1 n / 60 = (\pi * 0.075 * 500) / 60 = 1.964 \text{ m/s} = c_1$$

$$Q = 1.964 * \pi * 0.075 * 0.05 = 0.023 \text{ m}^3/\text{s}$$

$$\text{b) } H_u = (u_2 * c_{2u} - u_1 * c_{1u}) / g \quad u_1 * c_{1u} = 0 \text{ (por entrada radial)}$$

$$u_2 = \pi D_2 n / 60 = (\pi * 0.300 * 500) / 60 = 7.845 \text{ m/s}$$

$$c_{2u} = u_2 * \cos x; \quad x = c_{2m} / \tan 60^\circ \text{ (por triángulos de entrada y salida)}$$

$$Q = c_{1m} * \pi * D_1 * b_1 = c_{2m} * \pi * D_2 * b_2$$

$$c_{2m} = 0.023 / (\pi * 0.3 * 0.05) = 0.491 \text{ m/s}$$

$$x = 0.28 \text{ m/s}$$

### SECCIÓN III. HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA

$$c_{2u} = 7.506 \text{ m/s}$$

$$H_u = (u_2 * c_{2u}) / g = 6.06 \text{ m}$$

$$c) \quad M = Qr (r_2 c_{2u} - r_1 c_{1u})$$

$$M = 0.023 * 1000 * 0.15 * 7.506 = 26.268 \text{ m}^3\text{N}$$

$$d) \quad P = M\omega$$

$$P = (26.268 * 2\pi * 500) / 60 = 1.3754 \text{ kW}$$

$$e) \quad Gr = H_p / H_u$$

$$H_p = (u_2^2 - u_1^2 + w_1^2 - w_2^2) / 2g = 3.32 \text{ m}$$

$$Gr = H_p / H_u = 3.32 / 6.06 = 0.55$$

$$Gr = 55 \%$$

#### Pérdidas, potencias y rendimientos

Pérdidas hidráulicas. Son las que disminuyen la energía útil que la bomba comunica al fluido y consiguientemente la altura útil, producido por el rozamiento del fluido con las paredes de la bomba.

Pérdidas volumétricas. Son las pérdidas de caudal circulante, salpicaduras de fluido al exterior por el juego entre la cáscara y el eje de la bomba.

Pérdidas mecánicas. Pérdidas por rozamiento de disco, en el prensaestopa, en cojinetes.

Potencia de accionamiento. Potencia libre en el eje.

Potencia interna. Es la potencia total transmitida al fluido.

Potencia útil. es la invertida en impulsar el caudal a la altura útil.

Rendimiento hidráulico ( $\eta_h$ ). Tiene en cuenta todas y sólo las pérdidas de altura total.

Rendimiento volumétrico ( $\eta_v$ ). Tiene en cuenta todas y sólo las pérdidas volumétricas.

Rendimiento mecánico ( $\eta_m$ ). Tiene en cuenta todas y sólo las pérdidas mecánicas.

$$\eta_{\text{TOTAL}} = \eta_m * \eta_v * \eta_h = 1$$

#### Cavitación

La cavitación produce dos efectos perjudiciales: disminución del rendimiento y erosión. Se produce por el tipo de bomba, es decir, del número de revoluciones; por la altura de suspensión de la bomba, la cota del eje de la bomba sobre el nivel del líquido; y por el caudal de la bomba que nunca debe exceder al máximo permisible.

#### Golpe de ariete

El golpe de ariete puede producirse si se para el motor sin cerrar previamente la válvula de impulsión y por un corte imprevisto en el funcionamiento de la bomba.

### Velocidad específica ( $\eta_s$ )

Es la velocidad de una bomba imaginaria, similar a una real, que al girar a una velocidad específica elevaría una unidad de volumen en unidad de tiempo (caudal) a través de una unidad de carga.

$$\eta_s = (nQ_o^{0.5}) / H_{Bo}^{3/4}$$

Donde:

n : número de revoluciones

Qo, H<sub>Bo</sub> : valores en la eficiencia máxima

### Curvas características

Una bomba girando a una velocidad constante(n) puede entregar una gama de caudales a una determinada altura, esta relación está representada como una curva continua de Q vs. H<sub>B</sub> y la tendencia universal es que a mayor caudal agregado menor es la carga transmitida al líquido.

La mayor o menor inclinación y/o curvatura depende del diseño mecánico de la bomba y está relacionada con la llamada velocidad específica.

Para cumplir con condiciones dadas por un punto de operación (Qi, H<sub>Bi</sub>), la bomba necesita consumir en el eje una determinada potencia (Psi), de modo que puede establecerse una segunda curva Q vs. Ps.

Una vez que se conocen estas curvas se puede calcular y obtener la tercera curva de rendimientos con la siguiente expresión:

$$\eta_i = (\tau * Q_i * H_{Bi}) / Psi \quad [III.5.6]$$

Las tres curvas quedan representadas en un mismo gráfico, como se muestra en la figura III.5.11. El punto de operación máximo de la bomba es aquel en el cual el mayor porcentaje de la potencia consumida, Ps es transmitida al líquido, Pw. Por lo tanto lo recomendable será trabajar en un punto cerca de este máximo.

### Similitud dinámica

Dos bombas centrífugas son dinámicamente similares cuando:

- son geoméricamente similares
- los triángulos de velocidad en el rodete son similares.

Esta similitud pronostica las curvas características de una bomba con base en las curvas conocidas de la misma bomba funcionando bajo otras condiciones; distinta velocidad, distinto líquido, otro diámetro de impulsor, etc.

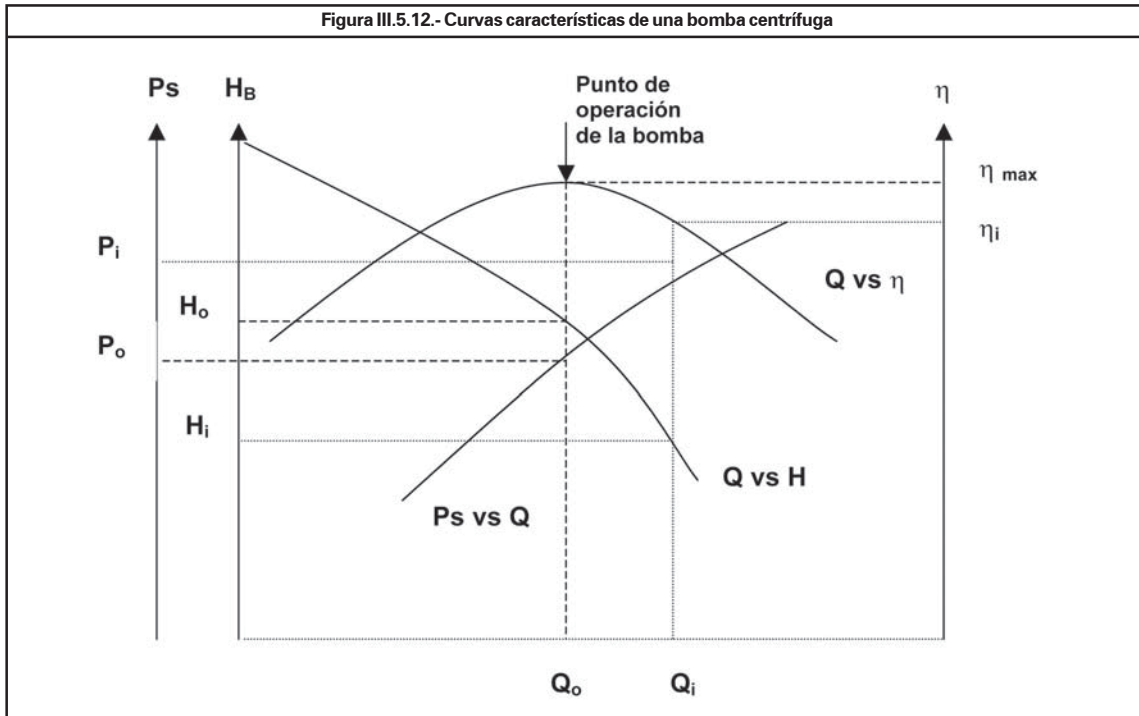
Parámetros de similitud: aplicando los criterios de similitud a dos bombas dinámicamente similares se encuentran parámetros que, en puntos de igual rendimiento, deben tener el mismo valor numérico:

$$\text{Caudal: } Q_1 / n_1 D_1^3 = Q_2 / n_2 D_2^3$$

$$\text{Carga: } g_1 H_{B1} / n_1^2 D_1^2 = g_2 H_{B2} / n_2^2 D_2^2$$

$$\text{Potencia: } g_1 P_{s1} / \gamma_1 n_1^3 D_1^5 = g_2 P_{s2} / \gamma_2 n_2^3 D_2^5$$

Figura III.5.12.- Curvas características de una bomba centrífuga



Ejemplo:

Una bomba centrífuga con un diámetro en el impulsor de 0.2 m entrega 20 lt/s de agua contra una carga dinámica total de 18 m, y una potencia de 4 kw cuando opera a 1170 rpm. Si se asume que permanece la misma eficiencia, determinar: la carga, el caudal y la potencia para una bomba geoméricamente similar con un diámetro en el impulsor de 250 mm operando a 870 rpm.

Aplicando las ecuaciones anteriores anotadas se tiene que:

$$Q_1 / n_1 D_1^3 = Q_2 / n_2 D_2^3; 0.02 / (1170 * 0.2^3) = Q_2 / (870 * 0.250^3); Q_2 = 0.029 \text{ m}^3/\text{s}.$$

$$H_{B1} / n_1^2 D_1^2 = H_{B2} / n_2^2 D_2^2; 18 / (1170^2 * 0.2^2) = H_{B2} / (870^2 * 0.250^2); H_{B2} = 15.55 \text{ m}.$$

$$Ps_1 / n_1^3 D_1^5 = Ps_2 / n_2^3 D_2^5; 4 / (1170^3 * 0.2^5) = Ps_2 / (870^3 * 0.250^5); Ps_2 = 5.02 \text{ kw}.$$



# Capítulo III.6. Hidráulica de pozos

## Conceptos básicos de la hidráulica de pozos

Los estudios de hidráulica de pozos se realizan en captaciones de agua subterránea. Estas captaciones se pueden clasificar en:

*Pozos.* Perforación vertical de forma más o menos cilíndrica y de menor diámetro que la profundidad. El agua penetra a lo largo de las paredes creando un flujo de tipo radial. Si están hechos manualmente se les denomina pozo y si es por medio mecánicos sondeos.

*Drenes y galerías.* Perforación horizontal de sección más o menos circular y longitud mayor que el diámetro. El agua penetra a lo largo de la obra creando un flujo aproximadamente paralelo y horizontal. Termina en un pozo colector o aflora en superficie.

*Pozos con drenes radiales.* Pozo revestido del que salen drenes horizontales en varias direcciones.

*Pozo penetrante.* Cuando su zona filtrante (zona por donde penetra el agua) abarca la totalidad del espesor del acuífero.

*Pozo incompleto.* Cuando sólo abarca una parte del acuífero.

*Pozo parcialmente penetrante.* Cuando el pozo es incompleto pero su zona filtrante se inicia en el techo o en la base del acuífero.

Cuando se inicia un bombeo se produce un descenso del nivel del agua a fin de establecer un gradiente hidráulico que ponga en movimiento el agua hacia la captación. En el pozo el agua pasa por una superficie relativamente pequeña y por lo tanto precisa un gradiente importante para que de acuerdo con la Ley de Darcy exista un flujo igual al caudal bombeado. A medida que nos alejamos del pozo la superficie cilíndrica aumenta por lo que el gradiente disminuye ya que el caudal que pasa es el mismo. Este hecho justifica la forma de embudo del nivel piezométrico. Se habla de cono de descenso o cono invertido de descenso. Si en vez de bombear introducimos agua (recarga) se tiene el fenómeno inverso, formándose un domo.

El nivel del agua de un acuífero cuando no existen bombes se llama nivel estático y si hay una captación en funcionamiento se nombra nivel dinámico.

Las magnitudes que sirven para definir el comportamiento hidráulico de una captación son:

$l = \text{profundidad útil del pozo}$ . Distancia desde la superficie del terreno hasta la parte más baja de la zona filtrante.

$H$  (libre),  $h$  (cautivo) = *nivel del agua con el pozo en funcionamiento*. Distancia desde la base del acuífero hasta el nivel del agua.

### SECCIÓN III. HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA

El nivel antes del bombeo se representa como  $H_0$ ,  $h_0$  y el nivel en pozo durante el bombeo  $H_p$ ,  $h_p$ . Los valores en mayúsculas son para acuíferos libres y significan también espesor saturado. Los valores en minúsculas se usan para cautivos.

$s$  = descenso del nivel del agua

$$s = h_0 - h \text{ (cautivos)} \quad s = H_0 - H \text{ (libres)} \quad \text{[III.6.1]}$$

$s_p$  = descenso del agua en el pozo

$$s_p = h_0 - h_p \quad s_p = H_0 - H_p \quad \text{[III.6.2]}$$

$\lambda$  = longitud de la zona filtrante. Longitud de la zona útil de penetración del agua en la captación.

$b$  = Espesor del acuífero. En el caso de un acuífero libre se considera igual al espesor saturado y por tanto  $b = H$ .

$r_p, \varnothing$  = Radio del pozo y diámetro del pozo. Se entiende como tales a los que corresponden a la entubación y en su defecto los de la perforación.

$R$  = Radio de influencia del pozo. Distancia a partir de la cual se consideran nulos los descensos producidos por el bombeo.

$p$  = Longitud relativa de la zona filtrante o factor de penetración

$$\text{Cociente entre su longitud y el espesor del acuífero } p = \frac{h_s}{b} \quad \text{[III.6.3]}$$

$q$  = Caudal específico de un pozo. Cociente entre el caudal de agua bombeado y el descenso de nivel producido en el pozo. Su valor no es constante para un determinado caudal ya que con el tiempo el descenso aumenta

$$q = \frac{Q}{s} \quad \text{[III.6.4]}$$

siendo  $q$  el caudal específico,  $Q$  el caudal de bombeo y  $s$ , el descenso del nivel del agua en el pozo.

**Eficiencia de un pozo.** Cociente entre el descenso teórico y el descenso medido en el pozo. Intervienen las pérdidas de penetración en el pozo más las pérdidas por circulación en la porción de acuífero próximo y dentro del propio pozo.

Dentro del pozo se puede medir un nivel menor o a lo más igual que el nivel en el exterior del pozo, pues existe una pérdida de carga al atravesar el agua la zona filtrante. Este descenso se llama pérdida de penetración.

Los objetivos de un ensayo de bombeo son:

1. Establecer las características del acuífero. Se obtienen valores representativos de las características del acuífero.
2. Conocer el funcionamiento del acuífero.
3. Determinar la correcta construcción del pozo (comportamiento del pozo).
4. Predicción de caudales y descensos futuros.

Los datos no tienen carácter local ni la dudosa validez de los ensayos de laboratorio

**Tipos de ensayos**

1. Aforos o ensayos de descensos. Bombeos para estudiar características de los pozos. No se realizan observaciones en pozos próximos.
2. Ensayos de bombeos. Bombeos donde se observan los descensos en otros pozos o piezómetros próximos. Se extrae agua a un determinado caudal a partir de un instante en que se puede suponer que el nivel piezométrico del acuífero es estacionario.
3. Ensayos de recuperación. Medir niveles después del cese del bombeo en el pozo y/o piezómetros cercanos. Son un importante complemento al ensayo de bombeo

**Características del ensayo**

1. Caudal constante. Extraer agua a un caudal determinado durante un periodo de tiempo.
2. Caudal escalonado. Se van incrementando el caudal durante el ensayo de bombeo.
3. En régimen estacionario. Estos ensayos son fáciles de interpretar pero no permiten calcular el coeficiente de almacenamiento. Se necesitan varios puntos de observación y tiempos de bombeo largos.
4. En régimen no permanente. Son de corta duración y se necesitan menos puntos de observación. Permite calcular el coeficiente de almacenamiento y consisten en medir el ascenso de niveles después de un bombeo durante un periodo de tiempo constante.

**Datos que se obtienen**

*De un aforo:*

- Caudal óptimo
- Curva característica del pozo donde se representan descenso frente a caudales
- Eficiencia del pozo (descenso teórico/descenso medido). Un pozo eficiente será el que tenga un valor próximo a 1
- Datos preliminares del acuífero (barreras, semiconfinamiento, etc.)
- Primera estimación de S

*De un ensayo de bombeo:*

- Transmisividad y coeficiente de almacenamiento
- Características del acuífero (recarga, drenaje, semiconfinamiento, etc.)
- Presencia y situación de límites
- Datos para extrapolar descensos a largo tiempo
- Eficiencia real del pozo

**Selección del lugar del ensayo**

El objetivo es buscar un lugar que facilite la ejecución e interpretación de datos.

- Lugar en que el acuífero sea lo más homogéneo posible

### SECCIÓN III. HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA

- Que el acuífero responda a un modelo sencillo (ejemplo cautivo con espesor constante)
- Que no existan barreras o por lo menos que estén bien definidas
- Que no exista flujo natural o con un gradiente muy pequeño y conocido
- Conocer la geología (características geométricas y litológicas)
- Que no existan bombeos próximos u otras actividades que provoquen variaciones
- Si el acuífero es libre, que el nivel del agua esté suficientemente profundo para que no exista evapotranspiración ni recargas rápidas por lluvia.
- Que el agua bombeada no llegue al acuífero

#### **Características del pozo de bombeo**

- Totalmente penetrante y que esté nivelado
- No debe tener rejilla en más de un acuífero
- Limpio y bien desarrollado
- Debe ser eficiente y, de ser posible, con una rejilla adecuada y macizo de gravas
- Diámetro adecuado para instalar bomba y realizar mediciones ( > 400 mm.)
- Conocer los materiales atravesados y la historia de la construcción
- Nivelar el punto
- Si el pozo es parcialmente penetrante es preciso conocer la situación de la rejilla en relación con el espesor del acuífero para poder efectuar correcciones.

#### **Características de los pozos de observación (piezómetros)**

- Conocer el esquema geológico y constructivo
- Facilidad de medición
- Nivelar los puntos
- Medir niveles antes del ensayo para ver si existe flujo natural
- Colocarlos en forma de cruz y si hay flujo según su dirección y aguas abajo

#### **Mediciones**

- Utilización de sondas de nivel con errores inferiores a 1 cm y en ocasiones a 0.2 cm.
- Se debe medir el nivel inicial
- El tiempo inicial (arranque de la bomba)
- Medición del nivel piezométrico en tiempos que queden más o menos regularmente distribuidos en escala logarítmica
- Control del caudal de bombeo (cada ½ hora)
- Otros datos: temperatura del agua (que afecta a la transmisividad) y análisis de muestras de agua recogidas a lo largo del ensayo (se analiza la primera muestra y la última y si no hay cambios se desecha el resto de las muestras).

**Duración de los ensayos y aforos**

- Aforo: hasta la estabilización o casi estabilización. En general duran de 24 a 72 horas (o más)
- Ensayo en acuífero cautivo: 12-24 horas
- Ensayo acuífero libre: hasta 72 horas
- La recuperación se mide durante un tiempo similar al de bombeo.

**Hidráulica de captaciones en régimen estacionario (permanente)**

Se presentarán las fórmulas que relacionan las características del acuífero, del pozo, los descensos producidos y el tiempo de bombeo (Freeze y Cherry, 1979; Bear, 1988; Harr, 1990).

**Hipótesis de base:**

1. El acuífero es homogéneo e isótropo y el agua de densidad y viscosidad constante
2. Espesor del acuífero constante y su base horizontal
3. No hay flujo natural por tanto los niveles iniciales son horizontales
4. Flujo radial y horizontal (equipotenciales cilíndricas y concéntricas con el pozo)
5. Siempre se cumple la ley de Darcy
6. S es constante en espacio y en el tiempo
7. Todo el agua liberada aparece simultáneamente y proporcionalmente a la disminución del nivel piezométrico.
8. Acuífero de extensión infinita y que no existen otras captaciones
9. Pozo completo
10. No existe pérdida de carga de penetración en el pozo
11. Caudal de bombeo constante
12. En régimen variable se admite que el radio del pozo es suficientemente pequeño y que la variación de volumen almacenado en el mismo no influye en el caudal de bombeo

El origen de los tiempos se tomará al momento de iniciarse el bombeo y el origen de distancias horizontales será el eje del pozo. Todos los niveles piezométricos irán referidos a la base del acuífero que será el origen de distancias verticales.

**Pozo en acuífero cautivo**

Hipótesis de base adicionales:

1. Ausencia de recarga a través de techo y muro
2. El nivel del agua en el pozo (h) por debajo del techo de la capa confinante

Se debe cumplir que el caudal de agua bombeada debe ser igual al flujo que atraviesa cualquier superficie equipotencial (figura III.6.1), las cuales son cilindros verticales concéntricos con el pozo, por lo tanto:

### SECCIÓN III. HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA

$$Q = 2\pi r T \frac{dh}{dr} \quad \text{resolviendo esta ecuación} \quad Q = 2\pi T \frac{h_1 - h}{\ln \frac{r_1}{r}} \quad \text{[III.6.5]}$$

Donde

Q: Caudal de bombeo en el pozo

T: Transmisividad

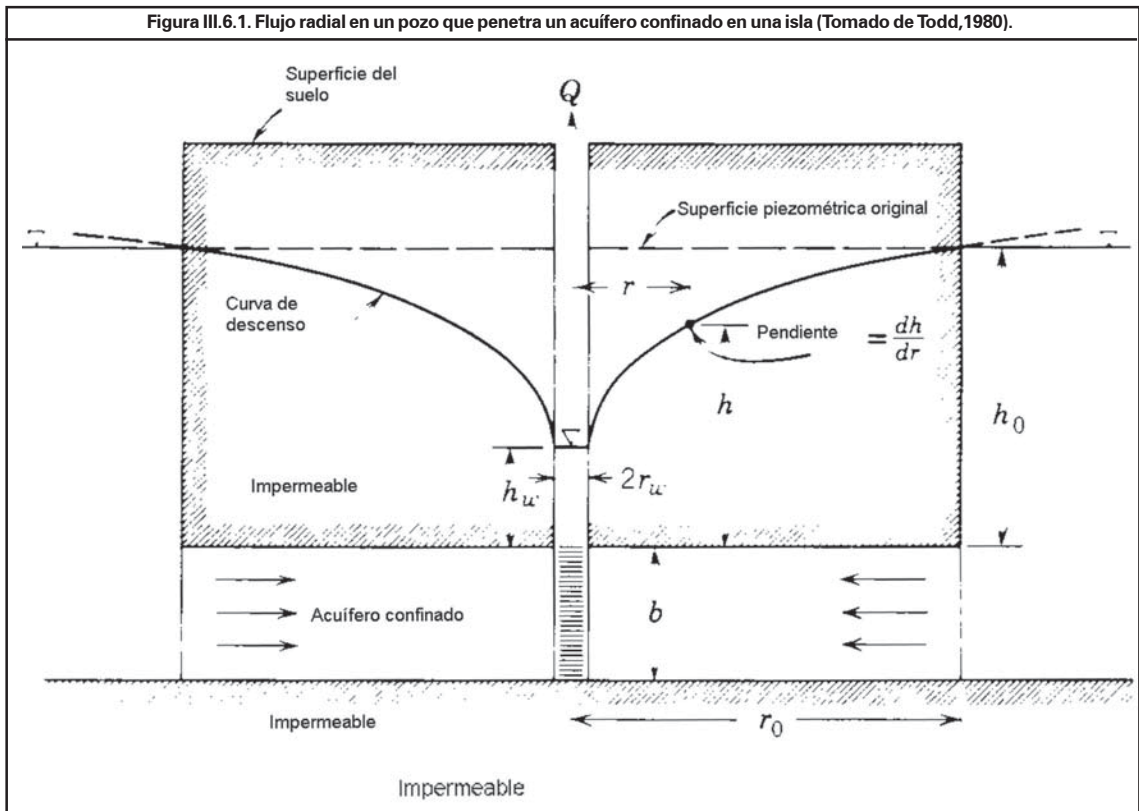
r: distancia desde el pozo al piezómetro donde se mide el nivel piezométrico

h: nivel piezométrico medido a la distancia r

$r_1$ : distancia desde el pozo al piezómetro 1 donde se mide el nivel piezométrico

$h_1$ : nivel piezométrico medido en el piezómetro 1

De ahí se pueden calcular los descensos  $h_1 - h = \frac{Q}{2\pi T} \ln \frac{r_1}{r}$  ecuación conocida como fórmula de Thiem (1906) que permite determinar la forma de la superficie piezométrica si se conoce su posición en un punto.



En un acuífero cautivo infinito al no haber recarga no puede establecerse el régimen permanente, pero a efectos prácticos cuando el embudo de bombeo se extiende suficientemente se alcanza un régimen casi estacionario, de modo que se cumple:

$$h_0 - h = \frac{Q}{2\pi T} \ln \frac{R}{r} \quad \text{[III.6.6]}$$

Donde  $h_0$  es el nivel inicial y  $R$  el radio de influencia (distancia a partir de la cual los descensos producidos por el bombeo son nulos). Este valor de  $R$  es una extrapolación geométrica y, por eso, sólo coincide aproximadamente con el radio de influencia físico. Este radio físico a su vez depende de lo que se define como descenso inapreciable. Es común considerar como inapreciable, descensos menores a 0.5 mm.

Si se quiere calcular el caudal, entonces:

$$Q = 2\pi T \frac{h_0 - h}{\ln \frac{R}{r}} \quad \text{[III.6.7]}$$

**Aspectos prácticos:**

a) *Cálculo de descensos*

$$s = \frac{Q}{2\pi T} \ln \frac{R}{r} = 0.366 \frac{Q}{T} \log \frac{R}{r} \quad \text{[III.6.8]}$$

El descenso teórico en el pozo ( $s_p$ )  $s_p = \frac{Q}{2\pi T} \ln \frac{R}{r_p} = 0.366 \frac{Q}{T} \log \frac{R}{r_p}$  [III.6.9]

En general el descenso real es mayor que el teórico debido a las pérdidas en el pozo.

$R$  depende de las características del acuífero. Para acuíferos cautivos su valor suele variar entre 200 y 10,000 m. En acuíferos libres son inferiores, suele oscilar entre 10 y 500 m.

b) *Caudal y caudal específico*

El valor del caudal de bombeo se puede calcular:

$$Q = 2\pi T \frac{s_p}{\ln \frac{R}{r_p}} = \frac{2.73 T s_p}{\log \frac{R}{r_p}} \quad \text{[III.6.10]}$$

y el caudal específico como:

$$q = Q/s_p = \frac{2\pi T}{\ln \frac{R}{r_p}} = \frac{2.73 T}{\log \frac{R}{r_p}} \quad \text{[III.6.11]}$$

### SECCIÓN III. HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA

El caudal específico representa una constante que sólo depende de las características del acuífero y es independiente del caudal.

#### c) Perfil de descensos. Análisis de ensayos de bombeo

Si  $s$  en función de  $r$  (gráfico  $s - \log r$ ) se representa en papel semilogarítmico, los diferentes puntos se alinean según una recta cuya pendiente ( $m$ ) es:

$$m = \frac{2.3Q}{2\pi T} = 0.366 \frac{Q}{T} \quad \text{[III.6.12]}$$

Esta recta corta al eje de las abscisas ( $s = 0$ ) en un punto que representa el valor de  $R$ , y a la ordenada  $r = r_p$  en un punto que da el descenso teórico en el pozo  $s_p$ . Como existen pérdidas en el pozo y alteraciones en el acuífero, es frecuente que el descenso real sea mayor que el teórico. La distancia para la cual  $s =$  descenso real ( $s_{p,r}$ ) se llama radio efectivo del pozo  $r_e$ .

En un ensayo de bombeo se medirán los descensos observados en diferentes puntos. Estos datos serán representados en un papel semilogarítmico donde se obtendrá una recta cuya pendiente ( $m$ ) permite calcular  $T$ .

$$m = \frac{2.3Q}{2\pi T} = \frac{s_1 - s_2}{\log r_2 - \log r_1} \quad \text{[III.6.13]}$$

$s_1 - s_2 = (\Delta_s)_{10}$ , que es la distancia en ordenadas entre dos puntos separados por un ancho de modulo logarítmico (múltiplos de 10)

Que permitirá calcular la  $T$  con la siguiente expresión:

$$T = \frac{2.3Q}{2\pi(\Delta_s)_{10}} = 0.366 \frac{Q}{(\Delta_s)_{10}} \quad \text{[III.6.14]}$$

$R$  se lee directamente en el gráfico

#### Pozo en acuífero semiconfinado

Además de las hipótesis anteriores hay que añadir las siguientes:

1. La recarga se produce a partir de otro acuífero situado encima o debajo del semiconfinado, y de tal manera que en estado de reposo ambos acuíferos tengan el mismo nivel piezométrico.

2. La recarga es proporcional a la conductividad hidráulica del acuitardo y a la diferencia de niveles entre los dos acuíferos.

3. La recarga es suficientemente pequeña como para suponer que las líneas de corriente se incurvan bruscamente hasta ponerse horizontales al entrar en el acuífero (la recarga no perturba el régimen de flujo radial horizontal producido por el pozo).



**Aspectos prácticos**

a) *Cálculo de descensos*

$$s = \frac{Q}{2\pi T} K_0(r/B) \quad \text{fórmula de De Glee o de Jacob-Hantush} \quad \text{[III.6.15]}$$

La función  $K_0(r/B)$  está tabulada y también en gráficos (función modificada de Bessel)

B es el factor de goteo  $B = \sqrt{\frac{T}{k'/b'}}$  [III.6.16]

T = transmisividad del acuífero

k' = permeabilidad vertical del acuitardo

b' = espesor del acuitardo

Para valores  $r/B < 0.1$  se puede emplear la siguiente fórmula

$$s = \frac{Q}{2\pi T} \ln \frac{1.123B}{r} \quad \text{donde el radio de influencia es } R = 1.123 B \quad \text{[III.6.17]}$$

b) *Caudal y caudal específico*

$$Q = \frac{2\pi T s_p}{K_o(r_p/B)} \quad \text{y para } r_p/B < 0.1 \quad Q = \frac{2\pi T s_p}{\ln \frac{1.123B}{r_p}} \quad \text{[III.6.18]}$$

Caudal específico

$$q = \frac{2\pi T}{K_o(r_p/B)} \quad \text{y para } r_p/B < 0.1 \quad q = \frac{2\pi T}{\ln \frac{1.123B}{r_p}} \quad \text{[III.6.19]}$$

cuyo valor es constante si el descenso no provoca la pérdida del semiconfinamiento en los alrededores del pozo, ni existen pérdidas de carga en el mismo.

c) *Perfil de descensos. Análisis de ensayos de bombeos*

1. Se representa en papel doble logarítmico, *log s en función de log r*, que es una curva igual a la de  $\log K_0(r/B)$  en función de  $\log r/B$ .

Los datos obtenidos en un ensayo de bombeo se representan en papel doble logarítmico. A la gráfica obtenida se superpone la gráfica  $\log K_0(r/B) - \log r/B$  de modo que coincidan las curvas manteniendo los ejes paralelos. Una vez hecha la coincidencia se elige un punto común cualquiera, de modo que se obtengan los

### SECCIÓN III. HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA

valores de (s), (r), ( $K_0$ ) y (r/B), con los que se puede establecer la T y B. Este es el Método de Coincidencia

$$T = \frac{Q}{2\pi} \frac{(K_0)}{(s)} \quad B = \frac{(r)}{(r/B)}$$

2. Para valores de  $r/B < 0.1$  se representa *s en función de log r*, que permite dibujar una recta que corta al eje de abscisas en un punto R cuyo valor es  $1,123B$  (a partir de R se puede cuantificar B). Con esta recta se puede aplicar el método de Thiem para determinar T.

Para estos valores de  $r/B$  es difícil aplicar el método de coincidencia porque la curvatura es muy pequeña.

#### Pozo en acuífero libre sin recarga

La hidráulica en estos tipos de acuíferos (figura III.6.2) es complicada, por lo que es necesario admitir unas condiciones previas (aproximación de Dupuit-Forchheimer):

1. El flujo es perfectamente horizontal.
2. El gradiente que origina el movimiento del agua viene definido por la pendiente de la superficie freática y vale  $dH/dx$ , donde x es la dimensión horizontal y H el espesor saturado.
3. La velocidad es constante a lo largo de una misma vertical.

La formulación es la siguiente (hay que tener en cuenta la variación de la T al variar el espesor saturado):

$$Q = 2\pi r T \frac{dH}{dr} \quad Q = 2\pi r k H \frac{dh}{dr} \quad \text{[III.6.20]}$$

cuya resolución es  $H_1^2 - H^2 = \frac{Q}{\pi k} \ln \frac{r_1}{r}$  fórmula de Dupuit [III.6.21]

Si se toma  $H = H_p$  para  $r = r_p$ , se tendrá una fórmula que permite calcular el caudal de un pozo conocido, el espesor saturado en el pozo ( $H_p$ ), y el espesor saturado inicial ( $H_0$ ).

$$H_0^2 - H_p^2 = \frac{Q}{\pi k} \ln \frac{R}{r_p} \quad \text{[III.6.22]}$$

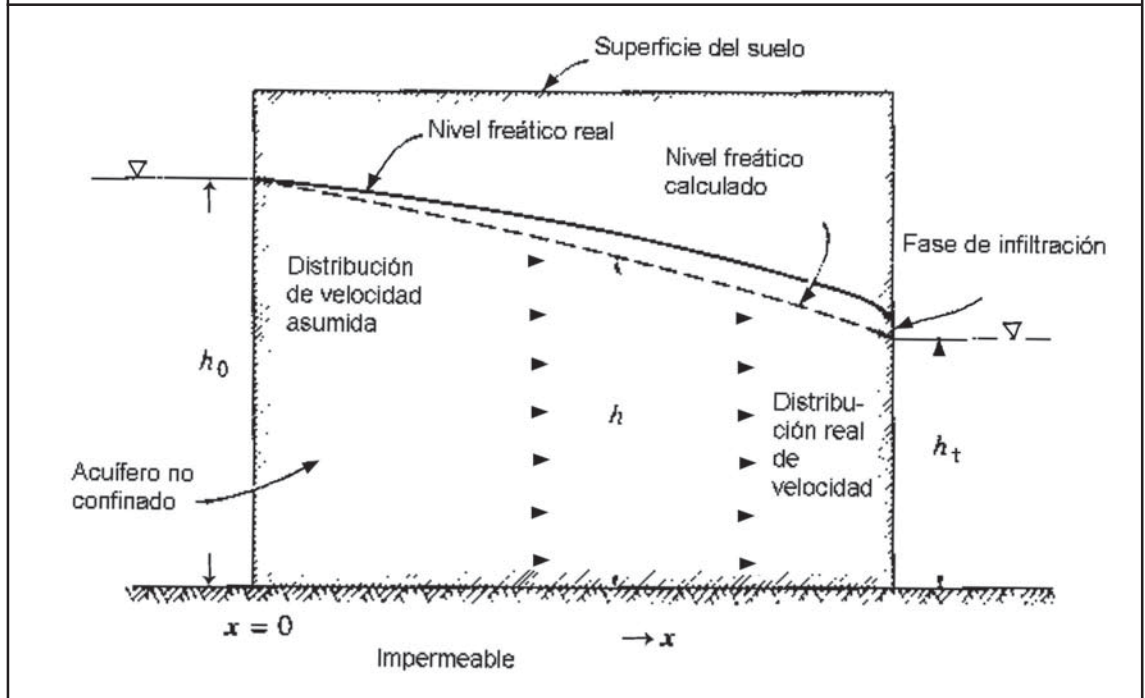
El radio de influencia r puede calcularse a partir de  $R \approx 1.5 \sqrt{\frac{Tl}{m_e}}$  [III.6.23]

El descenso también se puede calcular de forma independiente al caudal (Q).

$$H_0^2 - H^2 = (H_0^2 - H_p^2) \frac{\ln(R/r)}{\ln(R/r_p)} \quad \text{[III.6.24]}$$

Esta misma fórmula se puede expresar de otra forma aplicando la Corrección de Jacob que permite calcular el descenso corregido. Esta corrección permite tratar el acuífero libre como cautivo sin más que corregir los descensos de la forma indicada.

Figura III.6.2. Flujo permanente en un acuífero no confinado entre dos cuerpos de agua con fronteras verticales (Tomado de Todd, 1980).



Descenso corregido  $s_c$   $s_c = s - \frac{s^2}{2H_0}$  y esta expresión se aplica a la fórmula original y obtenemos:

$$s_c = \frac{Q}{2\pi k H_0} \ln \frac{R}{r} = \frac{Q}{2\pi T_0} \ln \frac{R}{r} \quad \text{[III.6.25]}$$

que es la fórmula de Thiem. Donde  $T_0$  es la transmisividad inicial.

Esta fórmula de Thiem se aplicará para descensos pequeños en comparación con el espesor del acuífero ( $s/H_0 < 0.05$ ).

**Aspectos prácticos**

a) *Cálculo de descensos*

Si los descensos son pequeños en comparación con el espesor del acuífero ( $s/H_0 = 0.05$ ) se puede aplicar la fórmula de Thiem.

$$s = \frac{Q}{2\pi T} \ln \frac{r_1}{r} \quad \text{[III.6.26]}$$

### SECCIÓN III. HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA

Para descensos notables ( $s/H_0 > 0.05$ ) en relación con el espesor del acuífero (y en el propio pozo) se emplea la fórmula de Dupuit:

$$H_0^2 - H_p^2 = \frac{Q}{\pi k} \ln \frac{R}{r_p} \quad [\text{III.6.27}]$$

#### b) Caudal y caudal específico

Para el cálculo del caudal, tenemos que:

$$Q = \frac{\pi k (H_0^2 - H_p^2)}{\ln(R/r_p)} = 1.366k \frac{H_0^2 - H_p^2}{\log(R/r_p)} \quad [\text{III.6.28}]$$

y en el caso del caudal específico

$$q = 1.366k \frac{2H - s_p}{\log(R/r_p)} \quad [\text{III.6.29}]$$

$$\text{caudal específico } q = 1.366k \frac{2H - s_p}{\log(R/r_p)} \quad [\text{III.6.30}]$$

#### c) Perfil de descensos. Análisis de ensayos de bombeo

1. Si se aplica la fórmula de Thiem se usa el papel semilogarítmico ( $s - \log r$ )

$$k = \frac{2.3Q}{2\pi H_0 (\Delta_s)_{10}} = 0.366 \frac{Q}{H_0 (\Delta_s)_{10}} \quad [\text{III.6.31}]$$

2. Si se aplica la fórmula de Dupuit se puede obtener una recta si se dibuja  $H_0^2 - H^2$  en función de  $\log r$ , cuya pendiente será:

$$m = \frac{2.3Q}{\pi k} = (\Delta H^2)_{10} \quad k = \frac{2.3Q}{\pi (\Delta H^2)_{10}} \quad [\text{III.6.32}]$$

Si los descensos son importantes en relación con el espesor saturado inicial; los valores pueden corregirse tomando la corrección de Jacob (gráfica  $s_c - \log r$ )

$$k = \frac{2.3Q}{2\pi H_0 (\Delta s_c)_{10}} \quad [\text{III.6.33}]$$

**Hidráulica de captaciones en régimen no estacionario****Pozo en acuífero cautivo**

Se aplican las mismas hipótesis que para régimen estacionario.

La ecuación del flujo de agua subterránea en régimen no permanente se resuelve teniendo en cuenta que (Freeze y Cherry, 1979; Bear, 1988; Harr, 1990):

- En el infinito no se produce ningún descenso ( $h = h_0$  para  $r = \infty$ )
- El caudal que entra en el pozo es igual al bombeado
- Para cualquier tiempo anterior al inicio del bombeo el nivel piezométrico es  $h_0$ .

La resolución de la ecuación de la fórmula de Theis (1935).

$$h_0 - h = s = \frac{Q}{4\pi T} W(u) \quad \text{donde} \quad u = \frac{r^2 S}{4Tt} \quad \text{[III.6.34]}$$

La función  $w(u)$  es la llamada función de pozo en acuífero cautivo y  $u$  es un parámetro adimensional. Esta función está tabulada y graficada.

Para valores de  $u$  suficientemente pequeños ( $u \ll 0.03$ , aunque puede admitirse que es válida hasta valores de 0.1), esta fórmula se puede aproximar mediante la aproximación de Jacob.

$$s = \frac{Q}{4\pi T} \ln \frac{2.25Tt}{r^2 S} \quad \text{[III.6.35]}$$

De esta fórmula se puede obtener  $R$

$R = \sqrt{\frac{2.25Tt}{S}} = 1.5\sqrt{\frac{Tt}{S}}$  que expresa la variación del radio de influencia con el tiempo. Este radio depende del tiempo y de las características del acuífero, pero no del caudal de bombeo.

**Aspectos prácticos. Fórmula de Theis****a) Cálculo de descensos**

$$h_0 - h = s = \frac{Q}{4\pi T} W(u) \quad \text{[III.6.36]}$$

El descenso teórico en el pozo vendrá dado por  $s_p = \frac{Q}{4\pi T} W(u_p)$  donde  $u_p = \frac{r_p^2 S}{4Tt}$  [III.6.37]

**b) Caudales y caudal específico**

El caudal de bombeo se puede calcular considerando:

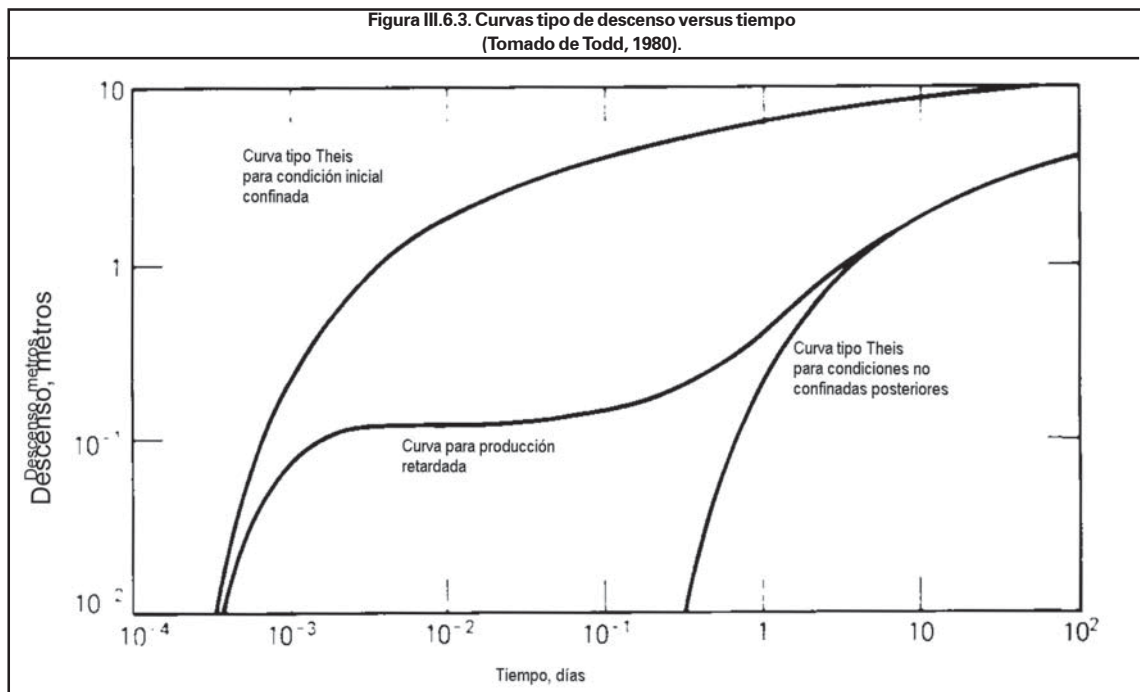
### SECCIÓN III. HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA

$$Q = \frac{4\pi T s_p}{W(u_p)} \quad \text{con} \quad u_p = \frac{r_p^2 S}{4Tt} \quad \text{[III.6.38]}$$

Este valor de Q es el caudal constante a que se tendría que iniciar el bombeo para que en el tiempo t el descenso sea  $s_p$  (figura III.6.3).

$$\text{Caudal específico } q = \frac{4\pi T}{W(u_p)} \quad \text{[III.6.39]}$$

Es función del tiempo y disminuye al aumentar la duración del bombeo.



#### c) Perfiles de descensos y curvas descenso-tiempo. Análisis de ensayos de bombeo

Con los datos obtenidos en un ensayo de bombeo es posible efectuar tres tipos de análisis :

##### 1. Representación log s-log t

Es el único que se puede aplicar cuando sólo hay un punto de observación. Si hay varios puntos habrá varias curvas, cada una de las cuales habrá que ajustar por el método de coincidencia.

El punto de ajuste da los valores (s), (W), (1/u), (t)

$$T = \frac{Q}{4T} \frac{(W)}{(s)} = 0.08 \frac{(W)}{(s)} Q \quad S = \frac{4T}{r^2} \frac{(t)}{(1/u)} \quad \text{[III.6.40]}$$

No es preciso poner el papel al reverso. Es la más frecuente por su simplicidad.

2. Representación de  $\log s - \log r^2/t$

Se representan los puntos de los descensos en varios puntos de observación en varios tiempos. El punto de ajuste da los valores (s), (W), (1/u), ( $r^2/t$ ).

$$T = \frac{Q}{4T} \frac{(W)}{(s)} = 0.08 \frac{(W)}{(s)} Q \quad S = \frac{4T}{(r^2/t)(1/u)} \quad \text{[III.6.41]}$$

En este caso uno de los papeles debe colocarse al reverso. Se puede evitar si se representa  $\log s - \log t/r^2$ .

3. Representación de  $\log s - \log r^2$ .

Si hay varios puntos de observación se pueden representar los descensos para cierto momento. El punto de ajuste da los valores de (s), (W), (1/u), ( $r^2$ ).

$$T = \frac{Q}{4T} \frac{(W)}{(s)} = 0.08 \frac{(W)}{(s)} Q \quad S = \frac{4T}{(r^2)(1/u)} \quad \text{[III.6.42]}$$

Uno de los papeles hay que tomarlo al reverso. Su uso no es frecuente.

No es posible valorar el ensayo de bombeo sólo con las observaciones de bombeo ya que no se conocen las pérdidas en el pozo.

**Aspectos prácticos. Aproximación logarítmica de Jacob**

Este análisis es aplicable para valores de  $u < 0.03$ , aunque a veces basta con que  $u < 0.1$ . Los valores mayores de  $u$  se obtienen en puntos alejados del pozo ( $r$  elevados) y/o en los primeros momentos del bombeo ( $t$  pequeños).

a) *Cálculo de descensos*

$$s = 0.183 \frac{Q}{T} \log \frac{2.25Tt}{r^2 S} \quad \text{Descenso teórico en el pozo} \quad s_p = 0.183 \frac{Q}{T} \log \frac{2.25Tt}{r_p^2 S} \quad \text{[III.6.43]}$$

Radio de influencia

$$R = \sqrt{\frac{2.25Tt}{S}} = 1.5 \sqrt{\frac{Tt}{S}} \quad \text{[III.6.44]}$$

b) *Caudal y caudal específico*

$$Q = \frac{T s_p}{0.183 \log \frac{2.25Tt}{r_p^2 S}} \quad q = \frac{T}{0.183 \log \frac{2.25Tt}{r_p^2 S}} \quad \text{[III.6.45]}$$

### SECCIÓN III. HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA

c) *Perfiles de descenso. Curvas descenso-tiempo. Análisis de ensayos de bombeos*

#### 1. Representación s - log t

Para un determinado punto de observación se representa la línea de descensos-tiempos en papel semilogarítmico (mismo punto diferentes tiempos). La pendiente de la recta obtenida es:

$$m = \frac{2.3Q}{4\pi T} = 0.183 \frac{Q}{T} \quad T = \frac{2.3Q}{4\pi(\Delta_s)_{10}} = 0.183 \frac{Q}{(\Delta_s)_{10}} \quad [III.6.46]$$

Esta recta corta el eje de las abscisas en un punto  $t_o$ , en el que  $1 = \frac{2.25Tt_o}{r^2S} \quad S = \frac{2.25Tt_o}{r^2}$  [III.6.47]

La representación real se desvía de la recta para valores de t pequeños puesto que  $u > 0.03$ . Se debe aplicar Theis.

#### 2. Representación s-log r

Si los descensos para un tiempo dado se representan en papel semilogarítmico s - log r (mismo tiempo diferentes puntos) se obtiene una recta cuya pendiente es:

$$m = \frac{2.3Q}{2\pi T} = 0.366 \frac{Q}{T} \quad T = \frac{2.3Q}{2\pi(\Delta_s)_{10}} = 0.366 \frac{Q}{(\Delta_s)_{10}} \quad [III.6.48]$$

Cada recta corta al eje de abscisa en un punto R, de modo que  $1 = \frac{2.25Tt}{R^2S} \quad S = \frac{2.25Tt}{R^2}$  [III.6.49]

Los perfiles de descenso para diferentes tiempos vienen representados por rectas paralelas, cada una con un valor de R.

Cuando se emplean los descensos en el pozo de bombeo se puede calcular T pero no S debido a la recta que ha sido trasladada en una magnitud desconocida y por lo tanto no es posible conocer  $t_o$ .

La recta real se acerca asintóticamente al eje de abscisas para valores de r elevados ya que entonces  $u > 0.03$ . Se debe aplicar Theis.

#### 3. Representación s - log (r<sup>2</sup>/t)

Se representan los descensos en varios puntos de observación en varios tiempos. Se define una recta en la que la pendiente es:

$$T = \frac{2.3Q}{4\pi(\Delta_s)_{10}} = 0.183 \frac{Q}{(\Delta_s)_{10}} \quad [III.6.50]$$

La recta corta al eje de abscisas en un punto  $(r^2/t)_o$  de modo que:

$$1 = \frac{2.25Tt}{(r^2/t)_o S} \quad S = \frac{2.25Tt}{(r^2/t)_o} \quad [III.6.51]$$



**Pozo en acuífero semiconfinado**

Las hipótesis de base son las mismas que en caso el anterior más las del acuífero semiconfinado en régimen permanente. Otras hipótesis que se admiten son: no se toma agua del almacenamiento del nivel semiconfinante y el radio del pozo es suficientemente pequeño.

En estas condiciones se obtiene la formula de Hantush (1956)

$$s = \frac{Q}{4\pi T} W(u, \frac{r}{B}) \quad u = \frac{r^2 S}{4Tt} \tag{III.6.52}$$

Esta ecuación es válida cuando  $r_p/B < 0.1$

$$t \geq 30 \frac{r_p^2 S}{T} \left( 1 - \sqrt{\frac{10 r_p}{B}} \right)^2 \tag{III.6.53}$$

Donde B es el factor de goteo

La función W(u, r/B) está tabulada. Para  $k' = 0$  (acuífero confinado) esta función es igual a la de W(u). Para tiempos cortos y en las proximidades del pozo estas dos funciones son equivalentes si  $u > 2r/B$  con  $r/B < 0.1$ . En el caso de tiempos largos y en las proximidades del pozo esta fórmula se convierte en la del régimen estacionario en acuíferos semiconfinados; para ello, es preciso que  $u < 0.03$  y  $(r/B)^2 > 2u$  ( $W(u, r/B) \cong 2K_0(r/B)$ ), que representa la función modificada de Bessel.

**Aspectos prácticos**

Método de coincidencia de Walton-Hantush. La función W(u, r/B) se encuentra tabulada y representada gráficamente en papel logarítmico ( $\log W(u, r/B) - \log (1/u)$ ) tomando como parámetro r/B. El manejo de la fórmula es similar a la de Theis. Sólo hay que sustituir W(u) por W(u, r/B).

Se representa una gráfica  $\log s - \log t$ .

**Pozo en acuífero libre**

En este caso la transmisividad no solo varía en el espacio, sino además en el tiempo.

En realidad, la mayoría de las fórmulas para acuíferos cautivos y semiconfinados son válidas para acuíferos libres si se cumple que:

$$s = \frac{H_0^2 - H^2}{2H_0} \quad T = k * H_0 \tag{III.6.54}$$

Si los descensos no son grandes en comparación con el espesor del acuífero se pueden aplicar las fórmulas de Theis y Jacob, con el valor  $T = k * H_0$  y S igual a la porosidad eficaz.

En el caso de la aproximación de Jacob se aplica si  $s/H_0 < 0.25$  y si  $s/H_0 < 0.02$  no necesita corrección.

Si los descensos provocados son importantes en relación con el espesor del acuífero el análisis de los datos es difícil pero puede iniciarse con la fórmula de Theis o la aproximación de Jacob, aplicando la corrección de los descensos.

### SECCIÓN III. HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA

#### Pozos parcialmente penetrantes

Un pozo cuya altura de agua es menor que el espesor del acuífero que lo penetra se conoce como *pozo parcialmente penetrante*. La figura III.6.4 ilustra esta situación en un acuífero confinado. El patrón de flujo en tales pozos difiere de un flujo radial horizontal que se asume existe alrededor de un pozo de penetración completa. La longitud promedio de una línea de flujo a un pozo parcialmente penetrante excede aquella de un pozo completamente penetrante, de tal forma que se encuentra una mayor resistencia al flujo. El descenso  $s_p$  en la pared del pozo, de un pozo parcialmente penetrado en un acuífero confinado, se puede expresar de la siguiente forma:

$$s_p = s + \Delta s \quad \text{[III.6.55]}$$

donde  $\Delta s$  es el descenso adicional resultante del efecto de la penetración parcial. Este descenso se puede expresar como:

$$\Delta s = \frac{Q_p}{2\pi T} \frac{1-p}{p} \ln \frac{(1-p)h_s}{r_w} \quad \text{[III.6.56]}$$

donde  $T$  es la transmisividad,  $p$  es la fracción de penetración ( $p = h_s/b$ ), y  $h_s$  y  $r_w$  se muestran en la figura III.6.4b, válida para  $p > 0.20$ . Para el caso de una reja de pozo centrada en el espesor del acuífero (figura III.6.4b), el valor de  $\Delta s$  está dado por:

$$\Delta s = \frac{Q_p}{2\pi T} \frac{1-p}{p} \ln \frac{(1-p)h_s}{2r_w} \quad \text{[III.6.57]}$$

Para el caso de un acuífero no confinado se tiene:

$$\Delta s 2h_w = \frac{Q_p}{\pi T} \frac{1-p}{p} \ln \frac{(1-p)h_s}{r_w} \quad \text{[III.6.58]}$$

donde  $h_w$  es el espesor saturado en el pozo con penetración total y conductividad hidráulica  $K = T/h_w$ . Por lo tanto,

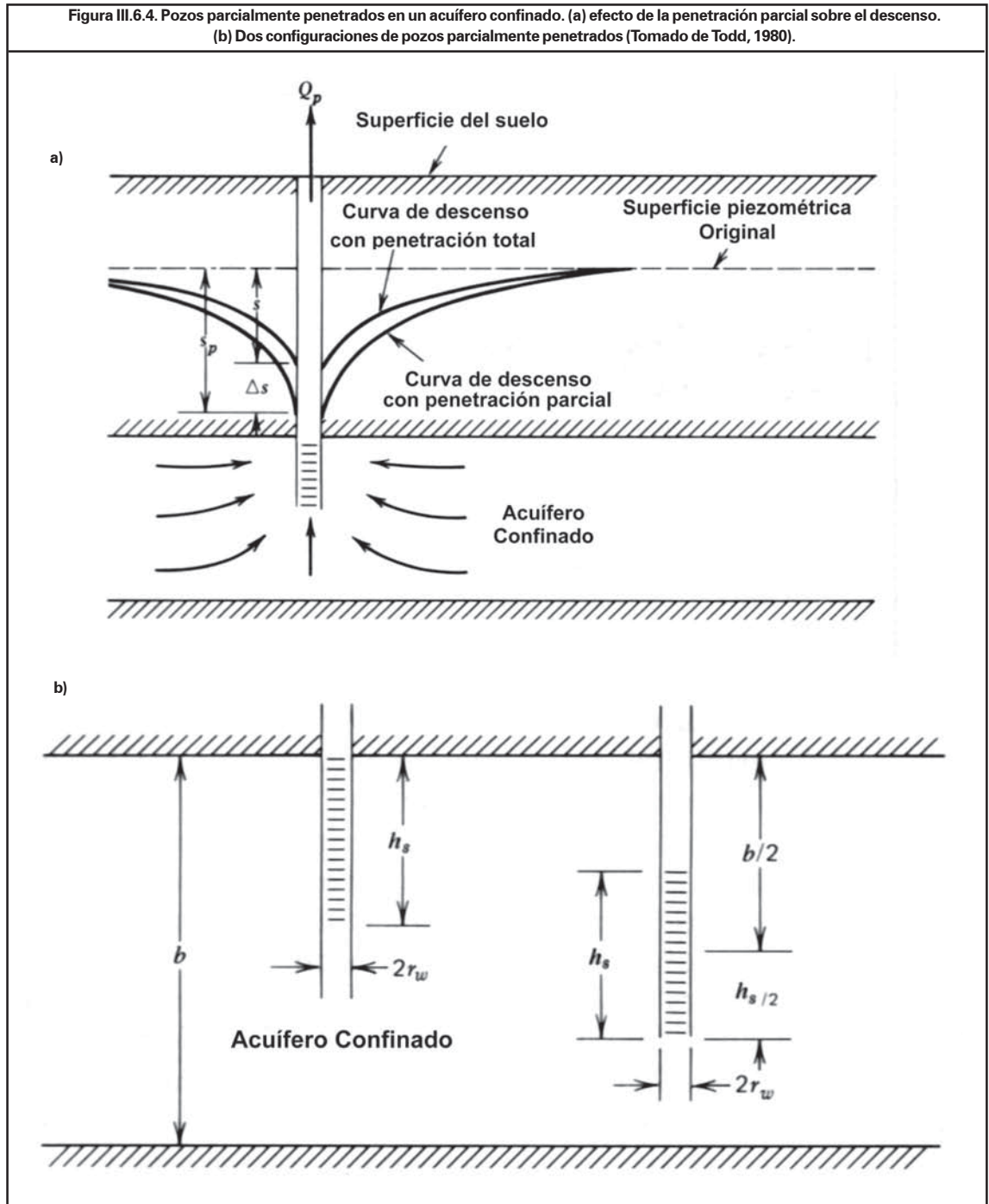
$$s_p^2 = s^2 + \Delta s 2h_w \quad \text{[III.6.59]}$$

#### Pérdidas características en pozos

El descenso en un pozo incluye no solamente el descenso de la curva logarítmica en la cara del pozo, sino también una pérdida de pozo causada por el flujo a través de la rejilla del pozo y el flujo dentro del pozo hacia la entrada de la bomba. El descenso total para el caso de flujo permanente puede ser escrito como:

$$s_w = \frac{Q}{2\pi T} \ln \frac{r_0}{r_w} + CQ^n \quad \text{[III.6.60]}$$

Figura III.6.4. Pozos parcialmente penetrados en un acuífero confinado. (a) efecto de la penetración parcial sobre el descenso. (b) Dos configuraciones de pozos parcialmente penetrados (Tomado de Todd, 1980).



### SECCIÓN III. HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA

donde  $s_w$  es el descenso total en el pozo,  $C$  es una constante que depende del radio, la construcción y las condiciones del pozo. Sea

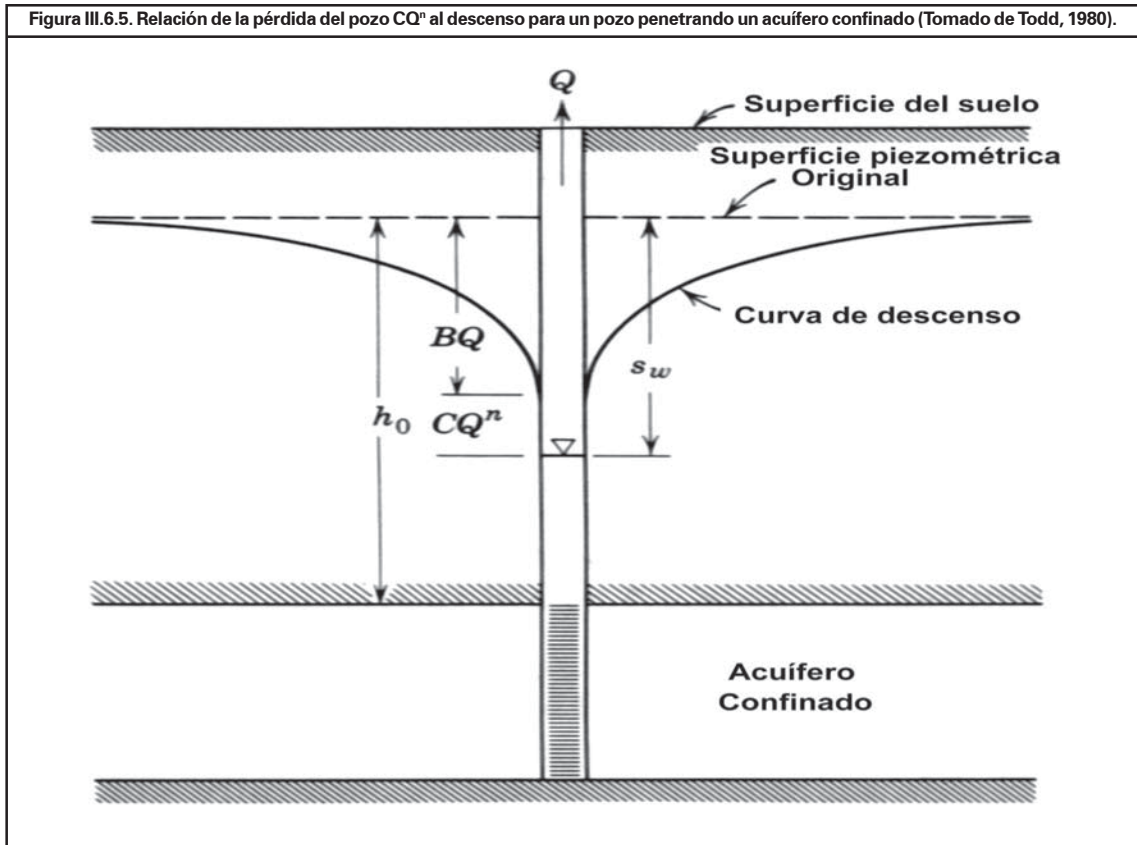
$$B = \frac{\ln(r_0/r_w)}{2\pi T} \quad [III.6.61]$$

tal que  $s_w = BQ + CQ^n$ . Por lo tanto, como se muestra en la figura III.6.5, el descenso total en un pozo depende de la pérdida de la formación  $BQ$  y la pérdida del pozo  $CQ^n$ .

La última ecuación para  $s_w$  muestra un aspecto importante de la relación entre el caudal de un pozo y el radio del pozo. Se puede demostrar que el caudal varía solamente en una pequeña fracción con relación al radio del pozo, de tal forma que doblando el radio del pozo, el caudal se incrementa en apenas un 10%. Cuando esta comparación se extiende a considerar la pérdida del pozo, su efecto es significativo. Al doblar el radio del pozo se dobla el área de ingreso, se reduce la velocidad de entrada casi a la mitad y por lo tanto se reduce las pérdidas por fricción a menos del tercio. Para flujo axial en el pozo, el área se incrementa en cuatro veces, reduciendo de esa manera aún más estas pérdidas.

Si las tasas de bombeo son grandes, las pérdidas en los pozos son una fracción importante del descenso total,

Figura III.6.5. Relación de la pérdida del pozo  $CQ^n$  al descenso para un pozo penetrando un acuífero confinado (Tomado de Todd, 1980).



y a fin de minimizar estas pérdidas es necesario realizar un diseño y desarrollo adecuado de los mismos. Es conocido que el taponamiento y deterioro de las rejillas de los pozos pueden incrementar significativamente las pérdidas en pozos antiguos.

En el caso de que se desee calcular el caudal específico de un pozo de bombeo considerando las pérdidas, se tiene que:

$$s_w = \frac{2.30Q}{4\pi T} \log \frac{2.25Tt}{r_w^2 S} + CQ^n, \text{ de forma que la capacidad específica se escribe como} \quad [\text{III.6.62}]$$

$\frac{Q}{s_w} = \frac{1}{(2.30/4\pi T) \log(2.25Tt/r_w^2 S) + CQ^{n-1}}$ , que indica que la capacidad específica decrece con  $Q$  y  $t$ . Se asume que para un caudal de bombeo el pozo tiene una capacidad específica constante.



# Capítulo III.7. Caso de estudio de un acuífero andino

La Empresa Municipal de Agua Potable de Quito, Ecuador, ha planificado la perforación de cuatro pozos en las parroquias de Conocoto, Tumbaco, y Cumbayá, para dotar de agua potable a las poblaciones de estas circunscripciones territoriales.

## Ubicación

El pozo que se construirá se ubica aproximadamente a 500 metros de la autopista General Rumiñahui (autopista al Valle de los Chillos) y a una distancia muy parecida a la Ciudadela Armenia, en la parroquia Conocoto (figura III.7.1). Geológicamente la perforación se ubica en materiales piroclásticos y sedimentos eólicos, de variada granulometría.

## Trabajos de perforación y perfil geológico

Los trabajos de perforación se realizaron con una broca de 7 7/8 pulgadas, y los materiales perforados con su profundidad son los siguientes:

	Profundidad en pies	
Perfil geológico	Desde	Hasta
Inicialmente suelto	0.00	10.0
Cantos rodados con tobas y pumitas	10.00	20.00
Tobas con pumita y arcilla	30.00	30.00
Tobas con arcilla y algunos cantos	30.00	40.00
Tobas con pumita y algunos cantos	40.00	50.00
Tobas con arcilla y pumita	50.00	60.00
Arcilla con pumita y algunos cantos rodados andesíticos	60.00	70.00
Cantos rodados, luego estratos de arcilla verde	70.00	80.00
Arcilla verde, luego cantos rodados con pómez	80.00	90.00

### SECCIÓN III. HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA

Arcilla con algunos cantos andesíticos	90.00	100.00
Cantos rodados con grava	100.00	110.00
Cantos rodados, luego niveles de arcilla	110.00	120.00
Arcilla, luego cantos rodados andesíticos suelos	120.00	130.00
Cantos rodados andesíticos	130.00	140.00
Cantos rodados andesíticos con tobas arcillosas	140.00	150.00
Tobas	150.00	170.00
Inicialmente tobas, luego cantos rodados andesíticos	170.00	180.00
Cantos rodados andesíticos con grava	180.00	210.00
Cantos rodados andesíticos y presencia de lavas andesíticas	210.00	220.00
Lavas andesíticas	220.00	250.00
Lavas andesíticas y cantos rodados	250.00	260.00

#### Diseño del pozo definitivo

Con los datos geológicos de la tabla anterior, el análisis granulométrico y los registros eléctricos realizados en el pozo de prueba, se establecen los siguientes niveles de acuíferos: desde los 24 m a 42 m se ubica el acuífero superior, y desde los 47 m a los 63 m, el acuífero inferior. Con estos datos se diseña la tubería de revestimiento y la ubicación de las cribas, con los siguientes detalles (figura III.7.2):

- De 66 m a 63 m ancho de fondo y tubería de diámetro 10 pulgadas,
- De 63 m a 51 m cribas de acero galvanizado de slot No. 40 y diámetro 10 pulgadas,
- De 51 m a 42 m tubería de acero de diámetro 10 pulgadas,
- De 42 m a 30 m cribas de acero galvanizado de slot No. 30 y diámetro 109 pulgadas,
- De 30 m a 0.0+0-80 m, tubería de acero de diámetro 10 pulgadas.

#### Diseño de la rejilla

La selección de las aberturas de las rejillas para la explotación del equipo se realiza sobre la base de la granulometría del material recuperado, se considera un 40% de material retenido acumulado y se coloca un empaque de grava. Las aberturas de las rejillas son, por lo tanto:

Una ancla de fondo, cuatro tramos de rejilla slot No. 30, y cuatro tramos de rejilla de slot No. 40. Luego se procede al empaquetamiento de grava.

#### Limpieza y desarrollo del pozo

Se retiran los soportes de la tubería, colocando un tramo de 6 metros de tubería de 14 pulgadas de diámetro para protección sanitaria, y se moviliza las tuberías de menor diámetro (4 y 1 pulgada) para la inyección de aire.



Figura III.7.1. Localización del pozo.

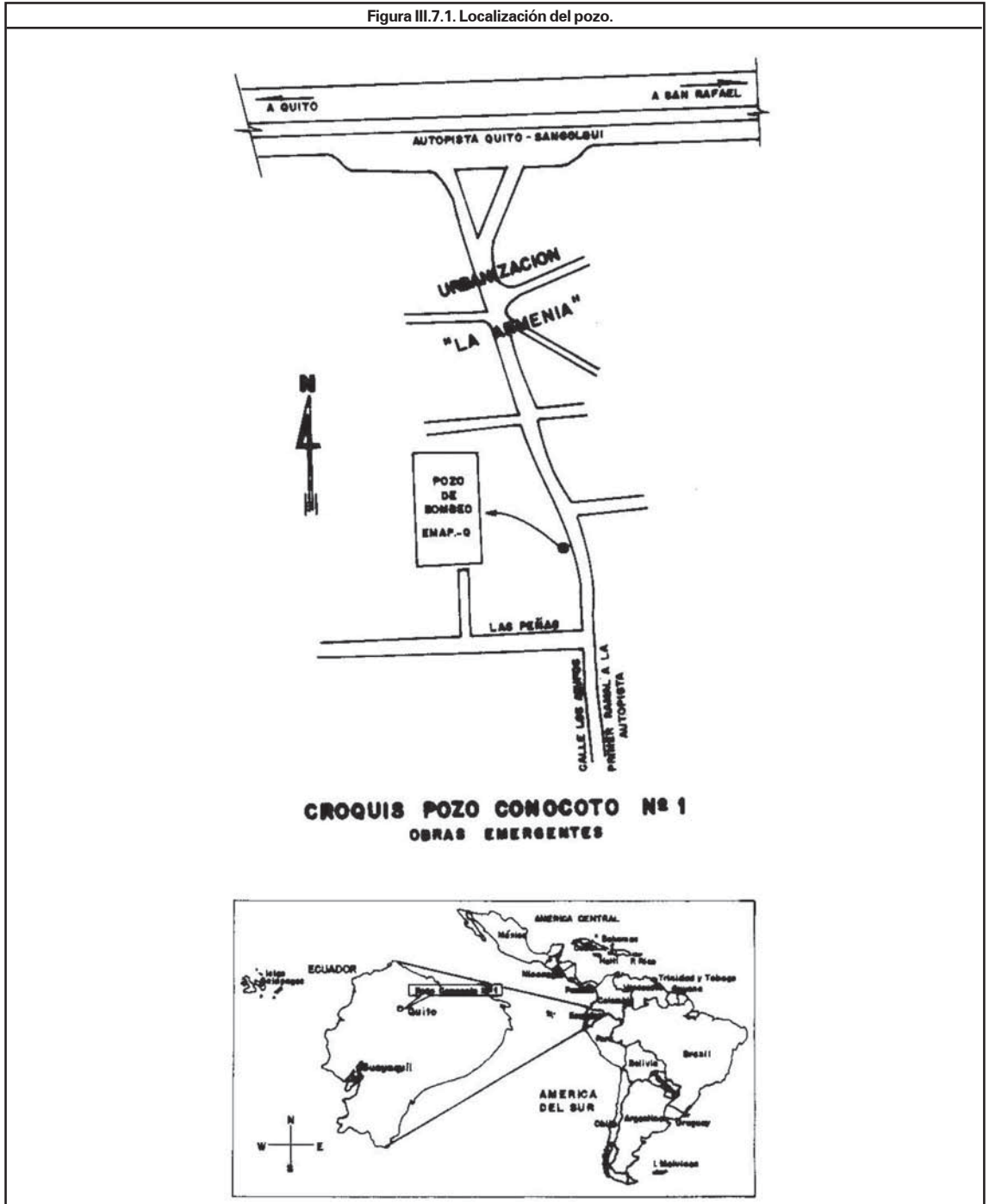
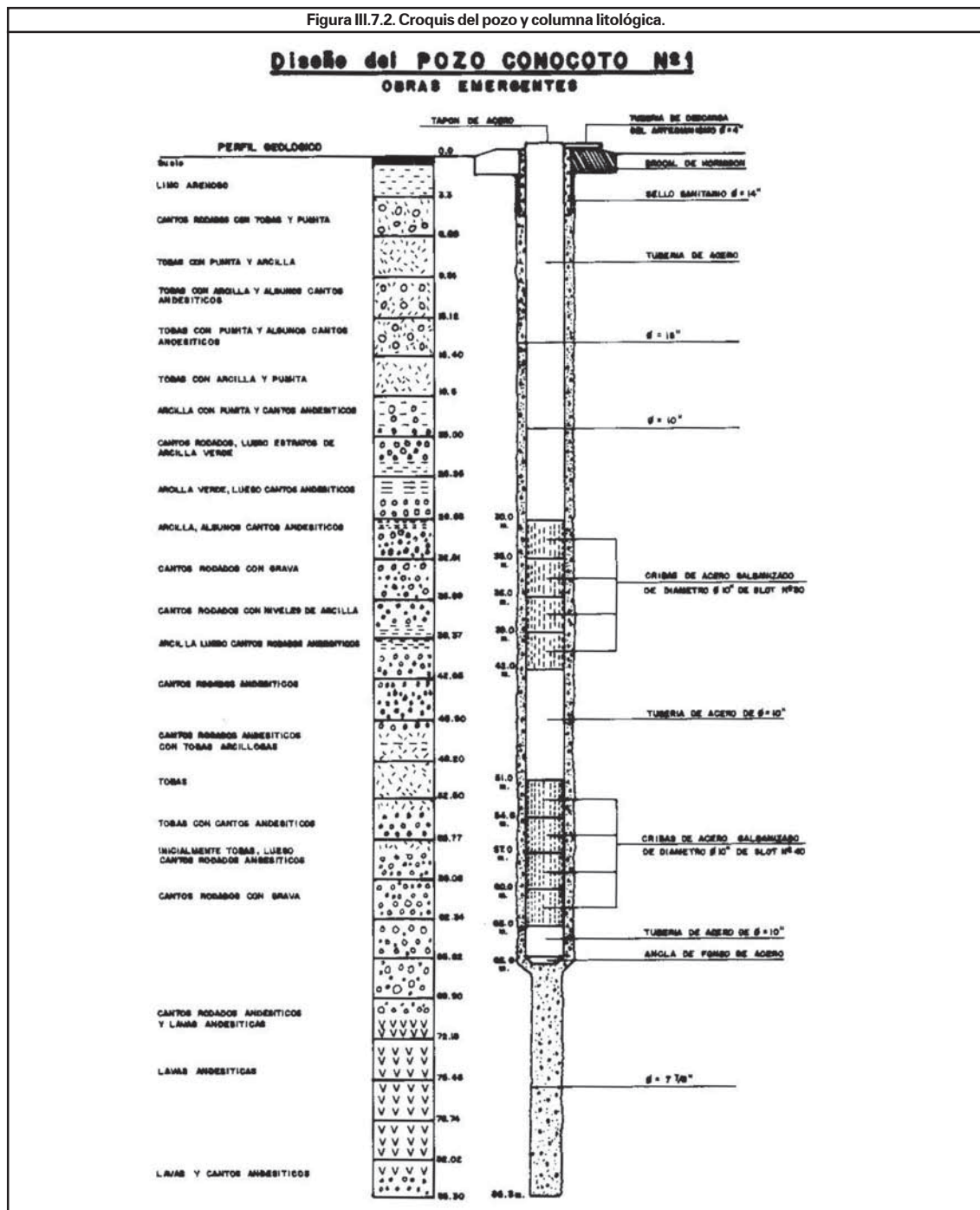


Figura III.7.2. Croquis del pozo y columna litológica.



### Ensayo de bombeo y recuperación

Se realizaron dos pruebas de bombeo con sus respectivas recuperaciones.

Características:

Hora de inicio	10 horas 29 minutos
Hora de fiscalización	15 horas 10 minutos
Tiempo de bombeo	4 horas 41 minutos
Hora de inicio de recuperación	15 horas 10 minutos
Hora de fiscalización	15 horas 13 minutos
Tiempo total de la prueba	4 horas 4.4 minutos
Nivel estático del agua	artesianismo surgente
Nivel del agua en el pozo luego del bombeo	6.82 m
Nivel del agua en el pozo calculado para 24 horas continuas de bombeo, tomado de la curva tiempo-abatimiento	.65 m
Caudal bombeado	18.24 l/s
Abatimiento para este caudal	7.65 m
Caudal específico	2.45 l/s/m
Abatimiento disponible	$30.0 \times 0.75 = 22.5$ m
Caudal de explotación	$22.5 \times 2.45 = 55$ l/s
Nivel de bombeo calculado para Q	$55.0 \text{ k/s} = 7.65$ m

La representación gráfica de los datos del ensayo de bombeo pueden verse en la figura III.7.3.

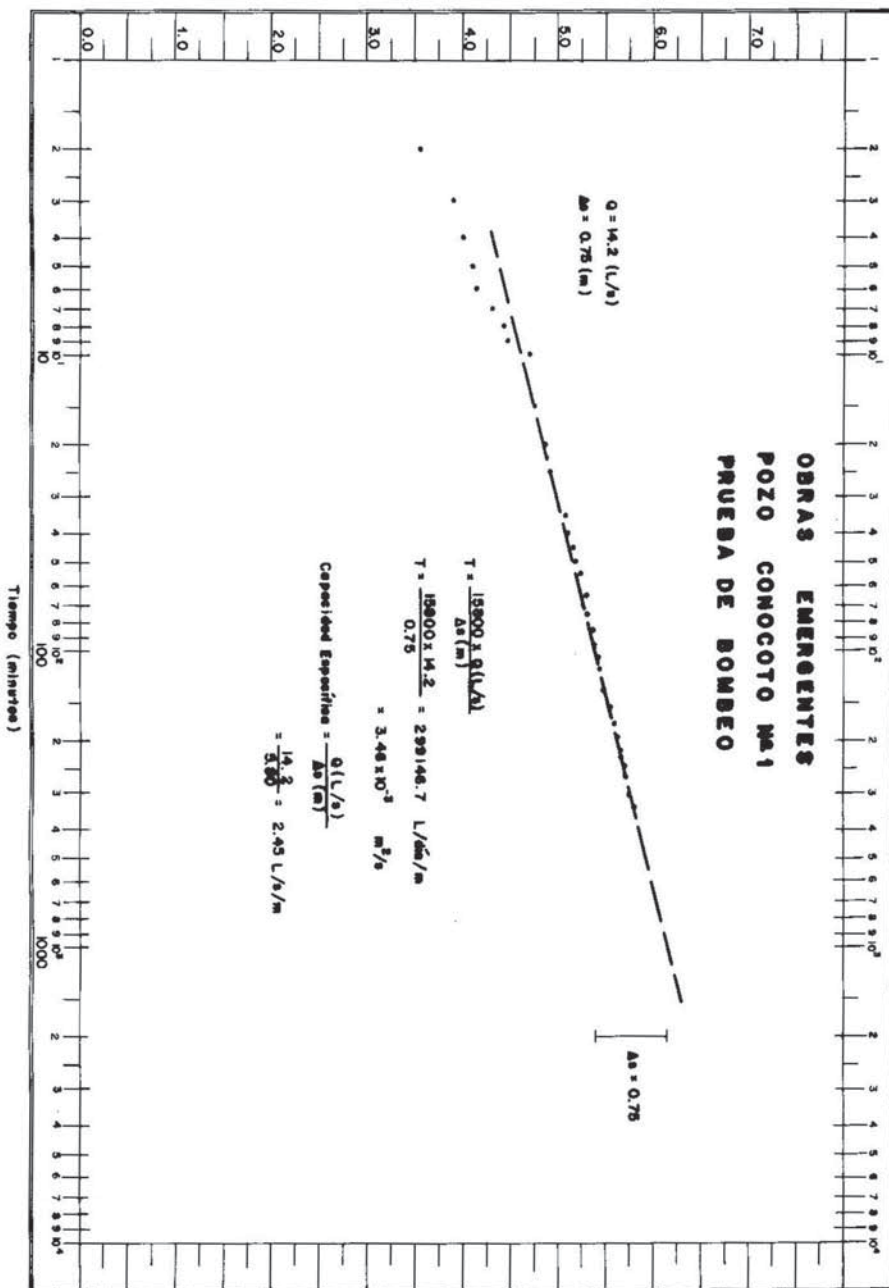
### Producción aconsejada del pozo

Sobre la base de las pruebas de bombeo se ha calculado que la producción de este pozo será de 55 l/s. Dado que el pozo se comporta como artesiano surgente, se aconseja explotarlo sólo 40 o 30% de esta capacidad para precautelar el volumen de producción a más largo plazo; es decir, se recomienda captar únicamente 19 l/s. El nivel de asentamiento de la bomba se recomienda que sea de 25 metros, es decir, 3 metros por debajo del abatimiento de los 55 l/s, de esa forma se garantiza que la succión de la bomba esté protegida de bombeos de pozos vecinos.

### Calidad química del agua

Durante la perforación se tomaron varias muestras de agua del pozo Conocoto No. 1. El análisis físico-químico de laboratorio permitió comprobar que el pH, color, turbiedad, y conductividad eléctrica, están dentro de los rangos recomendables con las siguientes aclaraciones:

Figura III.7.3. Representación gráfica de los datos del ensayo de bombeo.



### CAPÍTULO III.7. CASO DE ESTUDIO DE UN ACUÍFERO ANDINO

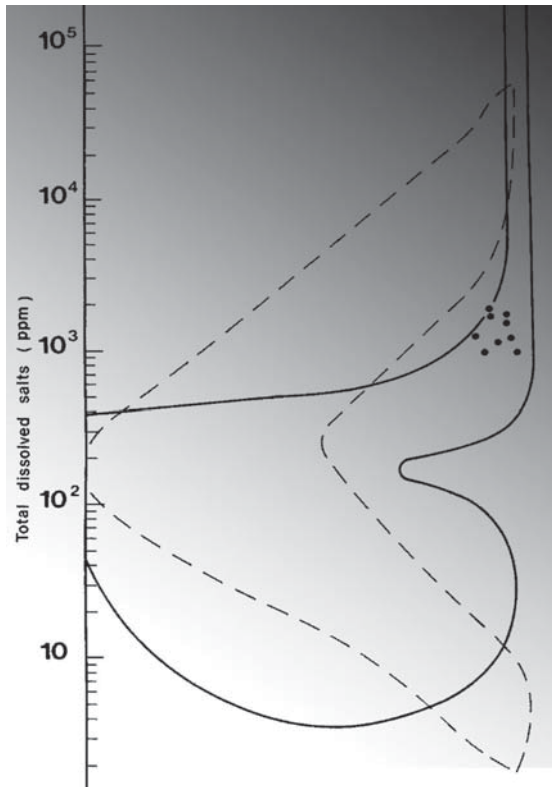
- los bicarbonatos presentan valores de 266 ppm, que están dentro de los límites recomendables, e incide en la alcalinidad total,
- la alcalinidad total es de 218 ppm que es un valor alto pero que permite un autocontrol de la corrosividad del agua y que presenta 4.4 ppm de CO<sub>2</sub> libre,
- El CO<sub>2</sub> libre de 4.4 daría al agua características de corrosividad, pero esta se ve eliminada por su alta alcalinidad,
- La alcalinidad comparada con el valor del pH permite corroborar que el agua no es corrosiva,
- La dureza presenta valores de 168 ppm que califica al agua en el grupo de aguas duras, pero que no requiere de ningún tratamiento para su uso.

## BIBLIOGRAFÍA

- Bear, J. (1988). *Dynamics of Fluids in Porous Media*. Dover Publications, Inc.
- CNA (1994). *Perforación de pozos*. Comisión Nacional del Agua, México
- Comisión Federal de Electricidad (1978). *Maquinas Hidráulicas*. México.
- Custodio, E. y M.R. Llamas (1983). *Hidrología Subterránea*. 2ª Edición. 2 Tomos. Ediciones Omega, S.A. Barcelona. España.
- Davis, S. N. y R. De Wiest (1971). *Hidrogeología*. Ariel. Barcelona.
- Antón, D. y C. Díaz (2002). *Sequía en un mundo de agua*. Versión digital. <http://tierra.rediris.es>.
- Domenico, P.A. y F.W. Schwartz (1997). *Physical and Chemical Hydrogeology* 2<sup>nd</sup> Edition. John Wiley & Sons. N.Y., USA.
- Driscoll, F.G. (1995). *Groundwater and Wells*. Second Edition. U.S. Filter/Johnson Screens Publihs.
- Durán, J.J. (2002). "Riesgos en terrenos cársticos", en Ayala-Carcedo, F. y J. Olcina (Coord.). *Riegos Naturales*. Ariel.
- Encino, M. (1975). *Turbomáquinas Hidráulicas*, 1a. edición, Editorial Karla, México.
- Fetter, C.W. (2001). *Applied Hydrogeology*. Ed. Prentice-Hall, Inc. N.Y., USA.
- Freeze, R.A. y J.A. Cherry (1979). *Groundwater*. Prentice-Hall, Inc. N.Y., USA.
- Harr, M. (1990). *Groundwater and Seepage*. Dover Publications, Inc.
- Instituto Geológico y Minero de España (IGME) (1984). *Protección de las aguas subterráneas en los abastecimientos urbanos*. IGME. Ministerio de Industria y Energía. Madrid.
- López Gimeno, C. (Edit.) (2000). *Manual de sondeos. Tecnología de perforación*. ETSI Minas. UPM.
- López Gimeno, C. (Edit.) (2001). *Manual de sondeos. Aplicaciones*. ETSI Minas. UPM.
- López-Geta, J.; J. Fornés; G. Ramos y F. Villarroya (2001). *Las aguas subterráneas. Un recurso natural del subsuelo*. ITGE. Fundación Marcelo Botín.
- Martínez, J. y P. Ruano (1998). *Agua subterráneas. Captación y aprove-*

- chamientos. Ed. Progensa, Madrid.
- Mataix, C. (1982). *Máquinas Hidráulicas y Mecánica de Fluidos*, 2a. edición, Editorial Karla, México.
- Menéndez, C. (1998). *Manual de Sistemas de Bombeo*, EPN.
- National Groundwater Association (NGWA) (1989). *Handbook of Suggested Practices for the Design and Installation of Ground Water Monitoring Wells*. National Groundwater Association. Westerville. Ohio.
- Pedraza, J. (1996). *Geomorfología. Principios, métodos y aplicaciones*. Rueda. Madrid.
- Smith, S. (1998) *Manual of Water Well Construct*. National Groundwater Association. Westerville, Ohio
- Strahler, A. (1987). *Geología física*. Omega, S.A. Barcelona.
- Todd, D. K. (1980). *Groundwater Hydrology*. John Wiley & Sons.

# SECCIÓN IV



*Hidroquímica  
y calidad  
del agua*





# Introducción

La hidroquímica tiene por objeto el estudio del agua y de los diversos elementos, compuestos y sustancias que se encuentran comúnmente en ella, así como las diferentes reacciones que se llevan a cabo en este líquido. Por otro lado, también hay que incluir los microorganismos que frecuentemente se encuentran en las aguas.

Uno de los objetivos de los estudios hidroquímicos es tener información acerca de la calidad del agua, en relación con la presencia de los diferentes componentes físico-químicos y microbiológicos, independientemente de su origen y de las posibilidades de utilización del agua. Este concepto se refiere a la denominada 'calidad natural'. Habitualmente, el término calidad hace alusión a la composición y características del agua bajo el punto de vista de una utilización o aplicación determinada.

Otro punto importante en los estudios hidroquímicos es la evaluación de la contaminación presente en el agua. Se pueden encontrar diversas definiciones de contaminación, entre ellas se pueden reseñar las siguientes:

- La contaminación es la presencia de elementos o sustancias en concentraciones no deseables, tales que puedan afectar a la salud o al bienestar del hombre o ser una amenaza para la naturaleza.
- La contaminación es la modificación de las características físico-químicas del agua, debida a la intervención humana y que la inutilizan para un uso determinado.

Hay que tener en cuenta que se puede diferenciar entre una contaminación natural, resultado del equilibrio dinámico de la tierra, y una contaminación artificial o antropogénica, resultado de las actividades y presencia del hombre.

En esta sección se abordan los puntos comentados anteriormente, referentes a las propiedades del agua, las reacciones y procesos que le afectan, y su calidad; así como un capítulo dedicado a la hidroquímica de las aguas subterráneas, donde se hace especial hincapié en sus peculiaridades.



# Capítulo IV.1. Propiedades del agua

## Generalidades

El agua es una sustancia anómala en casi todas sus propiedades. La razón de esta singularidad reside en la estructura de la molécula  $H_2O$ , en la cual los átomos de hidrógeno están unidos al átomo de oxígeno por medio de uniones covalentes. La diferencia de electronegatividad entre el oxígeno y el hidrógeno genera dipolos eléctricos con extremidades negativa (oxígeno) y positiva (hidrógeno). En el agua líquida y en el hielo, las moléculas están unidas entre sí por puentes de hidrógeno, originadas en interacciones electrostáticas entre átomos de hidrógeno y oxígeno. Las propiedades del agua pueden explicarse en función de su estructura: los elevados valores de los puntos de fusión y vaporización, y del calor específico, denotan la alta energía necesaria para romper los puentes de hidrógeno y separar las moléculas de agua; a menor densidad ( $0^{\circ}C$ ), en el hielo se vincula la estructura más abierta y mejor ordenada de las moléculas que en el agua líquida; la más alta constante dieléctrica es función de la polaridad de la molécula, que permite reducir las fuerzas atractivas entre las especies cargadas y explica por qué el agua es excelente solvente de los compuestos iónicos y efectivo agente del intemperismo químico. Las propiedades del agua influyen en su interacción con el medio y controlan su composición química. Cuando se introducen impurezas en el agua, por procesos naturales o como resultado directo de las actividades del hombre, las propiedades varían de forma drástica.

Hay que resaltar que el agua posee propiedades únicas que la hacen esencial para la vida, tales como:

- Ser un material flexible, pero no muy compresible.
- Tener propiedades físico-químicas fuera de lo común. Es un solvente extraordinario por la variedad de sustancias que puede disolver.
- Tener propiedades electroquímicas que la convierten en un reactivo ideal en muchos procesos metabólicos.
- Tener una gran capacidad calorífica. Un gramo de agua absorbe una caloría para elevar su temperatura en  $1^{\circ}C$ . Debido a esta elevada capacidad calórica, se precisa una gran cantidad de calor para cambiar apreciablemente la temperatura de una masa de agua y, por lo tanto, un cuerpo de agua puede tener un efecto estabilizante sobre la temperatura de las regiones geográficas cercanas. Esta propiedad impide grandes cambios súbitos en la temperatura de los cuerpos de agua, protegiendo a los organismos acuáticos del shock que supondrían abruptas variaciones de temperatura. El contenido del agua de las células es aproximadamente el 80%, y esta propiedad del agua protege a las moléculas que están disueltas o contenidas por ella.
- Tener las propiedad de expandirse cuando se congela (en realidad la expansión comienza a los  $4^{\circ}C$ ). Esto permite que el hielo flote. Si eso no sucediera y quedara debajo del agua no podría derretirse tan fácilmente.
- Tener la propiedad de moverse y así puede modelar el paisaje y afectar el clima.

## SECCIÓN IV. HIDROQUÍMICA Y CALIDAD DEL AGUA

### Calidad, cantidad y química

Los procesos químicos se encuentran en cualquier parte en el mundo que nos rodea y han tenido lugar en el planeta desde el inicio mismo de su existencia. En tiempos recientes, el hombre y sus actividades se han convertido en factores importantes en el análisis del equilibrio natural del medio. El estudio detallado de los procesos químicos involucrados es de vital importancia para conocer el estado de integridad o de deterioro de los diferentes sistemas, realizar diagnósticos, prevenir daños y elaborar soluciones.

La química ambiental consiste en el estudio de fuentes, reacciones, transporte, efectos y destinos de las especies químicas en los tres medios: agua, aire y suelo. Los problemas químicos ambientales suelen ser de naturaleza compleja y el análisis químico requiere límites de detección de valores contenidos muy bajos.

El estudio de las aguas o Hidrología se divide en dos ramas: la Limnología, que estudia las características, físicas, químicas y biológicas del agua dulce y la Oceanografía, que estudia los océanos y sus características físicas y químicas.

Los cuerpos de agua presentan distintas especies químicas en solución. Cuando una sustancia, que puede ser sólida, líquida o gaseosa, llamada soluto, se distribuye de forma homogénea en un líquido, se obtiene una solución. La concentración es una medida de la cantidad de una determinada sustancia (ya sea de origen natural o un contaminante) presente en aguas naturales. La concentración puede expresarse como porcentajes, que pueden estar referidos a datos en peso o en volumen. Este tipo de información también puede darse como masa por unidad de volumen, como por ejemplo, miligramos por litro (mg/L). Si consideramos que 1 L de agua pesa 1,000 g y que la masa de soluto es despreciable, una concentración de 2 mg/L se convierte en 2 mg/1,000g, es decir 2 partes por millón (ppm):

$$2 \text{ mg/L} = 2 \text{ mg}/1.000 \text{ g} = 2 \text{ mg}/1,000,000 \text{ mg} = 2 \text{ ppm} \quad \text{[IV.1.1]}$$

Otra forma corriente de expresar la concentración de una solución es la molaridad ( $M$ ), y que se define como la cantidad de moles de un soluto existentes por cada litro de solución:

$$M = \frac{\text{moles de soluto}}{\text{litros de solución}} \quad \text{[IV.1.2]}$$

donde la cantidad de moles se calcula dividiendo la masa de soluto por su peso molecular. También se puede expresar la concentración de una solución en función del número de equivalentes por litro de solución, lo que se conoce con el nombre de normalidad ( $N$ ). Análogamente al número de moles, se define número de equivalentes como la masa de soluto dividido entre su peso equivalente. El peso equivalente de una sustancia varía de acuerdo con el comportamiento analizado (redox, ácido base).

Un caso particular de la expresión de concentración de una especie química es la concentración de iones hidrógeno. De acuerdo con la definición de Lowry-Brønsted, un ácido es una sustancia que produce iones  $H^+$ , mientras que una base los acepta (o bien produce oxhidrilos). Dado que las magnitudes de molaridad de protones ( $[H^+]$ ) se mueven en un amplio rango de órdenes de magnitud, es más conveniente la utilización de un parámetro más manejable, el pH, que se define como:

$$\text{pH} = -\log [H^+] \quad \text{[IV.1.3]}$$

**Composición de las aguas naturales: iones mayoritarios, minoritarios y trazas**

La salinidad total de las aguas superficiales continentales está determinada normalmente por la presencia de los cationes sodio, calcio, magnesio y potasio y de los aniones cloruros, sulfato y bicarbonato-carbonato (tabla IV.1.1). La media mundial de salinidad de las aguas continentales es de alrededor de 120 mg/L pero varía de un continente a otro (Livingstone, 1963) principalmente por los procesos de meteorización de las rocas que afloran en la cuenca de drenaje, a la precipitación atmosférica y al equilibrio precipitación-evaporación. A su vez, la meteorización se produce mayormente como consecuencia de procesos de disolución, hidrólisis, de óxido-reducción y de formación de complejos con sustancias inorgánicas u orgánicas.

Las relaciones de equivalentes entre los principales iones en el orden mundial tienden a ser,  $Ca^{2+} > Mg^{2+} > Na^+ > K^+ > HCO_3^- > SO_4^{2-} > Cl^-$ , aunque en regiones costeras estas relaciones pueden variar significativamente. Las concentraciones de  $K^+$  y  $Cl^-$  son relativamente conservativas; es decir, sufren pequeñas variaciones inducidas por cambios ambientales o por su utilización por seres vivos. En cambio, las concentraciones de  $HCO_3^-$ , el  $SO_4^{2-}$  y el  $Ca^{2+}$  dependen de procesos de precipitación-disolución, del metabolismo microbiano y de cambios climáticos. Algunos elementos traza como el silicio, el nitrógeno, el fósforo, el hierro, tienen una gran importancia desde el punto de vista biológico, aunque no influyen en forma significativa en la salinidad de un cuerpo de agua (Wetzel, 1983). La rapidez de los procesos biológicos, en contraste con los procesos inorgánicos, hace que el tiempo de residencia de estos nutrientes en los cuerpos de agua sea mucho menor que el de los iones responsables de la salinidad.

En general, un elemento es considerado minoritario en medios naturales cuando su concentración está comprendida entre 1 y 0.01%; de la misma manera, se denomina traza al elemento cuya concentración es menor del 0.01%. El término elemento traza se usa de manera un tanto descuidada en la literatura científica y tiene a menudo distintos significados, dependiendo de la disciplina en que se le utilice. A menudo designa a un grupo de elementos presentes en la naturaleza en concentraciones mínimas. Otras veces se define como aquellos

Tabla IV.1.1. Características físico-químicas de las aguas en grandes ríos del mundo (STD Sólidos Totales Disueltos, unidades en ppm)								
Ríos	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	STD
<b>Norte América</b>								
Mississippi	34.0	8.9	11.0	2.8	10.3	25.5	116.0	208.5
Mackensie	33.0	10.4	7.0	1.1	8.9	36.1	111.0	207.5
Columbia	19.0	5.1	6.2	1.6	3.5	17.1	76.0	128.5
Colorado	83.0	24.0	95.0	5.0	82.0	270.0	135.0	694.0
Grande	190.0	24.0	117.0	6.7	171.0	238.0	183.0	848.7
<b>Europa</b>								
Danubio	49.0	9.0	9.0	1.0	19.5	24.0	190.0	301.5
Rhin(superior)	41.0	7.2	1.4	1.2	1.1	36.0	114.0	201.9
<b>Sud América</b>								
Amazonas (inferior)	5.2	1.0	1.5	0.8	1.1	1.7	20.0	31.3
Orinoco	3.3	1.0	1.5	0.7	2.9	3.4	11.0	23.8
Paraná	5.4	2.4	5.5	1.8	5.9	3.2	31.0	55.2
<b>África</b>								
Congo	2.4	1.3	1.7	1.1	2.9	3.0	11.0	23.4
Níger	4.1	2.6	3.5	2.4	1.3	1.0	36.0	50.9
Nilo	25.0	7.0	17.0	4.0	7.7	9.0	134.0	203.7
<b>Asia</b>								
Yangtze	45.0	6.4	4.1	1.2	4.1	17.9	148.0	226.7
Mekong	14.2	3.2	3.6	2.0	5.3	3.8	58.0	90.1
Ganges	24.5	5.0	4.9	3.1	3.4	8.5	105.0	154.4
<i>Promedio mundial</i>	<i>14.7</i>	<i>3.7</i>	<i>7.2</i>	<i>1.4</i>	<i>8.3</i>	<i>11.5</i>	<i>53.0</i>	<i>99.8</i>

## SECCIÓN IV. HIDROQUÍMICA Y CALIDAD DEL AGUA

elementos usados por los organismos en pequeñas cantidades pero que son esenciales para su nutrición. Sin embargo, muchas veces se incluyen dentro de los denominados elemento traza a algunos de los cuales se desconocen sus funciones fisiológicas. Los elementos traza que se han estudiado en mayor medida en suelos, son aquellos necesarios para la nutrición de las plantas: B, Cu, Fe, Mn, Mo y Zn. De manera similar los más estudiados en plantas y forrajes, esenciales para la nutrición animal, son: As, Cu, Co, Fe, Mn, Mo, Zn, Cr, F, Ni, Se, Sn y V. Por otra parte, los geólogos llaman elementos traza a los que no son los 8 elementos más importantes en la litosfera, (O, Si, Al, Fe, Ca, Na, K y Mg).

# Capítulo IV.2. Química del agua: reacciones y procesos

## Disolución de gases en agua

Los cuerpos de agua tienen distintas proporciones y composición de gases disueltos, predominando los gases atmosféricos. Existen dos gases que son cruciales para el desarrollo de la vida en los sistemas acuáticos: el oxígeno ( $O_2$ ) y el dióxido de carbono ( $CO_2$ ).

El oxígeno disuelto proviene de dos fuentes posibles: la producción fotosintética de las algas y el reoxigenamiento del sistema por contacto con el aire. La primera de estas fuentes no es realmente significativa, debido a que su aporte es pequeño. Por otra parte, cuando las algas mueren, su degradación consume oxígeno, por lo cual es mayor la cantidad que consumen que la que aportan. La solubilidad de oxígeno en agua es la concentración máxima que puede alcanzarse en condiciones óptimas de equilibrio, y se puede calcular a través del coeficiente de distribución de Henry ( $K_H$ ). La ley de Henry establece que, a temperatura constante, la solubilidad de un gas en un líquido es proporcional a la presión parcial del gas en contacto con el líquido. La solubilidad de los gases disminuye con el aumento de la temperatura.

$$[O_2]_{\text{agua}} = K_H pO_2 \quad [IV.2.1]$$

Si representamos la materia orgánica como  $[CH_2O]$ , su degradación por medio de oxígeno puede formularse como:



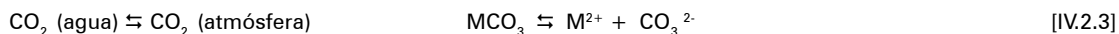
Se produce una disminución de los niveles de oxígeno en cursos de agua, que puede provocar incluso la mortandad de peces.

A diferencia del oxígeno o el nitrógeno atmosférico, hacer cálculos acerca de la solubilidad del dióxido de carbono en agua es bastante complicado, debido a que por sus características ácidas, interacciona con el agua de manera compleja. La proporción de  $CO_2$  en la atmósfera es de sólo 0.035%, por lo tanto, si consideramos agua pura en equilibrio con el aire, la cantidad de  $CO_2$  disuelto será realmente baja. Sin embargo, en sistemas naturales se deben considerar otros factores en la evaluación del  $CO_2$  disuelto en agua, por ejemplo, las algas producen  $CO_2$  durante una fase de sus procesos metabólicos en ausencia de luz, y también se produce  $CO_2$  a raíz del proceso de decaimiento de la materia orgánica, mientras que las algas lo



## SECCIÓN IV. HIDROQUÍMICA Y CALIDAD DEL AGUA

consumen en la fase fotosintética para sintetizar biomasa. La presencia de carbonatos minerales también modificará la concentración de  $\text{CO}_2$  disuelto.



Por otra parte, la presencia de  $\text{CO}_2$  en el agua que se infiltra a través del suelo permite la disolución del carbonato de calcio (caliza) al atravesar la caliza según la siguiente reacción:

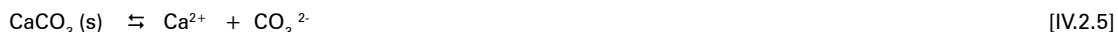


Este es el proceso por el cual se forman las cavernas en formaciones geológicas calcáreas.

### Equilibrio entre dos Fases

Las constantes de equilibrio (termodinámicas) no sólo se utilizan para tratar equilibrios de sustancias en solución o para la descripción de reacciones en un medio fluido, sino que también se utilizan para la estimación de la distribución de diferentes sustancias entre dos fases, las que pueden ser: *a)* una fase sólida y una solución (equilibrio de solubilidad); *b)* dos fases líquidas (equilibrio de distribución entre dos líquidos, por ejemplo agua y un líquido orgánico), *c)* una fase líquida y otra gaseosa (equilibrio de distribución entre un gas y un líquido, por ejemplo, sistemas del tipo agua/atmósfera). También existe distribución entre los gases y las fases sólidas, determinados por procesos de absorción superficial.

En el caso *a)* cuando se tiene un sólido que se disuelve en una solución acuosa, esta disolución proseguirá hasta cierto punto (saturación) en el cual no se disuelve más sólido. Supóngase el siguiente caso:



La expresión de la constante de equilibrio se transforma en:

$$[\text{Ca}^{2+}] [\text{CO}_3^{2-}] = K_{ps}, \text{ que se conoce como producto de solubilidad} \quad [\text{IV.2.6}]$$

Situaciones como las descritas en el caso *b)* se aplican, por ejemplo, en el caso de derrames de sustancias orgánicas en cursos de agua. El equilibrio que se establece en estas situaciones es el siguiente:



y se describe mediante la siguiente ley de distribución, donde la constante recibe el nombre de coeficiente de distribución o coeficiente de partición:

$$[\text{X}] (\text{org}) / [\text{X}] (\text{aq}) = K_d \quad [\text{IV.2.8}]$$

La distribución de sustancias orgánicas no polares entre agua y sólidos naturales u organismos puede visualizarse como un proceso de partición entre la fase acuosa y la materia orgánica presente en suelos o biota.

Ya en 1900 investigadores que estudiaban el comportamiento de drogas no polares descubrieron que podían usar solventes como el n-octanol como un “modelo” para subrogar organismos o partes de organismos en lo referente a acumulación de fármacos. A partir de este concepto se utiliza la constante de partición octanol-agua:

$$K_{ow} = C_o / C_w \quad [IV.2.9]$$

Si bien la partición entre una solución acuosa y estos solventes no es idéntica a lo que pasa con los organismos, es directamente proporcional. Es decir, una acumulación mayor en un organismo corresponde a una partición más favorable en el solvente orgánico. Más recientemente, los químicos ambientales han encontrado relación entre el humus del suelo y otras fases orgánicas naturales.

La biota acuática no sólo degrada contaminantes químicos, también los acumula. Uno de los modelos usados para medir bioconcentración es el de partición, que supone un estado de equilibrio entre el sistema acuoso y el organismo vivo. Esta suposición es válida para compuestos hidrofóbicos que se intercambian más rápido entre el organismo y el agua, que la velocidad a la que son excretados o metabolizados por el organismo. Un organismo como un pez es “modelado” como si fuera una bolsa de agua y aceite y podemos determinar el valor del factor de bioconcentración a través de  $K_{ow}$ .

Los casos que se encuadran dentro de los mencionados en el caso c) son de gran importancia, porque es uno de los procesos claves que afectan el transporte de muchos compuestos químicos y la transferencia de los mismos entre la atmósfera y los cuerpos de agua. La constante de distribución entre estos dos medios se conoce como constante de Henry, ya que la solubilidad de los gases en agua obedece a dicha ley, siempre que no se produzcan reacciones químicas. Existe una influencia de la temperatura para la  $K$  de Henry ( $K_H$ ) en un sistema determinado, sin embargo no es el único factor que la afecta, sino que también depende de la salinidad del sistema considerado. De hecho, el aumento de la concentración salina puede reducir la concentración de una determinada sustancia, haciendo que la  $K_H$  disminuya hasta en un factor de 2 entre el agua destilada y el agua de mar.

### Procesos ácido-base en aguas naturales

Los procesos químicos normales en fase acuosa, característicos de este medio debido fundamentalmente a las condiciones excepcionales de este fluido, permiten entender las circunstancias que conducen a la contaminación de los cuerpos de agua.

Los fenómenos químicos incluyen procesos ácido-base, solubilización-precipitación, óxido-reducción, complejación y partición (Baird, 2001; Manan, 1991a y b; Stumm y Morgan, 1995). Estos procesos se analizan normalmente desde el punto de vista termodinámico, sin embargo, en la aplicación ambiental de estos principios básicos no debe descuidarse en ningún momento el factor cinético, dado que las velocidades de reacción son fundamentales en la química acuática. Por otra parte, la existencia de vida en los sistemas estudiados hace que los procesos biológicos jueguen un rol clave.

Las aguas naturales contienen iones disueltos. La media mundial de salinidad de las aguas continentales es de alrededor de 120 mg/L y su pH es raramente igual a 7, que es el valor esperado para el agua pura. El sistema dióxido de carbono-carbonato determina los procesos ácido-base que ocurren en los sistemas acuosos.

## SECCIÓN IV. HIDROQUÍMICA Y CALIDAD DEL AGUA

### *Equilibrios ácido-base. El sistema dióxido de carbono / carbonato*

La química de los procesos ácido-base de muchos ecosistemas acuáticos está dominada por la interacción del ion carbonato  $\text{CO}_3^{2-}$ , que es una base moderadamente fuerte, con el ácido débil  $\text{H}_2\text{CO}_3$ , el ácido carbónico. Este ácido se forma por la disolución del dióxido de carbono atmosférico gas en el agua; habitualmente, existe un equilibrio entre el gas y el ácido acuoso:<sup>1</sup>



El ácido carbónico en el medio acuoso está también en equilibrio con el ión bicarbonato (o hidrógeno carbonato),  $\text{HCO}_3^-$ , y con el ion hidrógeno:



Las rocas calizas están constituidas mayoritariamente por carbonato de calcio,  $\text{CaCO}_3$ , que se disuelve en baja proporción en contacto con agua



El ion carbonato actúa como una base, produciendo iones bicarbonato e hidróxido en el agua:



Estas reacciones ocurren en el sistema natural de tres fases: aire, agua y rocas.

### **Equilibrio entre el carbonato de calcio y el agua**

Para tener un conocimiento cualitativo de este complicado sistema, considérese primero sólo el efecto del ion carbonato, tomando como modelo un reservorio de agua que está en equilibrio con un exceso de carbonato de calcio sólido, y en el que todas las otras reacciones son de importancia despreciable. El único proceso de interés es la reacción IV.2.12. La constante de equilibrio para este proceso, que involucra la disolución de una sal muy poco soluble en agua, es el "producto de solubilidad"  $K_{ps}$  que se relaciona con la concentración de los iones, mediante la siguiente ecuación:

$$K_{ps} = [\text{Ca}^{2+}][\text{CO}_3^{2-}] \quad [\text{IV.2.14}]$$

Para el  $\text{CaCO}_3$ , a 25°C, el valor numérico de  $K_{ps}$  es  $4,6 \times 10^{-9}$ , donde [...] se refiere a las concentraciones molares. Según la estequiometría de la reacción IV.2.12, se producen tantos iones calcio como carbonato y (en este sistema simplificado la concentración de ambos iones es igual a S) la solubilidad de la sal:

$$S = \text{solubilidad del } \text{CaCO}_3 = [\text{Ca}^{2+}][\text{CO}_3^{2-}] \quad [\text{IV.2.15}]$$

---

1. De hecho, buena parte del dióxido de carbono disuelto existe como  $\text{CO}_2 (\text{aq})$  en lugar de  $\text{H}_2\text{CO}_3 (\text{aq})$ , pero siguiendo la práctica convencional se reúnen las dos formas en una sola que se representa igual que la última.

Después de sustituir S por las concentraciones iónicas en la ecuación de  $K_{ps}$ , se obtiene,

$$S^2 = 4.6 \times 10^{-9} \quad \text{[IV.2.16]}$$

con lo que el valor de la solubilidad es,

$$S = 6.8 \times 10^{-5} \text{ M} \quad \text{[IV.2.17]}$$

Este es el valor de la solubilidad, suponiendo que las otras reacciones son despreciables.

De acuerdo con la reacción IV.2.13, el ion carbonato disuelto actúa como base en el agua; la constante de equilibrio relevante para este proceso es  $K_b$ ,

$$K_b (\text{CO}_3^{2-}) = [\text{HCO}_3^-] [\text{OH}^-] / [\text{CO}_3^{2-}] \quad \text{[IV.2.18]}$$

Debido a que el equilibrio en esta reacción se encuentra desplazado hacia la derecha en disoluciones que no son muy alcalinas, se puede obtener una aproximación del efecto global resultante de que ocurran, simultáneamente, las reacciones IV.2.12 y IV.2.13, sumando ambas. El proceso global es:



Así, la disolución del carbonato de calcio en agua neutra da lugar a la producción de iones calcio, bicarbonato e hidróxido.

Como es sabido, la suma de varias reacciones da lugar a otra combinada con una constante de equilibrio  $K$  que es el producto de las constantes de equilibrio de los procesos individuales. Por lo que, la reacción IV.2.19 es la suma de las reacciones IV.2.12 y IV.2.13, su constante de equilibrio debe ser igual al producto de las constantes de equilibrio de las reacciones IV.2.12 y IV.2.13,  $K_{ps}K_b$ . Como  $K_a = 4.7 \times 10^{-11}$  para el  $\text{HCO}_3^-$  y puesto que para cualquier par ácido base conjugado tal como  $\text{HCO}_3^-$  y  $\text{CO}_3^{2-}$ ,

$$K_a K_b = K_w = 1.0 \times 10^{-14} \quad \text{[IV.2.20]}$$

se sigue que para la base conjugada  $\text{CO}_3^{2-}$  se tiene,

$$K_b (\text{CO}_3^{2-}) = K_w / K_a (\text{HCO}_3^-) \quad \text{[IV.2.21]}$$

con lo que

$$K_b = 1.0 \times 10^{-14} / (4.7 \times 10^{-11}) = 2.1 \times 10^{-4} \quad \text{[IV.2.22]}$$

Así pues, ya que  $K_b$  para la reacción global IV.2.19 es  $K_{ps}K_b$ , su valor es

$$4.6 \times 10^{-9} \times 2.1 \times 10^{-4} = 9.7 \times 10^{-13} \quad \text{[IV.2.23]}$$

La constante de equilibrio para la reacción IV.2.19 se relaciona con las concentraciones por medio de la ecuación:

$$K_b = [\text{Ca}^{2+}] [\text{HCO}_3^-] [\text{OH}^-] \quad \text{[IV.2.24]}$$

## SECCIÓN IV. HIDROQUÍMICA Y CALIDAD DEL AGUA

Si se hace la aproximación de que la reacción IV.2.19 es el único proceso de relevancia en el sistema, entonces a partir de su estequiometría, se obtiene una nueva expresión para la solubilidad del  $\text{CaCO}_3$ :

$$S = [\text{Ca}^{2+}] = [\text{HCO}_3^-] = [\text{OH}^-] \quad [\text{IV.2.25}]$$

sustituyendo S por las concentraciones, se obtiene:

$$S^3 = 9.7 \times 10^{-13} \quad [\text{IV.2.26}]$$

$$S = 9.9 \times 10^{-5} \quad [\text{IV.2.27}]$$

Entonces, la solubilidad calculada del  $\text{CaCO}_3$  es  $9.9 \times 10^{-5} \text{ M}$ , en contraste al menor valor de  $6.8 \times 10^{-5} \text{ M}$  obtenido cuando se ignoró la reacción del ion carbonato. La solubilidad del  $\text{CaCO}_3$  ahora es mayor que la estimada, teniendo en cuenta únicamente la reacción IV.2.12, ya que buena parte del ion carbonato que se produce desaparece por reacción con las moléculas de agua. En otras palabras, la reacción de equilibrio IV.2.12 se desplaza hacia la derecha, ya que una gran fracción de su producto reacciona después (reacción IV.2.13).

En los cálculos anteriores se ha utilizado la aproximación de una simple reacción (IV.2.19), para representar el sistema de dos reacciones. Alternativamente se podría llegar al mismo resultado aplicando un procedimiento iterativo a la solución de las ecuaciones algebraicas implicadas en las reacciones originales IV.2.12 y IV.2.13, en lugar de combinarlas (tabla 2).

Tabla IV.2.2. Concentraciones iónicas calculadas para los sistemas acuosos en equilibrio.

ión	$\text{CaCO}_3$ Ecuación simple	$\text{CaCO}_3$ iterativo	Cálculo $\text{CO}_2$ y $\text{CaCO}_3$
$[\text{HCO}_3^-]$	$9.9 \times 10^{-5} \text{ M}$	$8.8 \times 10^{-5} \text{ M}$	$1.0 \times 10^{-3} \text{ M}$
$[\text{CO}_3^{2-}]$	-	$3.7 \times 10^{-5} \text{ M}$	$9.0 \times 10^{-6} \text{ M}$
$[\text{Ca}^{2+}]$	$9.9 \times 10^{-5} \text{ M}$	$1.25 \times 10^{-4} \text{ M}$	$5.1 \times 10^{-4} \text{ M}$
$[\text{OH}^-]$	$9.9 \times 10^{-5} \text{ M}$	$8.8 \times 10^{-5} \text{ M}$	$1.9 \times 10^{-6} \text{ M}$
$[\text{H}_2\text{CO}_3^*]$	$1.0 \times 10^{-10} \text{ M}$	$1.1 \times 10^{-10} \text{ M}$	$5.3 \times 10^{-9} \text{ M}$
pH	10.0	9.9	8.3

La disolución saturada de carbonato de calcio es moderadamente alcalina (pH = 9.9)

### Equilibrio entre el carbonato de calcio y el $\text{CO}_2$ atmosférico con el agua

La aproximación realizada no considera las otras especies de carbono importantes en el agua: el dióxido de carbono y el ácido carbónico, así como las reacciones que las involucran. El agua pura, en equilibrio con el dióxido de carbono atmosférico, es ligeramente ácida debido a estos dos procesos. Estas reacciones se van a considerar ahora en el contexto de un reservorio de agua, que está también en equilibrio con carbonato de calcio sólido; es decir, un sistema de tres fases.

La reacción IV.2.11 suministra otra fuente de ion bicarbonato, entonces por el principio de Le Chatelier, la producción de bicarbonato a partir de la reacción entre el ion carbonato y el agua debería estar reprimida. Sin embargo, una consideración aún más importante es que la reacción IV.2.11 produce ion hidrógeno, el cual se combina con el ion hidróxido que se produce en la reacción IV.2.13 gracias a la interacción del ion carbonato con el agua:



En consecuencia, las posiciones de equilibrio de ambas reacciones que producen ion bicarbonato se desplazan hacia la derecha, debido a la desaparición de uno de sus productos por la reacción anterior.

Si las reacciones que van de IV.2.10 a IV.2.13, más la IV.2.28, se suman, se obtiene la siguiente reacción neta:



En otras palabras, combinando cantidades equimolares de carbonato de calcio y dióxido de carbono atmosférico, se obtiene una disolución de bicarbonato de calcio, sin producción o consumo aparente de acidez o alcalinidad. Las aguas naturales, en las que ocurre este proceso global, pueden considerarse como el lugar donde se realiza una valoración gigante de un ácido que se origina en el  $\text{CO}_2$  del aire con una base que se forma a partir del ion carbonato de las rocas.

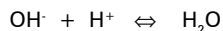
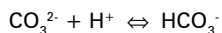
Si bien es una aproximación, éste es el proceso dominante y permite estimar la disolución del  $\text{CaCO}_3$  y el  $\text{CO}_2$  cuando ambos están presentes.

A partir de estos equilibrios, puede calcularse el valor de la concentración del ión hidrógeno, cuyo resultado será un valor pH de 8.3, ligeramente alcalino para aguas de ríos y lagos a 25 °C, cuyo pH está determinado por la saturación con  $\text{CO}_2$  y  $\text{CaCO}_3$ . Generalmente, los valores de pH de aguas bicarbonatadas se encuentran en el rango de 7 a 9, es razonable acuerdo con el valor calculado. Debido a la cantidad más pequeña de bicarbonato en las aguas no bicarbonatadas, sus valores de pH son usualmente próximos a 7.

#### *Alcalinidad, basicidad, acidez y dureza*

La alcalinidad de una solución acuosa se define como su capacidad para aceptar protones. Las aguas alcalinas tienen alto pH y elevados niveles de sólidos disueltos, lo que las hace especialmente inapropiadas para su utilización en calentadores, procesado de alimentos, etc.

Las principales especies químicas que contribuyen a la alcalinidad del agua son el bicarbonato, el carbonato y el hidróxido:



Existen también otras especies que contribuyen a la alcalinidad pero en menor medida, tales como las bases conjugadas de ácidos como el fosfórico, silícico, bórico y ácidos orgánicos.

Se definen dos tipos de alcalinidades, de acuerdo a como se tome el punto final de titulación de la misma.

1. La determinación de la alcalinidad a la fenolftaleína utiliza este indicador para determinar el punto final, por lo tanto se alcanza un pH en el cual se neutralizaron los iones hidróxido y el carbonato se convirtió en bicarbonato.

2. La determinación de alcalinidad total utiliza como indicador al naranja de metilo, por lo que se alcanza un pH donde, tanto carbonato como bicarbonato se han convertido en  $\text{CO}_2$ .

## SECCIÓN IV. HIDROQUÍMICA Y CALIDAD DEL AGUA

La diferencia principal entre basicidad y alcalinidad tiene que ver con la constante de disociación de las bases involucradas: mientras que una alta basicidad está asociada a un elevado pH, una alta alcalinidad se asocia con una alta capacidad de aceptar  $H^+$ . Por ejemplo, una solución de NaOH de concentración  $10^{-3}$  M tiene un pH final de 11, mientras que una solución 100 veces más concentrada de  $HCO_3^-$  ( $10^{-1}$  M) tiene un pH de sólo 8.34; por lo tanto, la solución de NaOH será más básica que la de  $HCO_3^-$ . Sin embargo, cuando se las utilice para neutralizar un ácido, la solución de NaOH solamente podrá neutralizar  $10^{-3}$  equivalentes de ácido, mientras que la de  $HCO_3^-$  neutralizará una cantidad 100 veces mayor. La solución de  $HCO_3^-$ , entonces, es más alcalina que la de NaOH. La alcalinidad actúa como un regulador del pH de la solución (sistema buffer), además de funcionar como reservorio de carbono inorgánico, lo que resulta una medida de la "fertilidad" del agua de acuerdo con su capacidad de sustentar vida.

La dureza de una muestra de agua está asociada a la concentración de iones calcio y magnesio principalmente, aunque también cuenta en algunos casos la presencia de hierro(II). Químicamente el índice de dureza se define como:

$$\text{dureza} = [Ca^{2+}] + [Mg^{2+}] \quad [IV.2.31]$$

Tradicionalmente la dureza se expresa no en concentración molar de iones, sino como la masa en miligramos (por litro) de carbonato de calcio que contiene el mismo número de iones dipositivos (+2). Así por ejemplo, una muestra de agua que contenga un total de 0.0010 moles de  $Ca^{2+} + Mg^{2+}$  por litro, tendría un valor de la dureza de 100 miligramos de  $CaCO_3$ , ya que la masa molar del  $CaCO_3$  es 100 gramos y, por tanto, 0.0010 moles pesan 0.1 g o 100 mg.

La manifestación más evidente de la dureza del agua es el 'corte de jabón', lo que se produce por precipitación de sales insolubles de los ácidos grasos. Una de las formas de eliminar la dureza de las aguas es utilizar resinas intercambiadoras de iones o bien por ebullición del agua, formándose un depósito de carbonatos que se debe al desplazamiento hacia la derecha del siguiente equilibrio:



Al aumentar la temperatura, la solubilidad del  $CO_2$  en agua disminuye y se pierde como gas, precipitando el calcio como carbonato.

La acidez de los sistemas acuosos naturales se define como la capacidad del agua de neutralizar OH<sup>-</sup>. Las aguas ácidas no son frecuentes, los contribuyentes más comunes son los ácidos grasos, proteínas,  $H_2PO_4^-$ ,  $CO_2$ ,  $H_2S$  y metales ácidos. La determinación de la acidez de una muestra de agua suele ser complicada, debido sobre todo a que los principales contribuyentes ( $CO_2$  y  $H_2S$ ) son volátiles. También puede encontrarse la presencia de ácidos minerales libres, tales como  $H_2SO_4$  y HCl, los cuales son comunes en aguas contaminadas por actividad minera.

Al igual que la alcalinidad, la acidez se puede determinar utilizando dos indicadores diferentes: la acidez total se determina por titulación hasta el viraje de la fenolftaleína (punto final en pH 8.2), mientras que los ácidos minerales libres se titulan hasta el viraje del naranja de metilo (punto final en pH 4.3).

Otros contribuyentes a la acidez del agua son algunos iones con tendencia a hidratarse como el aluminio y el hierro. El comportamiento ácido de los iones aumenta con la carga y disminuye con el radio atómico. Se da particularmente con aquellos con carga +3, como en el caso del aluminio:



Algunas soluciones de uso industrial, como por ejemplo la que se utiliza para eliminar la corrosión del acero, contienen cationes metálicos ácidos.

La tendencia de los iones hidratados a comportarse como ácidos tienen un gran efecto en el medio acuático, por ejemplo en el drenaje ácido de las minas.



### *El aluminio en las aguas naturales*

La concentración de iones aluminio en aguas naturales, normalmente es bastante pequeña, con valores aproximados de  $10^{-6}\text{M}$ , en el rango de pH de 6 a 9, habitual en las aguas naturales. La solubilidad del aluminio en agua está controlada por la insolubilidad del  $\text{Al}(\text{OH})_3$ . Dado que el valor de  $K_{\text{ps}}$  del hidróxido es de alrededor  $10^{-33}$  a las temperaturas usuales del agua, entonces para la reacción,



de donde se deduce que,

$$[\text{Al}^{3+}][\text{OH}^-]^3 = 10^{-33} \quad [\text{IV.2.36}]$$

Tómese, por ejemplo, una muestra de agua cuyo pH sea de 6. Puesto que la concentración de hidróxido en esta agua es de  $10^{-8}\text{M}$ , se obtiene que:

$$[\text{Al}^{3+}] = 10^{-33} / (10^{-8})^3 = 10^{-9}\text{M} \quad [\text{IV.2.37}]$$

Aunque este valor es muy pequeño, por cada disminución de pH de una unidad la concentración de ión aluminio aumenta en un factor de  $10^3$ , con lo que alcanza el valor de  $10^{-6}\text{M}$  a  $\text{pH} = 5$  y  $10^{-3}\text{M}$  a un  $\text{pH}$  de 4. Así pues, el aluminio es mucho más soluble en ríos y lagos muy ácidos que en aquellos donde los valores del pH no son inferiores a 6 o 7. De hecho, el  $\text{Al}^{3+}$  es habitualmente el catión principal en aguas cuyo pH es menor a 4.5, excediendo incluso a las concentraciones de  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$ , que son los cationes dominantes para valores de pH mayores a 4.5.

### **Reacciones de oxidación-reducción**

La solubilidad y los procesos de ácido-base controlan las concentraciones de iones inorgánicos como el carbonato en las aguas, mientras que el contenido orgánico en el agua está dominado por reacciones de oxidación-reducción, entre las más importantes se encuentran las que involucran al oxígeno disuelto.

Las reacciones de óxido-reducción, denominadas comúnmente *reacciones rédox*, involucran cambios en el estado de oxidación de las especies que intervienen, existiendo intercambio de electrones. Este tipo de reacciones resulta de importancia vital en los sistemas acuosos naturales y en aguas de desecho. Muchas reacciones rédox que, desde el punto de vista termodinámico, estarían favorecidas, suelen no ocurrir, u ocurrir tan lentamente que no son apreciables. Algunas son catalizadas por microorganismos, por ejemplo, la degradación de materia orgánica por acción del oxígeno. Cada vez que tiene lugar una reacción rédox debe existir una especie que se oxida a la par que otra especie se reduce: *no puede existir una reacción de oxidación sin una reducción como contraparte o viceversa*.



## SECCIÓN IV. HIDROQUÍMICA Y CALIDAD DEL AGUA

Para el análisis de los procesos de óxido reducción en medios acuosos se usa el pE, concepto análogo al de pH, que se define como el logaritmo negativo de la actividad electrónica. La actividad de  $H^+$  se utiliza para determinar las características ácidas o básicas del agua y, por analogía, el pE indica si las condiciones son oxidantes o reductoras. *Cuando la actividad electrónica es alta, el pE es bajo y las condiciones son reductoras, mientras que cuando la actividad electrónica es baja, el pE es alto y las condiciones del medio son oxidantes.* De acuerdo con esta definición, cuando un ambiente presenta bajo pE, estará indicando condiciones anaeróbicas, mientras que uno con pE alto indica presencia de oxígeno.

Si bien los sistemas acuáticos son sistemas dinámicos que se pueden aproximar al estado estacionario, la aplicación de los modelos de sistemas en equilibrio resulta útil para visualizar tendencias en aguas naturales y sistemas de desecho con un modelo lo suficientemente sencillo para poder comprenderlos.

### *Oxígeno disuelto*

De lejos, el más importante agente oxidante en las aguas naturales es el oxígeno molecular disuelto,  $O_2$ . En la reacción, cada uno de sus átomos de oxígeno se reduce desde su estado de oxidación cero hasta el estado  $-2$  en el  $H_2O$  o en el  $OH^-$ . La hemireacción que tiene lugar en disolución ácida es,



mientras que la que ocurre en disolución básica es



La concentración de oxígeno disuelto en agua es pequeña a causa de su baja solubilidad y, por tanto, es precaria desde el punto de vista ecológico. Para la reacción



la constante de equilibrio que debe considerarse es la constante de la Ley de Henry,  $K_H$ , que para el oxígeno a  $25\text{ }^\circ\text{C}$  es  $1,3 \times 10^{-3} \text{ mol L}^{-1} \text{ atm}^{-1}$ :

$$K_H = [O_2 (ac)]/P_{O_2} = 1,3 \times 10^{-3} \text{ mol L}^{-1} \text{ atm}^{-1} \quad [IV.2.41]$$

Puesto que en el aire seco la presión parcial de oxígeno,  $P_{O_2}$ , es de  $0.21 \text{ atm}$ , se tiene que la solubilidad del  $O_2$  es  $8.7$  miligramos por litro de agua ( $8.7 \text{ ppm}$ ). Debido a que las solubilidades de los gases aumentan al disminuir la temperatura, la cantidad de  $O_2$  que se disuelve a  $0\text{ }^\circ\text{C}$  ( $14.7 \text{ ppm}$ ) es mayor que la cantidad que se disuelve a  $35\text{ }^\circ\text{C}$  ( $7.0 \text{ ppm}$ ).

### *Demanda de oxígeno*

El oxígeno disuelto en agua oxida la materia orgánica. Si se supone, por simplicidad, que ésta es un hidrato de carbono polimérico (por ejemplo, los tejidos de las plantas), con una fórmula empírica aproximada de  $CH_2O$ , la reacción de oxidación puede formularse como:



El oxígeno disuelto en agua también puede consumirse por la oxidación del amoníaco (NH<sub>3</sub>) y del amonio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) disueltos, que son sustancias que, igual que la materia orgánica, están presentes en agua como resultado de la actividad biológica, y por oxidación dan lugar a la formación de ion nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>).

La capacidad de la materia orgánica a consumir oxígeno en una muestra de agua natural, se denomina *demanda bioquímica de oxígeno* (DBO). Se evalúa experimentalmente, determinando la concentración de oxígeno disuelto al comienzo y al final de un período de 5 días en el que una muestra sellada de agua permanece en la oscuridad a una temperatura constante, usualmente 20 o 25 °C. Las reacciones de oxidación están catalizadas en la muestra por la acción de microorganismos presentes en el agua natural. La demanda de oxígeno determinada con este ensayo, a menudo designada por DBO<sub>5</sub>, corresponde a un 80% de la que se determinaría si el experimento hubiese ocurrido durante un tiempo más prolongado.

Puede realizarse una determinación más rápida de la demanda de oxígeno evaluando la *demanda química de oxígeno*, DQO, de una muestra de agua. El ion dicromato, en lugar del O<sub>2</sub>, se utiliza para determinar los valores de DQO. La hemireacción de reducción para el dicromato cuando oxida la materia orgánica es



ion dicromato

ion cromo III

En la práctica, se añade a la muestra un exceso de dicromato, y este exceso se valora con un reductor, el Fe<sup>+2</sup>, hasta el punto final. El número de moles de O<sub>2</sub> que la muestra necesita para completar la oxidación corresponde a 6/4 (= 1.5) veces el número de moles de dicromato, ya que este último acepta seis electrones por ion, mientras que el O<sub>2</sub> acepta sólo cuatro.

La dificultad de la DQO como parámetro de medida de la demanda de oxígeno es que la disolución ácida de dicromato es tan oxidante, que oxida sustancias que en aguas naturales consumen oxígeno muy lentamente y, por tanto, no representan una amenaza real a sus contenidos en oxígeno. En otras palabras, el dicromato oxida sustancias que no serían oxidadas por el O<sub>2</sub> en la determinación del DBO.

No es raro que aguas contaminadas por sustancias orgánicas asociadas a animales, a residuos de alimentos o a aguas residuales, tengan una demanda de oxígeno que exceda la solubilidad máxima de equilibrio del oxígeno disuelto. En estas circunstancias, excepto que el agua esté continuamente aireada, rápidamente el oxígeno disuelto se agota y los peces mueren.

Finalmente, hay otros dos parámetros utilizados para determinar la cantidad de sustancias orgánicas presentes en las aguas naturales. El *carbono orgánico total*, COT, se utiliza para la materia orgánica disuelta y suspendida en el agua; por ejemplo, para el agua subterránea este parámetro tiene un valor de aproximadamente un miligramo por litro, es decir 1 ppm de carbono. El parámetro *carbono orgánico disuelto*, COD, se utiliza para caracterizar el material orgánico que está disuelto. Para aguas superficiales, el COD es de unos 5 ppm en promedio, aunque en aguas pantanosas puede alcanzar valores diez veces superiores, y para aguas residuales no tratadas, los valores típicos de COD son de cientos de ppm.

#### *Descomposición anaeróbica de materia orgánica en aguas naturales*

La materia orgánica disuelta se descompone en agua en condiciones anaeróbicas (sin oxígeno), si están presentes las bacterias apropiadas. Las condiciones anaeróbicas tienen lugar de forma natural en aguas estancadas, como pantanos o ciénagas, y en la parte inferior de lagos profundos. Una parte del carbono de la materia orgánica se oxida (a CO<sub>2</sub>) y el resto se reduce (a CH<sub>4</sub>):

## SECCIÓN IV. HIDROQUÍMICA Y CALIDAD DEL AGUA



Este proceso es un ejemplo de una reacción de *fermentación*, que se define como aquella en que tanto el agente reductor como el oxidante son materiales orgánicos. Debido a que el metano es casi insoluble en agua, forma burbujas que, en las ciénagas, pueden verse ascender hacia la superficie; de hecho, el metano se llamó originalmente el 'gas de los pantanos'. La misma reacción química tiene lugar en los 'digestores' utilizados para convertir los residuos animales en gas metano, que puede utilizarse como combustible.

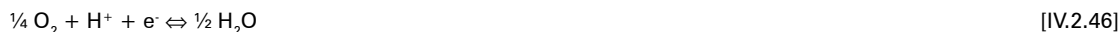
Puesto que las condiciones anaeróbicas son reductoras en el sentido químico, los compuestos insolubles de  $\text{Fe}^{3+}$  que están presentes en los sedimentos del fondo de los lagos, se convierten en compuestos solubles de  $\text{Fe}^{2+}$ , los cuales se disuelven en el agua del lago.



No es extraño encontrar condiciones aeróbicas y anaeróbicas en distintas partes de un mismo lago al mismo tiempo, particularmente en verano cuando ocurre con frecuencia una estratificación estable de distintas capas de agua. El agua, en la parte superior del lago, se calienta por absorción de la luz solar por parte de la materia biológica, mientras que en la parte inferior el nivel de penetración de la luz solar disminuye y permanece fría. Puesto que el agua caliente es menos densa que la fría (para temperaturas superiores a 4 °C), la capa superior 'flota' sobre la inferior, ocurriendo poca transferencia entre ellas. La capa superior, usualmente contiene niveles de oxígeno cercanos a la saturación, que es una condición que es debida tanto a su contacto con el aire como a la presencia de  $\text{O}_2$  producido por la fotosíntesis realizada por las algas. Así pues, en la parte superior las condiciones son aeróbicas y, en consecuencia, los elementos existen en sus formas más oxidadas: el carbono como  $\text{CO}_2$  o  $\text{H}_2\text{CO}_3$  o  $\text{HCO}_3^-$ ; el azufre como sulfato, el nitrógeno como nitrato y el hierro como  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  insoluble. Cerca del fondo, el agua no tiene oxígeno, ya que no tiene contacto con el aire y el  $\text{O}_2$  se consume cuando se descompone la materia biológica. Bajo estas condiciones: el carbono estaría como  $\text{CH}_4$ , el azufre como  $\text{H}_2\text{S}$ , el nitrógeno como  $\text{NH}_3$  y  $\text{NH}_4^+$  y el hierro como  $\text{Fe}^{2+}$  soluble. Las condiciones anaeróbicas, usualmente, no permanecen indefinidamente. En otoño e invierno, la capa superior de agua se enfría por el aire frío que circula por encima de la superficie, con lo que, en último término, el agua rica en oxígeno en la parte superior se hace más densa que el agua de la parte inferior y la misma gravedad induce la mezcla entre las capas. Así pues, en el invierno y a comienzos de la primavera, el medio ambiente cerca del fondo del lago es, habitualmente, aeróbico.

### La escala de pE

Cuando se disuelve en el agua una cantidad significativa de  $\text{O}_2$ , la reacción dominante que determina la disponibilidad de los electrones, es la reducción del oxígeno a agua



En estas circunstancias, el pE del agua se relaciona con la acidez y la presión parcial de oxígeno, mediante la siguiente ecuación:

$$\text{pE} = 20.75 + \log ([\text{H}^+] \text{Po}_2^{1/4}) = 20.75 - \text{pH} + \frac{1}{4} \log (\text{Po}_2) \quad [\text{IV.2.47}]$$

Para una muestra de agua neutra que está saturada de oxígeno del aire (es decir, cuando  $P_{O_2} = 0.21$  atm) y no tiene  $CO_2$  disuelto, de manera que su pH es 7, el valor del pE calculado a partir de esta ecuación es 13.9. Si la concentración de oxígeno disuelto es menor que la del valor de equilibrio, entonces la presión parcial de oxígeno atmosférico es menor que 0.21 atm, de manera que el valor del pE es más pequeño que 13.9 y, en algunos casos, incluso negativo.

La expresión de pE dada anteriormente se parece mucho a la ecuación de Nerst utilizada en electroquímica. De hecho, el valor de pE para una muestra de agua es, simplemente, el potencial de electrodo para cualquier proceso que determine la disponibilidad de los electrones, pero dividido por  $RT/F$  (donde R es la constante de los gases, T la temperatura absoluta y F la constante de Faraday), que a 25 °C tiene el valor de 0.0591:

$$pE = E/0.0591 \quad [IV.2.48]$$

Así pues, la expresión de pE para cualquier hemirreacción en agua puede obtenerse a partir del potencial estándar de electrodo  $E_o$ , una vez corregido teniendo en cuenta los términos de concentración y/o de presión y calculado para una reducción uni-electrónica. Por ejemplo, para la hemirreacción que relaciona la reducción del ion nitrato a ion amonio, primero se escribe el proceso de reducción (ajustada) uni-electrónica:



Para esta reacción,  $E_o = +0,836$  volts (obtenido de las tablas estándar), con lo que  $pE_o = E_o/0.0591 = +14.15$ . La ecuación de pE implica la resta entre el valor estándar  $pE_o$  y el logaritmo de la relación de concentraciones de productos a reactivos elevado, cada uno de ellas a sus coeficientes en la semirreacción igualada con un electrón:

$$\begin{aligned} pE &= pE_o - \log \left( \frac{[NH_4^+]^{1/8} [NO_3^-]^{1/8} [H^+]^{5/4}}{[NO_3^-]} \right) \\ &= 14.15 - 5/4 pH - 1/8 \log \left( \frac{[NH_4^+]}{[NO_3^-]} \right) \end{aligned} \quad [IV.2.50]$$

En los casos de baja disponibilidad del oxígeno, el pE puede estar determinado por iones como nitrato o sulfato.

#### *Compuestos de azufre en aguas naturales*

Los estados de oxidación inorgánicos comunes en el que se encuentra el azufre en el medio ambiente están comprendidos entre un estado altamente reducido  $-2$ , que se encuentra en el sulfuro de hidrógeno,  $H_2S$ , y en los minerales insolubles que contienen el ion sulfuro,  $S^{2-}$ , al estado altamente oxidado  $+6$ , que se encuentra en el ácido sulfúrico,  $H_2SO_4$ , y en las sales que contienen el ion sulfato,  $SO_4^{2-}$ . En moléculas orgánicas y bioorgánicas, como los aminoácidos, se encuentran los estados intermedios de oxidación del azufre. Cuando estas sustancias se descomponen anaeróbicamente, se liberan el sulfuro de hidrógeno y otros gases, como el metanotiol,  $CH_3SH$ , y el sulfuro de dimetilo,  $CH_3SCH_3$ , que contienen azufre en formas altamente reducidas, que son los responsables de dar un olor desagradable a las ciénagas.

El sulfuro de hidrógeno se oxida en el aire, primero a dióxido de azufre, y luego a ácido sulfúrico o a una sal que contenga ion sulfato. Análogamente, el sulfuro de hidrógeno disuelto en agua puede oxidarse por medio de ciertas bacterias a azufre elemental o a sulfato. Globalmente, las reacciones de oxidación completa corresponden a:

## SECCIÓN IV. HIDROQUÍMICA Y CALIDAD DEL AGUA



Algunas bacterias son capaces de usar el ion sulfato como agente oxidante, para convertir la materia orgánica, como el hidrato de carbono polimérico  $\text{CH}_2\text{O}$ , a dióxido de carbono, cuando la concentración de oxígeno en el agua es muy baja; en este proceso los iones  $\text{SO}_4^{2-}$  se reducen a azufre elemental o incluso a sulfuro de hidrógeno:



Tales reacciones son especialmente importantes en agua de mar, en donde la concentración de ion sulfato es mucho mayor que la concentración media en sistemas de agua dulce.

### *Compuestos de nitrógeno en aguas naturales*

Existen varias formas ambientalmente importantes de nitrógeno, que difieren en el grado de oxidación del átomo de nitrógeno. Las formas más reducidas son el amoníaco,  $\text{NH}_3$  y su ácido conjugado, el ion amonio,  $\text{NH}_4^+$ . La forma más oxidada es el ion nitrato, el cual existe en sales sólidas, en disoluciones acuosas y en el ácido nítrico,  $\text{HNO}_3$ . En disolución, los intermedios más importantes entre estos extremos son el ion nitrito,  $\text{NO}_2^-$ , y el nitrógeno molecular,  $\text{N}_2$ .

En el proceso de la nitrificación catalizado por microorganismos, el amoníaco y el ion amonio se oxidan a nitrato, mientras que en el correspondiente proceso de desnitrificación, el nitrato y el nitrito se reducen a nitrógeno molecular (el óxido nitroso,  $\text{N}_2\text{O}$ , es un subproducto minoritario en ambos casos). Los dos procesos son importantes tanto en suelos como en aguas naturales. En ambientes aeróbicos, como la superficie de lagos, el nitrógeno está en su estado de oxidación más alto: en forma de nitrato, mientras que en ambientes anaeróbicos, como el fondo de los lagos estratificados, existe en su estado más reducido: en las formas amoníaco y de ion amonio. El ion nitrito existe en ambientes anaeróbicos como suelos anegados que no están demasiado reducidos para convertir todo el nitrógeno a amoníaco. La mayoría de las plantas pueden absorber nitrógeno sólo en la forma más oxidada, como nitrato, con lo que el amoníaco o el ion amonio utilizados como fertilizantes deben, primero oxidarse por medio de microorganismos antes de ser útiles para la vida de las plantas.

### *Fenómenos de corrosión*

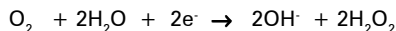
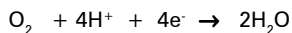
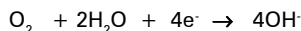
Una consecuencia indeseable de las reacciones rédox es el efecto de corrosión de los metales. Este fenómeno acarrea daños considerables en estructuras metálicas de todo tipo, tales como equipamiento, tuberías, etc. Desde el punto de vista termodinámico, todos los metales son inestables con respecto a su medio ambiente, ya que tienden a convertirse en un polo de una reacción rédox, es decir que tiene lugar la siguiente reacción:



En cuanto a su contraparte, existen varias posibles, la más común es:



También el oxígeno puede estar involucrado, reduciéndose a agua, a hidróxido o a peróxido de hidrógeno:



[IV.2.55]

El oxígeno puede acelerar la corrosión por su participación en estas reacciones o bien retardarla por formación de filmes protectores de óxidos.

### Formación de compuestos de coordinación

Los iones metálicos, representados genéricamente como  $\text{M}^{n+}$ , en solución acuosa tienden a coordinarse con moléculas de agua para estabilizar las capas electrónicas externas, dando origen a formas hidratadas del tipo  $\text{M}(\text{H}_2\text{O})_x^{n+}$ . La solubilidad, el transporte y los efectos biológicos de cada especie suelen ser marcadamente diferentes de los del metal sin coordinar.

#### Ligandos

El incremento de la estabilidad de los iones metálicos por formación de *compuestos de coordinación* o *complejos* no sólo tiene lugar con moléculas de agua, sino también con otras especies donadoras de electrones, es decir con bases de Lewis. Los complejos constan de un átomo de metal central rodeado de uno o más *ligandos* donadores de electrones que se encuentran dentro de la *esfera de coordinación del metal*.

Un ligando muy común es el ion cianuro, que ocupa sólo un sitio en la esfera de coordinación y se le denomina ligando *unidentado*. Existen otros ligandos que pueden ocupar más de un lugar en la esfera de coordinación dando origen a un tipo de complejos que recibe el nombre de *quelato*. A estos tipos de agentes se les conoce con el nombre genérico de *agentes quelantes*. Los quelatos son más estables que los complejos con ligandos unidentados debido a la formación de anillos.

Existen numerosos complejos que se forman con el ligando encontrado naturalmente en aguas y suelos. El uso de quelantes y secuestrantes por el hombre, por ejemplo, provoca la presencia de éstos en los cuerpos de agua alterando los equilibrios, sobre todo de los metales pesados.

#### Importancia de las reacciones de quelación en sistemas acuosos-solubilización de metales pesados

La formación de complejos estabiliza al ion metálico promoviendo disoluciones, reacciones redox, etc.; es decir, modificando el comportamiento de los iones en el agua. Uno de los ejemplos más importantes es el aumento en la movilidad de  $^{60}\text{Co}$  por la utilización de EDTA (etilén diamino tetra acético) en descontaminación de material radioactivo. El EDTA, además de complejar Co, también forma fuertes quelatos con plutonio radioactivo y radioisótopos de  $\text{Am}^{3+}$ ,  $\text{Cm}^{3+}$  y  $\text{Th}^{4+}$ .

El EDTA no sólo se ha usado en descontaminación de elementos radioactivos, sino que también entró en la formulación de detergentes y jabones como secuestrante de iones Ca y Mg, evitándose de esta manera el "corte del jabón" por formación de sales insolubles en aguas duras. Otros agentes secuestrantes utilizados fueron el NTA (ácido nitrilotriacético) y el fosfato. Este último provoca la eutrofización de los cuerpos lénticos, como lagos y embalses por servir como nutriente para las poblaciones de algas.

## SECCIÓN IV. HIDROQUÍMICA Y CALIDAD DEL AGUA

La formación de complejos o quelatos es una reacción de equilibrio, que mantiene en solución iones metálicos que de otra manera precipitarían.

Además de los agentes quelantes mencionados existen productos naturales existentes en suelos y aguas que provienen fundamentalmente de la descomposición de vegetales. Estas sustancias reciben el nombre de sustancias húmicas.

### *Polifosfatos*

El fósforo se encuentra en aguas en formas aniónicas en combinación con oxígeno. A partir de 1930, las sales de polifosfatos se han usado para tratamiento de aguas y en la formación de detergentes. Los polifosfatos actúan como ligandos del calcio, previniendo la precipitación de carbonato de calcio.

La forma más simple de fosfato es el ortofosfato  $\text{PO}_4^{3-}$ . El ion pirofosfato  $\text{P}_2\text{O}_7^{4-}$  es el primero de una serie de polifosfatos lineales, que se producen por condensación de ortofosfato. Se forman también polifosfatos cíclicos.

Los polifosfatos lineales son mejores agentes complejantes que los cíclicos, debido a factores estéricos, e interactúan incluso con metales alcalinos. Se hidrolizan a ortofosfato, aún en ausencia de microorganismos, que de estar presentes catalizan la reacción. Por lo tanto, su capacidad de transporte de metales pesados por formación de complejos es menor que la de agentes orgánicos como NTA o EDTA, que sólo se descomponen por acción biológica.

### *Sustancias Húmicas*

Las sustancias húmicas son componentes normales del suelo y de las aguas naturales (Hessen *et al.*, 1998), constituyen un alto porcentaje de la materia orgánica soluble presente en aguas naturales (en algunos casos alcanza el 80%). Proviene de la descomposición de vegetales terrestres y acuáticos. Son polímeros ácidos, predominantemente aromáticos, con pesos moleculares que oscilan desde pocos cientos de unidades a 300,000 (con promedio de 3,000 a 50,000), cuya acidez se debe principalmente a grupos carboxílicos y fenólicos.

En concentraciones elevadas imparten a las aguas un color pardo característico e incluso, bajo determinadas condiciones, pueden provocar la disminución del pH a valores cercanos a 4. Están constituidas por una serie de fracciones separables por tratamiento con álcalis, ácidos y solventes orgánicos.

Las principales fracciones son las siguientes:

- 1) ácido fúlvico, componente de menor peso molecular, soluble en ácidos y bases;
- 2) ácidos húmicos, de peso molecular medio, soluble en álcalis e insoluble en ácidos y
- 3) humina, de peso molecular elevado, insoluble en álcalis y en ácidos.

El material de partida, el cual se descompone por varios caminos biológicos y/o inorgánicos para luego formar las sustancias húmicas, tiene marcada influencia en la composición química final de éstas. Es por ello que no se conoce una estructura definida de sustancia húmica; ya que su composición depende de los componentes iniciales que se encuentren en el ambiente donde tiene lugar el proceso.

Los residuos de origen vegetal y animal sufren la acción de varios agentes al alcanzar el suelo. En primera instancia, los agentes físicos y químicos actúan en forma más o menos importante pero, en definitiva, los

microorganismos y la fauna (principalmente la micro y mesofauna) ejercen una acción decisiva sobre el proceso de humificación.

La acción primaria de los agentes no biológicos puede describirse como:

- Cambios debidos a la acción física de los factores naturales ( agua, viento, etc. ) y del hombre ( labores del suelo).
- Cambios químicos de los residuos orgánicos, bajo la acción directa del agua, luz, aire y reacción del medio (autooxidación de grasas y resinas, oxidación de compuestos aromáticos a pH alcalino, hidrólisis, etc.).
- Cambios debido a la acción residual de sistemas enzimáticos de organismos muertos. La formación de un pigmento oscuro durante el marchitamiento de hojas de té es un ejemplo de este tipo de reacción oxidativa. Los taninos, polifenoles y aminoácidos sufren oxidaciones que los convierten en complejos oscuros.

Los cambios mencionados, en forma individual o en conjunto, no son suficientes para obtener un grado de humificación avanzada. La acción de los microorganismos y de los animales del suelo acelera la culminación del proceso iniciado por los agentes físicos y químicos, según las siguientes etapas:

- La descomposición microbial de los compuestos originados en los tejidos y su conversión en productos de constitución simple y/o totalmente mineralizados ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{CH}_4$ , etc.).
- La síntesis de sustancias orgánicas de naturaleza húmica de elevado peso molecular por condensación.

Los microorganismos participan fundamentalmente de la primera etapa de formación de sustancias húmicas (descomposición y mineralización de los tejidos orgánicos originales). Las reacciones de condensación propias de la segunda etapa en la formación del humus, son consideradas de naturaleza fisicoquímica además de microbiana.

En general, los autores coinciden en que las sustancias húmicas son polímeros ácidos con contenido de anillos aromáticos y grupos funcionales del tipo carboxilo, hidroxilo alquílico, hidroxilo fenólico, metoxilos y cetoácidos, con cadenas alifáticas periféricas. El grado de aromaticidad y el tipo de grupos funcionales dependen del origen de la sustancia húmica. El peso molecular de estos polímeros, también, depende de la fuente de la sustancia húmica y de las condiciones ambientales.

### *Propiedades y comportamiento de las sustancias húmicas en aguas naturales*

Como componentes normales del medio natural e inoocuos para el ser humano, no se puede considerar a las sustancias húmicas como contaminantes. Sin embargo, sus propiedades y su comportamiento en el medio ambiente terminan por involucrarlas en ciertos procesos de contaminación.

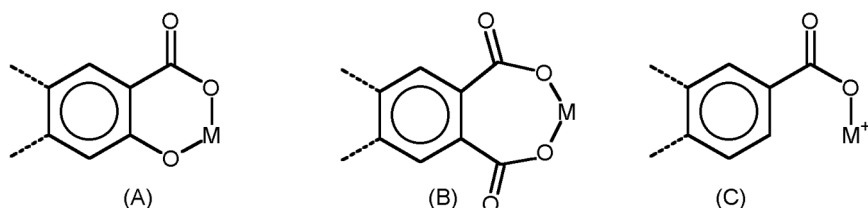
### *Formación de complejos*

La presencia de grupos carboxilo y oxhidrilo ionizados y otras características en el polímero, permiten la unión con metales de tipo iónica y coordinada determinando la formación de complejos tipo quelatos. Esto último es muy importante en el ciclo, transporte y biodisponibilidad de los metales, especialmente en los metales que se encuentran a nivel de traza en el ambiente. De esta manera, la existencia de estos complejos evita que, por ejemplo, en los cuerpos de agua, los metales formen óxidos insolubles, precipiten y no puedan ser aprovechados



## SECCIÓN IV. HIDROQUÍMICA Y CALIDAD DEL AGUA

por los organismos y, al mismo tiempo, al estar el complejo en equilibrio con el metal libre, siempre permite que una determinada proporción de este último se encuentre disponible. La quelación de iones por parte de sustancias húmicas puede darse entre (a) un carboxilato y un grupo fenólico, (b) dos grupos carboxilatos y (c) por complejación por parte de un grupo carboxilato:



Si se toman en cuenta elementos como el hierro o el plomo y otros metales pesados, la formación de complejos interfiere también en su comportamiento normal, ya que pueden pasar a solución por disolución a partir de los depósitos naturales. La presencia de estos complejos dificulta grandemente el tratamiento normal de las aguas para su posterior consumo, además de que por el hecho de permanecer en solución están más disponibles para el crecimiento de ciertas especies vegetales, como por ejemplo algunas algas.

### *Asociación con metabolitos y sustancias hidrofóbicas*

La presencia de grupos polares permiten interacciones por puente hidrógeno, con carbohidratos, proteínas, productos extracelulares, interviniendo al igual que con los metales, en su biodisponibilidad y ciclo geoquímico. Además, debido a su carácter anfílico pueden interactuar con contaminantes hidrofóbicos, por fuerzas de Van der Waals, como en el caso de pesticidas, disminuyendo la disponibilidad para los organismos y como consecuencia el poder tóxico. Esta asociación tiene influencia también en el decrecimiento de la absorción a sedimentos y en el comportamiento fotoquímico y transporte de los compuestos contaminantes.

### *Coagulación*

Las sustancias húmicas, al igual que muchos biopolímeros naturales, pueden coagular por aumento de la concentración salina del medio o del pH, en función de su peso molecular y características estructurales. Esto es particularmente importante en estuarios y sistemas fluviomarítimos donde la coagulación de las sustancias húmicas implica la coprecipitación de metales complejados, oligoelementos y otras sustancias asociadas, incidiendo en definitiva en sus ciclos biogeoquímicos.

### *Fenómenos a nivel de superficie*

Muchos de los procesos que tienen lugar en ecosistemas acuáticos se producen a través de reacciones que tienen lugar en la interfase, ya sea por reacciones ácido-base, redox o formación de complejos. Así, por ejemplo, los iones metálicos presentes en la superficie de los óxidos, los cuales actúan como ácidos de Lewis, pueden reemplazar a los iones oxhidrilo de coordinación con aniones o ácidos débiles, mediante reacciones de intercambio de ligandos. Este fenómeno, al igual que la simple absorción física tiene lugar entre coloides y

sustancias húmicas. Como consecuencia, se observa un aumento de la estabilidad de estos coloides en procesos de coagulación durante el tratamiento de aguas de potabilización.

### *Reacciones rédox*

Las sustancias húmicas pueden comportarse como reductor de algunos cationes, es decir, convertirlos a estados de oxidación menor.

### *Reacciones Fotoquímicas*

Las sustancias húmicas tienen un espectro de absorción caracterizado por una fuerte absorción en el ultravioleta que decrece hacia el visible hasta llegar aproximadamente a los 500 nm. Por lo tanto, se ha observado que por absorción de la luz solar entre 300-500 nm, las sustancias húmicas pueden participar en la formación de especies reactivas tales como oxígeno singulete, radicales organoperóxido, superóxido, peróxido de hidrógeno, etc. De esta manera, contaminantes orgánicos presentes en aguas naturales pueden reaccionar con la luz solar y producir cambios fotoquímicos en forma directa o indirecta, vía las especies formadas a través de las sustancias húmicas.

## **Procesos de interfase**

### **Sistemas coloidales**

En los sistemas acuosos suelen existir partículas de los más variados orígenes (minerales, contaminantes orgánicos, algas, material proteico los cuales son demasiado grandes como para considerarse en 'solución' y, sin embargo, son demasiado pequeños para comportarse como una 'suspensión' real. Estas mezclas, cuyos componentes tienen un tamaño entre los 0.001 y  $1\mu\text{m}$ , tienen la apariencia de una solución; sin embargo, se puede observar un efecto de dispersión de la luz cuando se observa en dirección perpendicular a la dirección de incidencia del rayo de luz, llamado efecto Tyndall, y tiene su origen en las interacciones de la materia suspendida con la misma luz, ya que su tamaño es del mismo orden de magnitud que la longitud de onda.

Los sistemas que cumplen con los requisitos anteriormente mencionados reciben el nombre de *sistemas coloidales*, y las partículas tienen una alta área específica, alta energía interfacial y una alta relación entre superficie y densidad de carga.

Los coloides pueden ser clasificados en:

*Hidrofílicos*: generalmente son macromoléculas, tales como proteínas o polímeros sintéticos que tienen fuertes interacciones con el agua y forman coloides espontáneamente una vez puestos en medio acuoso. No son muy sensibles a la agregación por adición de sales, como lo son los coloides hidrofóbicos.

*Hidrofóbicos*: no interactúan con el agua pero adquieren carga superficial, por lo cual se rodean de contraiones creándose una doble capa eléctrica que hace que los agregados se repelen entre sí y permanezcan en suspensión (arcillas, gotitas de petróleo por ejemplo).

### **Estabilidad de coloides**

De lo anterior se deduce que existen dos formas de estabilizar los coloides: por *hidratación* y por *desarrollo de carga superficial*. El desarrollo de carga superficial puede ocurrir por:

## SECCIÓN IV. HIDROQUÍMICA Y CALIDAD DEL AGUA

- a. reacción química en la superficie de la partícula
- b. absorción de iones
- c. reemplazo de iones

a). Las *reacciones químicas en la superficie* son la causa de adquisición superficial de carga más común y son dependientes del pH. Al alcanzarse un pH intermedio entre una forma con carga positiva y otra con carga negativa, se encuentra un punto llamado *punto de carga cero* (ZPC), en el que las partículas tienden a agregarse, precipitando como un sólido. Este comportamiento es análogo al caso de las proteínas en el llamado *punto isoeléctrico*.

b). Este es un fenómeno secundario por el cual una partícula coloidal adquiere carga y se produce por asociación de partículas cargadas sobre la superficie de la partícula, pero no por uniones covalentes, sino por medio de uniones hidrógeno y fuerzas de Van der Waals.

c). Una partícula puede adquirir carga neta por un intercambio de iones. Por ejemplo, el intercambio de algunos de los Si(IV) de la red cristalina de algunas arcillas por Al(III). Al tener similar radio pero distinto número de oxidación, los lugares que sufrieron intercambio presentarán carga negativa. De la misma manera ocurre en el reemplazo de Al por algún metal divalente.

Otra forma de generar superficies cargadas es por *asociación de coloides*, formándose agregados especiales de iones que se conocen como *micelas*.

La más importante sustancia en suspensión coloidal en agua son las *arcillas*, óxidos de aluminio y silicio fuertemente hidratados, formados por procesos de meteorización de las rocas primarias. Pueden sufrir reemplazo de un átomo de silicio por uno de aluminio o uno de aluminio por un divalente, adquiriendo de este modo carga negativa superficial neta. Esta superficie se rodea de contraiones tales como amonio, sodio y potasio los que pueden intercambiarse. La cantidad de iones monovalentes intercambiables en miliequivalentes por 100 g de arcilla seca se denomina *capacidad de intercambio catiónico*. Este comportamiento es similar al de las resinas sintéticas de intercambio iónico que se utilizan, por ejemplo, para desmineralizar aguas.

Dada la alta relación superficial por unidad de peso, las arcillas tienden a adsorber diferentes especies químicas del agua, afectando el transporte y las reacciones de los desechos biológicos, químicos de origen orgánico, gases, etc. En este sentido, pueden actuar como un purificador del agua, inmovilizando especies químicas disueltas, pero por otro lado, pueden evitar la biodegradación de algunas especies adsorbidas.

### Agregación de partículas

La agregación de partículas representa una desestabilización del sistema coloidal y puede ocurrir por dos vías principales:

- a). **Coagulación:** se reduce la repulsión electrostática entre las partículas permitiéndoles así agregarse.
- b). **Floculación:** establecimiento de 'puentes' entre las partículas utilizando sustancias que reaccionan químicamente con las mismas, formando las llamadas floc-networks.

Los coloides hidrofóbicos generalmente se coagulan con facilidad por agregado de pequeñas cantidades de sal. La floculación de coloides se puede llevar a cabo usando polielectrolitos, que pueden ser naturales o

sintéticos. Son básicamente polímeros con alto peso molecular y grupos funcionales ionizables, estableciéndose puentes entre las partículas y el polielectrolito.

### Fenómenos de absorción por sólidos

Los sólidos finamente divididos poseen propiedades características de absorción debido a su gran superficie, lo que provoca un exceso de energía superficial, que tiende a reducirse por absorción de solutos o por agregación de las partículas. Estos fenómenos muy comunes en la superficie de óxidos de metales hidratados, finamente divididos.

Los óxidos de metales más comunes en suspensión y más efectivos en la absorción de especies en fase acuosa son los de hierro(III) y manganeso(IV). El  $\text{MnO}_2$  coloidal suele producirse en cursos de agua por oxidación del  $\text{Mn}^{2+}$  producido por bacterias en condiciones anaerobias en los sedimentos del fondo de los lagos. El óxido de Mn(II) hidratado, también puede producirse por reducción del Mn(VI), agregado a la solución para disminuir el gusto y el olor de las sales ferrosas. El  $\text{MnO}_2$  fresco suele tener una superficie de varios cientos de metros cuadrados por gramo.

Estos compuestos también pueden absorber otras especies en solución por formación de uniones químicas (como en el caso del fosfato) o por interacciones electrostáticas (cloruro y nitrato). Otros mecanismos más específicos intervienen en la absorción de fluoruro, molibdato, selenato, selenito, arsenato y arsenito.

Muchos compuestos orgánicos interactúan con material en suspensión y sedimentos, sufriendo degradación a diferente velocidad y por diferentes mecanismos que cuando se encuentran en solución. El grado de sorción de un compuesto orgánico es inversamente proporcional a su solubilidad en agua. Los compuestos orgánicos catiónicos son retenidos por arcillas o sustancias húmicas por su capacidad de intercambio catiónico. Los compuestos orgánicos aniónicos son poco retenidos, mientras que la sorción de especies neutras, como los derivados del petróleo, involucra interacciones dipolo-dipolo inducidas y puentes de hidrógeno.

### Intercambio agua-sedimento

Los sedimentos presentes en el fondo de un lago suelen considerarse como si fueran tierra húmeda, sin embargo, su química es muy diferente de la química de los suelos. La diferencia más importante reside en las condiciones anaerobias en las que se encuentra, a diferencia de los suelos donde hay contacto con los gases atmosféricos. Además los niveles de materia orgánica presentes en los sedimentos son mayores que en los suelos.

Debido a la naturaleza anaeróbica de los sedimentos, deben tomarse precauciones para su recolección, debiendo sellarse y congelarse. En contacto con el oxígeno atmosférico, los iones  $\text{Fe}^{2+}$  y  $\text{Mn}^{2+}$ , fácilmente intercambiables, se oxidan a óxidos no intercambiables,  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  y  $\text{MnO}_2$ .

La característica más importante de los sedimentos es su capacidad de intercambiar cationes, cumpliendo así una importante función de regulación del pH en el cuerpo de agua.

Los compuestos orgánicos catiónicos se asocian fuertemente a partículas en suspensión y luego son depositados en los sedimentos. De esta manera aumenta el tiempo de biodegradación y la acumulación de los productos orgánicos, sobre todo pesticidas, llevados al curso de agua por escorrentía, e hidrocarburos, como consecuencia de la actividad humana.

Los componentes de los sedimentos con mayor capacidad para retener compuestos orgánicos son las arcillas, las sustancias húmicas y sus complejos.

## SECCIÓN IV. HIDROQUÍMICA Y CALIDAD DEL AGUA

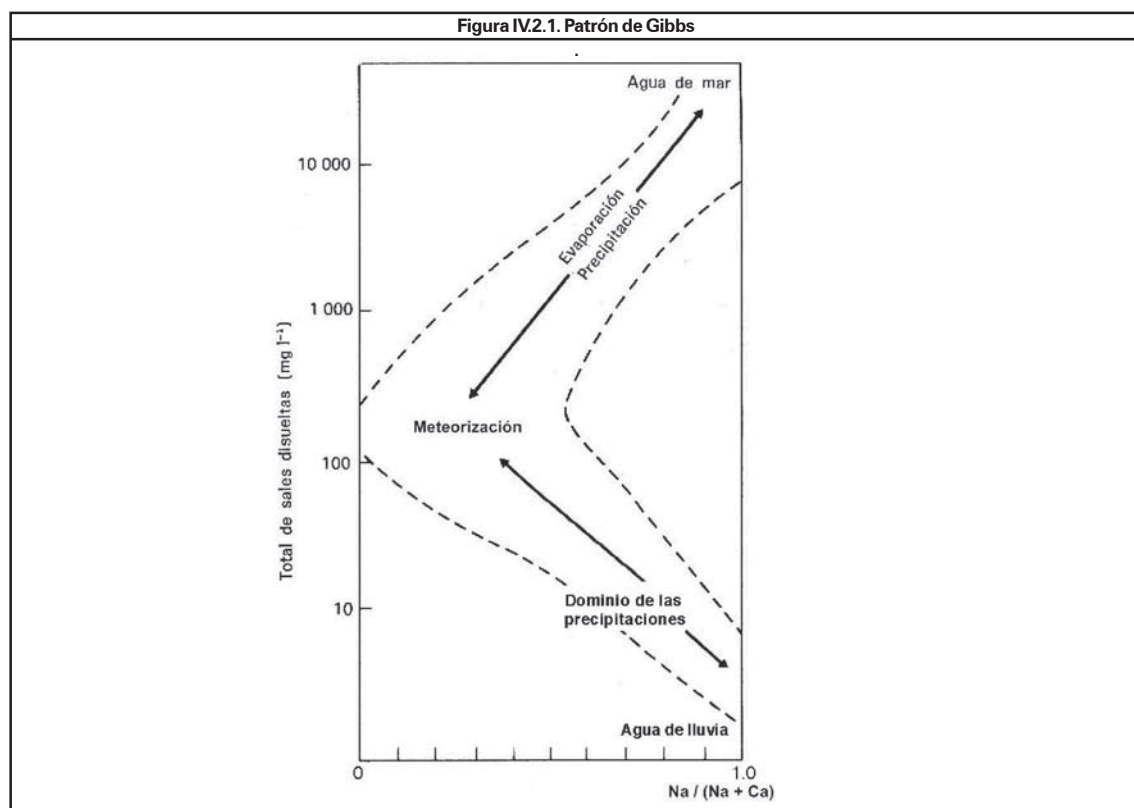
El agua intersticial contenida en los sedimentos es un reservorio de gases. El metano, producido por fermentación anaeróbica de materia orgánica del sedimento, no se detecta en la superficie, pero sí a 1 m de profundidad.

También tiene lugar intercambio de fósforo entre los sedimentos y el agua. El fósforo sedimentario puede encontrarse en:

1. Minerales: principalmente en hidroxiapatita  $\text{Ca}_5\text{OH}(\text{PO}_4)_3$
2. Fósforo ocluido: iones ortofosfato contenidos dentro de óxidos hidratados, aluminosilicatos amorfos, etc.
3. Fósforo no ocluido: ortofosfato ligado a la superficie de óxido de silicio y carbonato de calcio.
4. Fósforo orgánico: incorporado dentro de la biomasa acuática.

### Procesos Geoquímicos. El patrón básico de Gibbs

Gibbs (1970) estudiando la salinidad de las aguas superficiales mundiales concluyó que los principales procesos que determinan su composición química son: 1) la meteorización de las rocas de la cuenca de drenaje, 2) la precipitación atmosférica y 3) el equilibrio precipitación- evaporación. Gibbs obtuvo una figura tipo boomerang al representar la variación de la relación en peso de  $\text{Na}^+ / (\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+})$  en el eje X de coordenadas en función del contenido de sólidos totales disueltos (STD) en ppm en el eje Y (figura IV.2.1).



Cualquier cuerpo de agua superficial cuya química esté influenciada por las precipitaciones, se ubicará en la zona inferior derecha del gráfico de Gibbs presentando valores bajos de STD y alta relación  $\text{Na}^+ / (\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+})$ . En general, se puede decir que corresponden a zonas de precipitaciones elevadas y de bajo relieve, donde el aporte debido a la meteorización de rocas no es importante.

Cuando el proceso que predomina en la determinación de la composición química de las aguas es el proceso de meteorización, la composición química de las aguas va a depender del clima, de la geomorfología, de la biota y de la composición del material parental. En general, en ellas predominan los iones calcio y bicarbonato, presentan valores medios de STD y ocupan aproximadamente la primera mitad del eje  $\text{Na}^+ / (\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+})$  en la zona central del gráfico de Gibbs.

Si bien se han tratado los dos procesos anteriores en forma separada, debe aclararse que no se excluyen mutuamente, y muchos cuerpos de agua superficial tienen composición química comprendida entre las dos composiciones extremas. Por lo tanto, es más realista pensar en la composición química de las aguas determinadas por los procesos de meteorización y precipitación atmosférica como los extremos de una serie continua de composiciones.

El tercer mecanismo importante en el control de la química de las aguas superficiales es el de evaporación–cristalización. Este proceso es el más significativo en zonas áridas y tórridas donde la evaporación supera a la precipitación atmosférica y la composición del agua tiende a la composición del agua marina. La composición química de los cuerpos de agua determinada por este proceso se ubica en la zona superior derecha del gráfico de Gibbs formando una serie continua entre la composición química de los cuerpos de agua dominados por el proceso de meteorización y la composición química del agua de mar.

A pesar que el agua marina es el miembro extremo de esta serie, debe notarse que la simple evaporación y la precipitación del carbonato de calcio no son suficientes para convertir agua dulce de río o lagunas en agua marina, pues deben intervenir otros procesos para cambiar las proporciones de los distintos iones presentes. Sin embargo, en vista de que el agua de lluvia proviene del agua de mar, no es sorprendente encontrar que tienen la misma relación  $\text{Na}^+ / (\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+})$  a pesar de que sus valores de STD son muy diferentes.

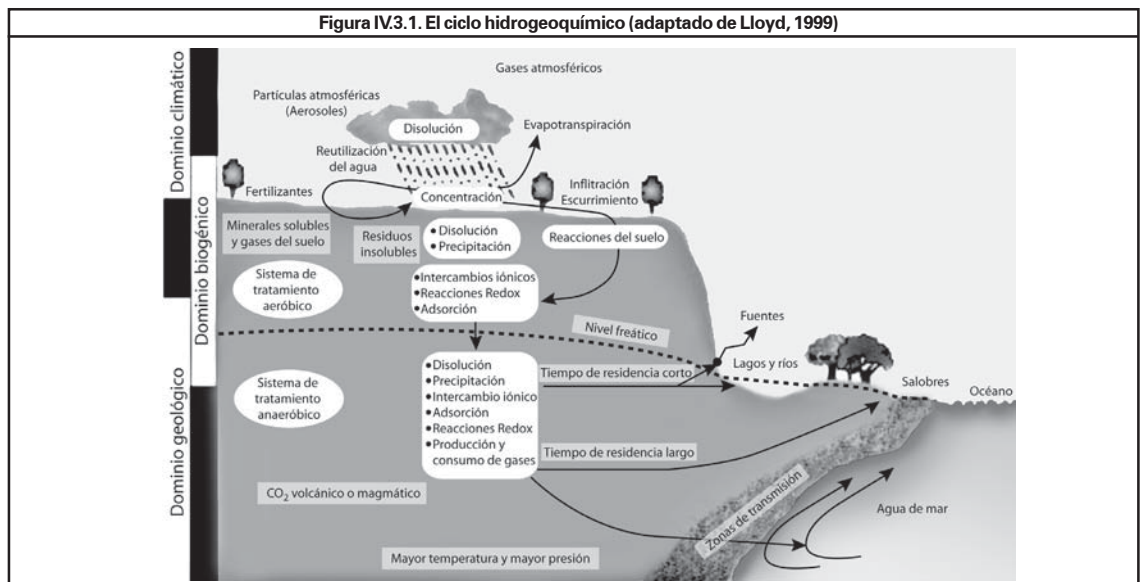


# Capítulo IV.3. Fundamentos de hidrogeoquímica

La geoquímica de las aguas subterráneas, también denominada hidrogeoquímica, es una ciencia multidisciplinaria que relaciona la composición química del agua con los procesos y reacciones que se producen en el ambiente subterráneo (Berner y Berner, 1987). El enfoque principal de la hidrogeoquímica es la comprensión del origen de los componentes presentes, que clasifican el agua para determinado uso, y de la evolución química que ocurre en los sistemas de flujos subterráneos. El conocimiento de los procesos físicos, químicos y microbiológicos que ocurren en los niveles acuíferos, es de gran interés para conocer y solucionar los problemas relacionados con la protección y el uso de las aguas subterráneas (Mestrinho, 2001).

## Procesos geoquímicos y biogeoquímicos en aguas subterráneas

La figura IV.3.1 ilustra los principales componentes del ciclo hidrogeoquímico, el cual está constituido por una compleja secuencia de procesos y reacciones que ocurre entre los dominios litogénico, biogénico y climático. Se observa que la química del agua subterránea inicialmente depende del factor atmosférico; a continuación se





## SECCIÓN IV. HIDROQUÍMICA Y CALIDAD DEL AGUA

rige por la infiltración del agua del suelo y las reacciones biogeoquímicas, entre las fases sólida y gaseosa de la zona no saturada; y, finalmente por las interacciones agua-roca y las características de la zona saturada. Un requisito en los estudios de calidad de las aguas subterráneas es el entendimiento de estos procesos, sin considerar no sólo la geoquímica de las aguas naturales, sino también los problemas de contaminación. Algunos procesos llegan a modificar la concentración del componente presente en el agua, alterando el estado físico o la forma química, y pueden favorecer su atenuación o remoción del medio.

Las principales reacciones y procesos que ocurren en las zonas no saturada y saturada, y que determinan el tipo y cantidad de componentes en el agua en un punto del acuífero, son: disolución de gases; reacción de ácido-base; procesos de sorción y cambio iónico; reacción de disolución/precipitación; reacción de oxidación-reducción y los procesos biológicos o reacciones de biotransformación (Mestrinho, 1994). Como fue tratado en el capítulo IV.2, el análisis de los procesos también requiere del conocimiento de conceptos de la química y de la microbiología del agua, por lo tanto es necesario la interdisciplinariedad para alcanzar los objetivos de la hidrogeología moderna. A continuación, de forma resumida, se discuten aspectos particulares de los procesos y reacciones que ocurren durante la interacción del agua subterránea con el medio, por dónde ocurre y circula (Drever, 1988, Fetter, 1970, Kehew, 2001, Manahan, 1993).

### Disolución de los gases

Este proceso es responsable de la transferencia de gases en el suelo y en el agua subterránea y por lo tanto influye en la calidad del agua, como se puede observar en los casos de la disolución del  $\text{CO}_2$  que aumenta la alcalinidad y agresividad del agua, la presencia de  $\text{H}_2\text{S}$  ( $> 1\text{mg/L}$ ) que hace el agua impropia para consumo humano y la acumulación de  $\text{CH}_4$  en los pozos de explotación de aguas subterráneas, que conlleva al riesgo de explosiones.

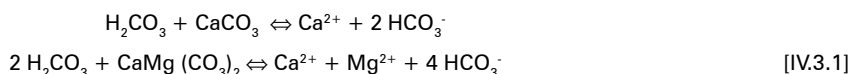
En los procesos hidrogeoquímicos la disolución del oxígeno y del gas carbónico es de particular importancia. En general, las cantidades de oxígeno disuelto (OD) en las aguas subterráneas son bajas debido al consumo por microorganismos y reacciones de oxidación de los minerales de hierro, azufre y manganeso. En los sistemas de flujo subterráneo con recarga local, la infiltración del agua meteórica, rica en oxígeno, genera condiciones aeróbicas que pueden alcanzar grandes profundidades, cuando la conductividad hidráulica del medio permite la rápida circulación del agua. En acuíferos más confinados, con sistemas de flujos intermedio y regional, las condiciones anaeróbicas es más común.

El  $\text{CO}_2$  tiene diversos orígenes y su concentración puede variar durante el trayecto del agua desde la superficie del terreno hacia las zonas más profundas del acuífero. Como la concentración natural de  $\text{CO}_2$  en la atmósfera es relativamente baja (350 mg/L) el agua de lluvia presenta bajas concentraciones de  $\text{CO}_2$  disuelto. Las fuentes más importantes de  $\text{CO}_2$  en las aguas están relacionadas con las reacciones químicas y biológicas en el suelo, como son la oxidación de la materia orgánica en presencia de microorganismos, la disolución de los carbonatos y los fenómenos de origen magmático y metamórfico de las aguas juveniles. El  $\text{CO}_2$  puede ser predominante en aguas más ácidas, como algunas aguas termales, volcánicas o contaminadas.

### Reacciones ácido-base

Son reacciones que tienen efecto significativo sobre los valores del pH. El agua ácida ( $\text{pH} < 5,7$ ) aumenta el ataque químico de los minerales y la movilidad de los elementos en las zonas no saturada y saturada. Cuando el pH es básico ( $\text{pH} > 7$ ) se produce la precipitación de hidróxidos y disminuye la movilidad de los elementos

asociados. La descomposición de la materia orgánica del suelo, que da lugar a ácidos orgánicos que se disocian en iones carboxilo (COOH<sup>-</sup>) y H<sup>+</sup> puede disminuir el pH del agua de infiltración. A su vez, la disolución de los carbonatos, silicatos y aluminosilicatos son reacciones ácido-base que provocan al aumento de la concentración de cationes, de la alcalinidad y del pH de las aguas subterráneas. Cuando el H<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> reacciona con la calcita y con la dolomita libera Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> y HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> hacia la solución, como se muestra a continuación:



### Solubilidad y precipitación

El grado de solubilidad y la composición del mineral en contacto con el agua determinan cuáles son los iones que predominan en las aguas subterráneas. Por ejemplo, la disolución del yeso produce Ca<sup>2+</sup> y SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> :



La capacidad del agua de disolver sustancias aumenta con la presencia de ácidos orgánicos e inorgánicos, temperatura y tiempo de residencia del agua en el medio. Cuando otros iones están presentes, la solubilidad de una sustancia puede disminuir por el efecto del ion común, o aumentar, con la fuerza iónica de la disolución. Durante la disolución de la dolomita es posible tener precipitación de la calcita y liberación de Mg<sup>2+</sup> hacia el agua y el proceso de desdolomitización puede ocurrir por la saturación de calcio en el agua y por el efecto del ion carbonato, común a las dos especies. La reacción es la siguiente:



La precipitación ocurre por saturación de la solución con el soluto, o por oxidación y cambios de pH y Eh del medio. Con el aumento del pH, los principales aniones presentes en las aguas (Cl<sup>-</sup>, OH<sup>-</sup>, CO<sub>3</sub><sup>2-</sup> y SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) pueden precipitar como cloruros, hidróxidos, carbonatos y sulfatos, removiendo algunos cationes del agua. En climas áridos, la evaporación puede facilitar la precipitación de minerales, entre los cuales están incluidos la calcita, yeso y sales de cloruros.

### Reacciones de complejación/quelación

Los ligandos y el quelatos, comunes en las aguas naturales y en fuentes contaminantes, están también en la forma de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, Cl<sup>-</sup>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> y OH<sup>-</sup> y pueden complejar los cationes más abundantes. Los iones complejos son, en general, más solubles y pueden apoyarla movilidad y el transporte de metales tóxicos en el flujo subterráneo. Las sustancias húmicas de los suelos también son agentes complejantes poderosos que favorecen la reacción.

### Absorción e intercambio iónico

Muchos minerales y sustancias orgánicas, en contacto con el agua subterránea, son capaces de atraer moléculas de agua o iones por procesos de absorción, que implican la absorción física (atracción electrostática) y la química (reacción química entre el ion absorbido y la superficie sólida). El fenómeno puede ser descrito por la reacción:



## SECCIÓN IV. HIDROQUÍMICA Y CALIDAD DEL AGUA

Durante el proceso, un ion absorbido por un mineral puede cambiar su posición con otro ion disuelto en el agua, preservando la estequiometría del mineral. El proceso es denominado de 'intercambio de iones' o de cationes, cuando la especie implicada es un catión. Los iones  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  presentes en el agua pueden intercambiarse por el  $\text{Na}^+$  de las arcillas, como ejemplifica la reacción siguiente:



El proceso inverso ocurre cuando una agua presenta alta concentración de sodio y circula por un lecho de arcilla con alta concentración de calcio (montmorillonita), donde el agua pierde  $\text{Na}^+$  y gana  $\text{Ca}^{2+}$ . Este fenómeno suele suceder en acuíferos afectados por intrusión salina. Los materiales que participan de la absorción e intercambio iónico son los minerales de arcilla, oxi-hidróxidos de hierro y aluminio y las sustancias orgánicas (especialmente el humus), y coloideos con carga superficial negativa capaces de fijar y intercambiar cationes. Esa carga resulta de la substitución de un catión de la estructura por otro de menor valencia, y el proceso depende del pH.

### Reacciones de Oxidación-reducción

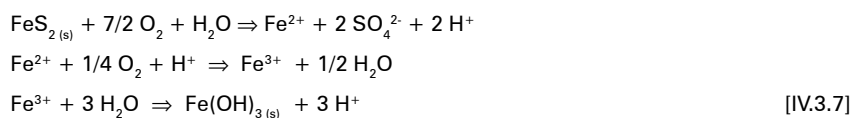
Las reacciones de oxidación-reducción implican la transferencia de electrones. Muchas de estas reacciones son catalizadas por microorganismos, principalmente bacterias. Durante este tipo reacciones los elementos envueltos cambian de valencia. Cuando ocurre una ganancia de electrones hay pérdida de valencia positiva o reducción. La reacción puede ser representada por:

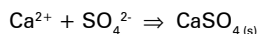


Ox y Red se refieren al oxidante y reductor o las sustancias que promueven la oxidación y la reducción, respectivamente. La tendencia de un ambiente natural para que se de el proceso en una dirección u otra depende del flujo de electrones en el medio, el cual es evaluado por el valor del pE o del *Eh* (potencial). El *Eh* es relativamente más positivo en un medio oxidante (aeróbico) y más negativo en un medio reductor (anaeróbico). En general, el límite de las condiciones oxidantes en el subsuelo corresponde a la zona de variación del nivel piezométrico de agua subterránea que depende de las condiciones climáticas y geológicas.

En las zonas de variación del nivel piezométrico, las condiciones oxidantes y reductoras pueden alternarse en función de las estaciones secas y lluviosas. Por otro lado, aguas ricas en oxígeno pueden penetrar a través de las fracturas y abertura de las rocas y alcanzar grandes profundidades

Los cambios en las condiciones de Eh durante la circulación del agua controlan la química de los iones metálicos, de los compuestos con  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$  y  $\text{Fe}^{3+}$ , de las especies de azufre ( $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{H}_2\text{S}$  y  $\text{FeS}_2$ ) y de los gases disueltos que contienen carbono ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ ). Como ejemplo tenemos la oxidación de la piritita, en la presencia de calcita y de bacterias, bajo condiciones alternadas seco-húmedas, la cual puede ser representada por la secuencia de reacciones que a continuación se exponen (Domenico & Schwartz, 1999):





Los elementos y moléculas están presentes en el agua en varios estados de oxidación, lo que determina sus características de toxicidad, hidrólisis, tendencia de formar compuestos insolubles, etc. Las formas oxidadas y reducidas de algunos elementos presentes en las aguas se muestran en la tabla IV.3.1.

**Tabla IV.3.1. Ejemplos de formas oxidadas y reducidas de elementos en los sistemas acuáticos**

Elemento	Formas oxidadas	Formas reducidas
Carbono	CO <sub>2</sub> ; HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	CH <sub>4</sub>
Nitrógeno	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	N <sub>2</sub> , NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>
Azufre	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	H <sub>2</sub> S, S <sup>2-</sup>
Hierro	Fe <sup>3+</sup> ; Fe(OH) <sub>3</sub>	Fe <sup>2+</sup> , FeS
Cromo	Cr <sup>6+</sup> (CrO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , Cr <sub>2</sub> O <sub>7</sub> <sup>2-</sup> )	Cr <sup>3+</sup> ; Cr(OH) <sub>3</sub>
Manganeso	Mn <sup>4+</sup>	Mn <sup>2+</sup>

Las reacciones de redox son especialmente importantes en la hidrogeología, debido a que los cambios en las condiciones de Eh y pH afectan a la solubilidad, precipitación y movilidad de muchos metales. Las diferentes formas químicas del hierro en los sistemas de aguas subterráneas bajo diferentes condiciones de redox lo ilustran: en el intervalo de pH entre 5-9 y en condiciones aeróbicas (> Eh), el hidróxido de hierro (Fe(OH)<sub>3</sub>) es la especie estable predominante; en aguas anaeróbicas (< Eh) predomina el ion Fe<sup>2+</sup> soluble, aunque estas aguas son bombeadas hacia la superficie la presencia del oxígeno promueve la precipitación del Fe(OH)<sub>3</sub>, en forma de incrustaciones rojas, que aparecen en las bombas de extracción o en las paredes de los pozos. El Fe<sup>3+</sup> solamente está presente en aguas naturales muy ácidas con pH<3, que son raras.

### Procesos biogeoquímicos

Todos los acuíferos contienen microorganismos viviendo en el agua que usan sólidos disueltos y suspendidos para su metabolismo, por lo tanto retiran especies químicas del agua y/o liberan productos en forma de excreciones. Los procesos biológicos contribuyen en el incremento de la concentración de las sales solubles en el suelo (por degradación de las sustancias insolubles y a retirada de nutrientes por parte de las plantas superiores) y el aumento de CO<sub>2</sub> en el suelo. Las reacciones que implican la oxidación de compuestos orgánicos, para convertirlas en CO<sub>2</sub> y H<sub>2</sub>O, son conocidas como reacciones de biodegradación o biotransformación porque son catalizadas por microorganismos. En general, la actividad microbiana depende de la presencia de nutrientes (compuestos de nitrógeno, fosfatos, y sulfatos), pH, Eh, contenido de sales, temperatura y conductividad hidráulica del acuífero. Las bacterias anaeróbicas catalizan las reacciones de reducción de los sulfatos, de las especies de Fe-Mn, de los nitratos y la metanogénesis.

Tomando el \*CH<sub>2</sub>O como un compuesto orgánico hipotético, y teniendo en cuenta los principales receptores de electrones comunes en el sistema acuífero, las principales reacciones de biotransformación de los compuestos orgánicos, en condiciones aeróbicas y anaeróbicas se clasifican en dos grupos (Chapelle,1993):

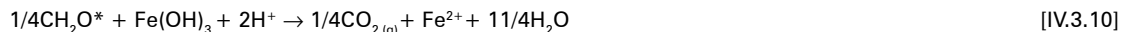
1) *Reacciones de descomposición de los compuestos orgánicos en presencia de O<sub>2</sub>:*



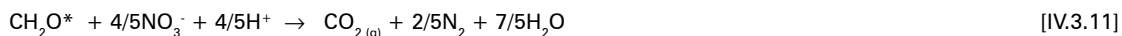
## SECCIÓN IV. HIDROQUÍMICA Y CALIDAD DEL AGUA

2) *Reacciones en ausencia de O<sub>2</sub>*: Los microorganismos usan las reacciones de redox como fuente de energía para biotransformación. Se pueden señalar los siguientes ejemplos:

a) Reducción de Fe(III)



b) Desnitrificación



c) Reducción de los sulfatos



d) Formación del metano



En la reacción de desnitrificación las bacterias reducen el nitrato a nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) o a amonio (NH<sub>3</sub>). Los microorganismos reductores de nitrato están restringidos a los ambientes anaeróbicos.

Las reacciones de biotransformación son muy importantes cuando los compuestos orgánicos son los contaminantes de las aguas subterráneas, ya que una biotransformación rápida puede atenuar la concentración del contaminante. La comprensión de estas reacciones es importante para el estudio de los procesos de remediación de compuestos orgánicos en la zona no saturada y zona saturada.

### Interacciones agua-suelo-roca e intemperismo químico

Las rocas primarias, una vez formadas a temperaturas y presiones elevadas, se encuentran en permanente desequilibrio a una temperaturas más bajas. Se da el nombre de intemperismo al conjunto de transformaciones que sufren los minerales de las rocas y en los sedimentos, resultante de la influencia de factores físicos, químicos, geológicos y biológicos. El intemperismo químico es uno de los fenómenos más importantes del ciclo geoquímico secundario, el cual determina el tipo y la concentración de los constituyentes de las aguas subterráneas y superficiales. Por ser más lento el flujo subterráneo, el contacto agua-roca es mayor y por tanto la composición del agua generalmente es un reflejo de la roca por donde circula. El intemperismo químico implica interacciones entre las fases sólidas minerales de las rocas y suelos con el agua, a través de los procesos químicos de hidratación/hidrólisis, disolución/precipitación, reacciones de oxi-reducción, ácido-base y complejación. Como productos de intemperismo se incluyen los minerales secundarios y/o sólidos amorfos neoformados, polímeros orgánicos, minerales primarios residuales insolubles (cuarzo) y los iones solubles que son liberados y transportados por el agua. Los productos generados dependen de la naturaleza de los minerales y de las condiciones de temperatura, precipitación, pH, Eh, actividad biológica, drenaje etc. El intemperismo varía con la profundidad y también depende de la resistencia de los diferentes minerales a la disolución.

Como los silicatos, carbonatos, sulfatos y cloruros son los principales minerales formadores de las rocas, los iones más abundantes en las aguas son: Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, Cl<sup>-</sup> y HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Si el aluminio y el hierro están

presentes en los minerales primarios, se forman productos secundarios de baja solubilidad como minerales arcilla y diversos óxidos e hidróxidos, los cuales poseen propiedades electrostáticas asociadas a su superficie e influyen en las reacciones de intercambio iónico entre las especies químicas presentes en el agua y en la fase sólida y, por tanto, contribuyen en la evolución química del agua natural.

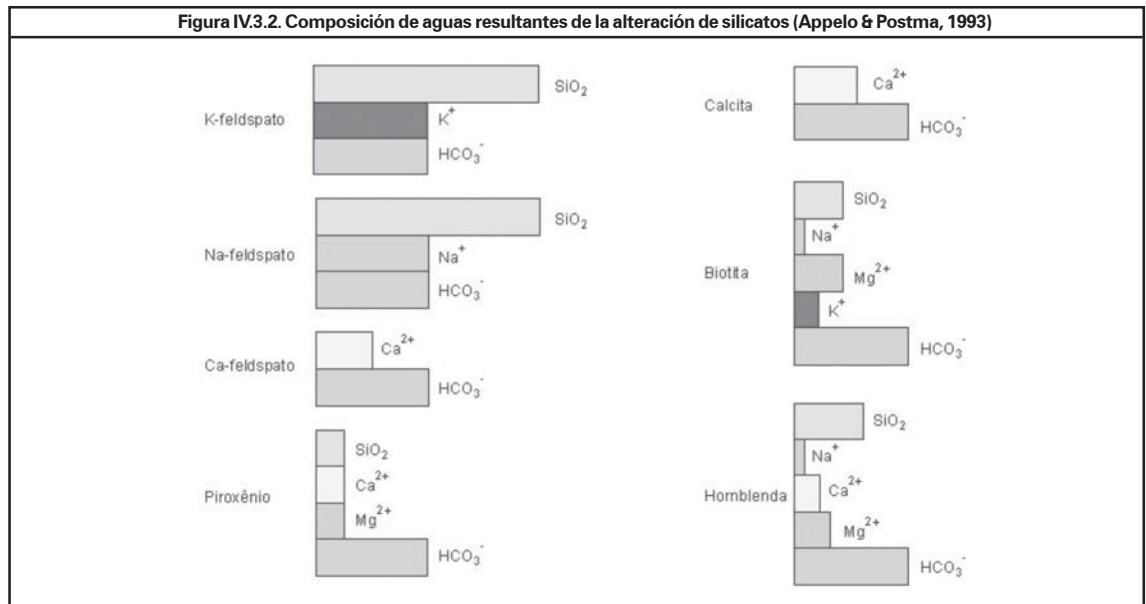
El intemperismo del feldespato potásico, el cual se transforma en caolinita y produce un aumento del pH (OH<sup>-</sup>) es un ejemplo de este tipo de reacciones:



K-feldspato

caolinita

La composición de las aguas que resultantes de la alteración de diferentes silicatos, como la caolinita, en presencia de ácido carbónico, se muestra en la figura IV.3.2. Se observa que aunque el sílice (SiO<sub>2</sub>) es un factor importante, la presencia de bicarbonato es dominante en la mayoría de las aguas.



Como los iones liberados por el agua están relacionados con la composición del mineral original, las reacciones y procesos que han tenido lugar se pueden deducir a partir de la composición del agua subterránea en el caso de sistemas de flujo a grandes profundidades (flujo regional). Mientras que en los sistemas de flujo con recarga local o en acuíferos libres la situación es más compleja, ya que durante los movimientos descendentes y ascendentes del nivel piezométrico, el agua se enriquece con elementos lixiviados desde la superficie del suelo así como elementos procedentes de los mismos componentes del suelo, donde predominan condiciones aeróbicas y alcalinas. Los procesos bio-físico-químicos al depender de las características hidrogeológicas de la zona no saturada (espesor, mineralogía de las arcillas, conductividad hidráulica/porosidad, etc.), pueden transformar o retardar la infiltración de elementos hacia el subsuelo. En el caso de

## SECCIÓN IV. HIDROQUÍMICA Y CALIDAD DEL AGUA

los acuíferos libres, la zona no saturada representa la primera y más importante defensa natural contra la contaminación del agua subterránea. Conocer los mecanismos de transporte y diagnosticar las transformaciones de contaminantes en la zona no saturada son factores fundamentales para evaluar los riesgos de alteración de la calidad de las aguas subterráneas.

Las características litológicas del medio acuífero influyen, de forma considerable, en la calidad química del agua subterránea. Los silicatos de las rocas cristalinas son relativamente más resistentes al intemperismo a diferencia de los minerales de las rocas sedimentarias. Aunque la química de las aguas subterráneas depende principalmente del tipo de rocas por donde el agua circula, aguas asociadas a una misma formación geológica pueden presentar características diferentes de una región a otra, en función del clima y de la fuente de recarga.

### Origen de los constituyentes de las aguas subterráneas

A partir de los aspectos ya discutidos, es innegable que los constituyentes que se encuentran en el agua subterránea tienen su origen en el contacto entre el agua y los diversos sólidos, líquidos y gases presentes en el medio, que se produce durante su trayecto desde el área de recarga hasta la de descarga. Así, el origen de estos constituyentes es un reflejo de la calidad de las aguas de infiltración, del tiempo de tránsito y de los materiales litológicos atravesados.

De acuerdo con la concentración, los constituyentes en las aguas subterráneas se dividen en mayoritarios (>5mg/L), minoritarios (0,01-5,0mg/L) y trazas (<0,01mg/L). Ocasionalmente, la concentración de los constituyentes minoritarios y trazas en el agua puede exceder la de los mayoritarios como sucede con el hierro en aguas relacionadas con rocas ricas en minerales ferromagnesianos o con minerales de hierro. Las sustancias orgánicas, asociadas a la materia orgánica de los sedimentos, también pueden estar presentes en las aguas naturales.

Los constituyentes principales son los iones  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  y, en algunos casos, los iones  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{K}^+$  y  $\text{Fe}$ . Algunas sustancias disueltas poco ionizadas como ácidos, hidróxido de Fe y la sílice ( $\text{H}_4\text{SiO}_4$ ) en estado coloidal, pueden ser importantes en la solución acuosa natural, así como sus iones derivados ( $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$  y  $\text{H}_3\text{SiO}_4^-$ ). Entre los gases disueltos en el agua, el  $\text{CO}_2$  y  $\text{O}_2$  son fundamentales, aunque no se analizan sistemáticamente. Los constituyentes minoritarios incluyen los iones  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{K}^+$  y  $\text{Fe}$ , además del  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{F}^-$ ,  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{Sr}$  y otros menos frecuentes como  $\text{Br}^-$ ,  $\text{S}$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{H}_3\text{BO}_3$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{OH}^-$ ,  $\text{I}^-$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{H}^+$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Al}^{3+}$ , etc. Los constituyentes traza están representados por los iones metálicos  $\text{As}$ ,  $\text{Sb}$ ,  $\text{Cr}$ ,  $\text{Cu}$ ,  $\text{Ni}$ ,  $\text{Zn}$ ,  $\text{Ba}$ ,  $\text{Cd}$ ,  $\text{V}$ ,  $\text{Hg}$ , y  $\text{U}$ , los cuales pueden presentar concentraciones superiores al fondo regional, en áreas con yacimientos minerales y/o también en áreas contaminadas. En las tablas IV.3.2 y IV.3.3 se exponen los principales orígenes atribuidos a los constituyentes inorgánicos que se detectan en las aguas subterráneas.

Los elementos radioactivos o radioelementos son comunes en la litosfera y en el caso de las aguas minerales, ya que estas pueden encontrarse con una radioactividad que permite clasificarlas como radioactivas. Numerosas investigaciones realizadas en fuentes minerales radioactivas muestran que el  $^{222}\text{Rn}$  es la emanación más abundante en las aguas minerales y el principal responsable de su radioactividad.

El clima es un factor relevante pero está asociado al origen de los constituyentes de las aguas y a las condiciones de intemperismo, en particular, en los sistemas acuíferos no confinados. En regiones áridas y semiáridas, en la medida en que la evaporación crece, no hay un excedente de agua para infiltración y los mecanismos bio-físico-químicos facilitan el aumento de las concentraciones de sólidos disueltos ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  y

**Tabla IV.3.2. Origen de los constituyentes principales encontrados en las aguas subterráneas**

Constituyentes	Orígenes
Sodio	Sal-Gema (NaCl); intemperismo de plagioclásios; lluvias; arcillas (montmorillonita); agua de mar; aguas estancadas; contaminación.
Potasio	Intemperismo de feldespatos alcalinos y biotita; arcillas; aerosoles trapeados; degradación de la biomasa.
Calcio	Intemperismo de la calcita, plagioclasas, dolomita; arcillas (montmorillonita); aerosoles atrapados.
Magnesio	Intemperismo de anfíbolito, piroxeno, dolomita, biotita y olivino; MgCl en aguas salinas; montmorillonita; agua de lluvia.
Cloruro	Agua de mar atrapada en los sedimentos, juveniles o meteóricos; disolución de evaporitas; actividades volcánicas (como HCl); polución.
Fosfato	Materia orgánica; fosfatos.
Azufre(H <sub>2</sub> S / SO <sub>2</sub> <sup>-4</sup> / S <sup>2-</sup> )	Sulfuros (pirita); sulfatos (yeso); aguas juveniles; combustión de carbón y petróleo; aguas geotermales.
Amonio	Materia orgánica del suelo; abonos nitrogenados; efluentes orgánicos; hidrólisis de la urea.
Carbonatos y bicarbonatos	Aguas meteóricas; disolución del CO <sub>2</sub> ; reducción de los sulfatos; intemperismo de rocas carbonatadas y de silicatos. Volcanismo.
Sulfatos/sulfitos	Yacimientos minerales; materia orgánica; yeso, pirita, calcopirita y compuestos de azufre.
Dióxido de carbono	Aguas juveniles (actividades volcánicas); aguas meteóricas; carbonatos; oxidación de piritas; reacciones bioquímicas.
Dióxido de azufre/sulfato de hidrógeno	Actividades volcánicas; reacciones bioquímicas.

**Tabla IV.3.3. Origen de los constituyentes inorgánicos en las aguas subterráneas**

Constituyentes	Fuentes probables
Estroncio	Yacimientos de Sr.
Bario	Rocas volcánicas y aluviones; salmueras con bajo contenido en sulfato.
Litio	Micas; piroxeno y otros; evaporitas; aguas juveniles. Salmouras de campos de petróleo.
Fluor	Actividad volcánica; agua de mar; rocas ígneas y sedimentares.
Bromuro	Agua de mar; fuentes termales; depósitos salinos.
Ioduro	Depósitos salinos; pozos de petróleo.
Boro	Depósitos de boratos solubles en regiones desérticas; rocas volcánicas.
Vanadio	Residuos fósiles (carbón y petróleo).
Nitrato	Materia orgánica.
Hierro	Mayoría de los suelos y rocas. Valores anómalos pueden ser derivados de la presencia de Fe O coloidal.
Manganeso	Mayoría de los suelos y rocas.
Sílice	Aguas volcánicas; fuentes termales.
Radón ( <sup>222</sup> Rn)	Desintegración del uranio de las rocas graníticas.



## SECCIÓN IV. HIDROQUÍMICA Y CALIDAD DEL AGUA

sólidos totales disueltos STD-) en los niveles más superficiales. Por capilaridad, las sales son transportadas hacia arriba y su sobresaturación permite formar depósitos de calcita y yeso en la superficie del terreno. Con la lluvia, las aguas de infiltración lixivian las sales hacia el acuífero. En regiones más áridas, el agua tiende a presentar mayores valores de salinidad y STD.

En la relación que existe entre la hidroquímica natural y los aspectos ambientales es difícil señalar los factores más importantes. Además del tipo de roca y de las condiciones climáticas, hay que considerar otras influencias, como relieve, vegetación y tiempo de contacto roca-agua, asociados a las condiciones hidrológicas locales. Por otra parte, además de los factores naturales, hay que incluir también los efectos de la contaminación.

### **Evolución de la composición química de las aguas subterráneas**

Hasta hace algunas décadas se admitía que la composición química de las aguas subterráneas era constante y sin interferencia de otras aguas. Actualmente ya se comprendió que las aguas subterráneas pueden sufrir modificaciones progresivas, que sólo pueden ser observadas después de varios años. En algunos casos, estas modificaciones son corroboradas por el hecho de que provocan contaminación y por lo tanto comprometen la calidad de las aguas para su uso posterior.

Como los constituyentes presentes en el agua están sujetos a procesos y reacciones que tienen lugar durante el flujo de las aguas subterráneas, y estos están influenciados por factores endógenos y exógenos al sistema. Entre los constituyentes en el agua, los cationes son los que con más posibilidad pueden sufrir procesos de intercambio catiónico, precipitación entre otros y, en general sus concentraciones presentan cambios más significativos que los que tienen los aniones. La composición del agua inicialmente establecida en una área de recarga sufre cambios durante el flujo hasta el punto de descarga, como consecuencia de procesos tales como: la disolución progresiva de los minerales del acuífero (misma litología); reacciones derivadas de cambios en la mineralogía del acuífero, cambios de las condiciones de redox, infiltración de otras aguas, mezcla de aguas y reacciones químicas durante el transporte.

En un sistema de flujo local, con litología uniforme, no existen cambios significativos en el agua entre las zonas de recarga y descarga. Pero si la mineralogía del acuífero es heterogénea o el flujo atraviesa diferentes tipos de rocas, la composición química del agua puede ser bastante variable, como se observa en las secuencias sedimentares. La intensidad y la velocidad de estos procesos y reacciones están relacionadas con la edad y tiempo de residencia del agua, profundidad, variación climática, etc. En la medida en que el agua circula a mayor profundidad, el flujo se hace más lento y su mineralización más efectiva; ya que la temperatura, presión y presión de  $\text{CO}_2$  son mayores, lo cual permite un ataque más intenso de los carbonatos y también de los silicatos; así, la composición química del agua, dependerá de la química del agua de recarga y de los procesos físico-químico-biogeoquímicos que acontecen en el sistema de flujo.

Cuando existe la entrada de otras aguas, por infiltración de aguas meteóricas o en el caso de sistemas acuíferos con zonas de recarga ascendente o descendente, se produce la mezcla de aguas con diferente composición. En la zona de transición entre las dos aguas puede haber precipitación química. Por ejemplo, un agua con elevada concentración de  $\text{Ca}^{2+}$  puede precipitar  $\text{CaCO}_3$  o  $\text{CaSO}_4$ , con el carbonato o sulfato presente en la otra agua.

La hidrología isotópica es una herramienta útil en los estudios sobre la recarga y dinámica del agua subterránea en las zonas saturada y no saturada, en la datación y diferenciación de aguas de diferentes orígenes o proporciones

de mezclas y, por tanto, como auxiliar en la interpretación sobre los cambios de composición de las aguas subterráneas.

### La contaminación de las aguas subterráneas

La contaminación del agua subterránea aporta componentes indeseables en concentraciones apreciables en casos (cloruros, nitratos, etc.) y bajas en otros (plaguicidas, metales pesados, etc.) con la característica común de su toxicidad o de inutilizarla para un uso determinado. Actualmente estudiar las causas de la contaminación, medir sus efectos y controlar su evolución, es uno de los principales objetivos de la hidrogeoquímica.

Se puede diferenciar entre contaminación natural, resultado del equilibrio dinámico de la tierra, y contaminación artificial o antropogénica, resultado de las actividades y presencia del hombre. En general, dado que la palabra contaminación suele ir asociada a la artificial, se entiende como procesos contaminantes, los provocados o derivados de la acción del hombre y que potencialmente pueden alterar la calidad de las aguas.

Uno de los focos de contaminación son las *actividades agrícolas*, cuya contaminación está producida por el uso de fertilizantes y plaguicidas. Los fertilizantes son productos naturales orgánicos o minerales inorgánicos que contiene al menos uno de los tres elementos nutritivos (N, P y K), y los plaguicidas son sustancias químicas de origen natural o sintético que se usan para eliminar o controlar plagas, tanto animales como vegetales. Tiene carácter difuso (areal) y sobre ella influye el reciclaje del agua utilizada para riego.

La *contaminación ganadera* se ha intensificado debido al creciente desarrollo de las explotaciones ganaderas, en especial las de carácter intensivo, ya que supone un riesgo de contaminación sobre las aguas subterráneas que hasta hace poco tiempo era limitado y no puntual, y estaba en equilibrio con el poder autodepurador del medio natural.

La eliminación de los residuos animales en depósitos tiene un riesgo importante en caso de no ser correcta y representa un foco puntual de agentes contaminantes (materia orgánica, compuestos de nitrógeno, microorganismos patógenos); el mayor peligro en este tipo de sistemas de eliminación lo constituye la práctica de inyección de efluentes en el terreno o la construcción de pozos negros enterrados, que supone una vía rápida de acceso a los acuíferos, sin intervención del factor autodepurador del suelo.

La contaminación ganadera es, fundamentalmente, de carácter orgánico y bacteriológico semejante a la de origen urbano.

La *contaminación de origen urbano* se relaciona fundamentalmente con la producción de lixiviados en vertederos de residuos sólidos. Los lixiviados pueden infiltrarse a través del subsuelo y producir contaminación en las aguas subterráneas que se traduce en un aumento de su mineralización, aparición de olores desagradables o coloración del agua, aumento del contenido en amonio, demanda bioquímica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno DQO, posible reducción de sulfatos, movilización del hierro e incremento del dióxido de carbono (en función del pH), así como un incremento del número de bacterias que puede llegar a ser mil veces superior a las originarias presentes en el terreno.

En relación con las aguas residuales domésticas, la contaminación puede producirse por fugas en fosas sépticas, pozos negros y redes de alcantarillado, por vertidos libres o por su uso como agua de riego.

## SECCIÓN IV. HIDROQUÍMICA Y CALIDAD DEL AGUA

Los contaminantes presentes de las aguas residuales se pueden diferenciar en tres grupos:

- Contaminantes químicos. Entre los diversos elementos a considerar cabe destacar el nitrógeno, en todas sus formas, el fósforo, cationes tóxicos (metales pesados) y los productos tensoactivos.
- Contaminantes físicos. Como los sólidos en suspensión
- Contaminantes microbiológicos. Los organismos patógenos presentes en el agua pueden ser muy variados.

Entre los virus cabe señalar los adenovirus, enterovirus, virus de la hepatitis A, etc. En cuanto a las bacterias, éstas presentan una enorme variedad de especies y son utilizadas como indicadores de contaminación fecal (*Escherichia Coli*). También pueden aparecer protozoos y helmintos (lombrices de parásitos).

Las aguas subterráneas están más protegidas frente al vertido de aguas residuales que las superficiales, pero si éstas son evacuadas en materiales permeables a través de pozos, fosas sépticas o balsas producen también un efecto contaminante.

La *contaminación por vertido de residuos industriales* es muy variada y puede deberse a vertidos líquidos o sólidos. Se caracteriza, básicamente, por ser una contaminación puntual en el espacio y en el tiempo por lo que su detección es difícil hasta que la contaminación se extiende.

Otra fuente de contaminación, es la *intrusión marina* que se produce en acuíferos costeros. En los acuíferos costeros que vierten sus aguas directamente al mar, se crea un estado de equilibrio entre el flujo de agua dulce y el flujo de agua salada que sólo sufre modificaciones naturales a muy largo plazo, debidas a cambios climáticos o a movimientos relativos de la tierra y el mar.

Cuando se modifican las condiciones naturales, bien por incremento del flujo de agua dulce debido a fuertes lluvias o a recargas inducidas (recarga artificial, riego con aguas superficiales), bien por disminución de ese mismo flujo, debido, esencialmente, a bombeos en el acuífero, el equilibrio agua dulce-agua salada se desplaza en un sentido u otro.

La intrusión marina es el proceso de movimiento temporal o permanente del agua salada tierra adentro, desplazando el agua dulce. Este proceso se produce como consecuencia de la disminución de flujo de agua dulce hacia el mar, debida a la intervención humana, es decir, a la sobreexplotación bombeos. Es un proceso esencialmente contaminante y que deteriora grandes volúmenes de agua que experimentan un notable incremento de salinidad.

La característica esencial de los acuíferos costeros es la coexistencia de dos fases físico-químicas diferentes: agua dulce y agua salada. Son fluidos de densidad y temperatura diferente; y, por tanto, de viscosidades diferentes de muy diferente composición química.

### Índices de referencia de calidad para suelos y aguas subterráneas

El control y la supervisión de la calidad de los suelos y de las aguas subterráneas ha cobrado una gran importancia en los últimos años, como consecuencia del aumento de la demanda del recurso hídrico subterráneo para abastecimiento público. El uso de valores guía o de referencia para suelos y aguas subterráneas es práctica

común en los países con tradición en el monitoreo de la calidad de los suelos y aguas subterráneas, y en el control de áreas ya contaminadas y/o sospechosas de contaminación.

La forma de abordar este tema en los diversos países depende de algunos factores, tales como: el sistema legal y administrativo, las reglas de propiedad de los suelos, el desarrollo industrial, los aspectos sociales y culturales, las formas de uso y ocupación del suelo, la disponibilidad de recursos y tecnología, etc. Sin embargo, la tendencia mundial está basada en establecer una lista general con valores de referencia de calidad (con base en los análisis de muestras de suelos y aguas subterráneas), que incluyen valores de alerta y valores de intervención. Los valores se derivan de modelos matemáticos de evaluación de riesgo aplicados en diferentes escenarios de uso y ocupación del suelo, considerando diversas vías de exposición y variables toxicológicas (Dias y Casarini, 1996).

Holanda fue el primer país en formalizar un programa nacional para la evaluación de contaminación y en establecer niveles de intervención, considerando la multifuncionalidad del suelo; es decir, las funciones de agricultura, ecología, transporte, abastecimiento de agua potable, etc. La propuesta más empleada, desde 1994, se refiere a los tres niveles de calidad denominados referencia, alerta y intervención. Los criterios de la lista nolandesa-*Dutch Standard* (Theelen y Nijhof, 1996) fijan límites de concentración, basados en la exposición humana al contacto con la sustancia, y consideran un nivel máximo de ingestión diaria denominado TDI (*Tolerable Daily Intake*). En otras palabras, la "exposición" considera ingestión, contacto táctil o simple contacto con el fluido. El método está apoyado en una base científica que implica datos de riesgos toxicológicos y ecotoxicológicos, procedentes de la contaminación del suelo y agua subterránea. En síntesis, los criterios fueron establecidos con base en conocimientos científicos, incluyendo el modelaje de la evaluación de riesgo y considerando la variación del porcentaje de materia orgánica y arcilla en el suelo (Vrom, 1994). A partir de la metodología holandesa, la Compañía de Tecnología y Saneamiento Ambiental del estado de São Paulo (CETESB), en Brasil, publicó una lista preliminar de valores orientadores (Casarini *et al.*, 2001) que se está adoptando, por cuatro años, en la prevención de la contaminación de suelos y aguas subterráneas, y en el control de áreas contaminadas en el Estado de São Paulo. La lista también incluye los valores para los tres niveles de calidad, es decir:

- *Valor de referencia (S)*. Indica el límite de calidad para que un suelo sea considerado limpio o la calidad natural de las aguas subterráneas. Es el estado natural local o *fondo regional* tanto para suelo como para agua subterránea. Este valor se aplicaría en acciones de prevención.
- *Valor de alerta (T)*. Representa alteraciones del estado natural del suelo y agua subterránea, por lo que requiere mayores investigaciones, lo cual incluye el monitoreo. Es el valor medio entre el valor de referencia y el valor de intervención.
- *Valor de intervención (I)*. Indica el límite de contaminación por encima del cual existe riesgo potencial a la salud humana y al ambiente, y por lo tanto se necesita usar un método correctivo. Si este valor es excedido, en un volumen de 25m<sup>3</sup> de suelo/sedimento o en 100m<sup>3</sup> de agua subterránea, existe una seria contaminación y por lo tanto es necesario efectuar una remediación. El grado de intervención; la urgencia de ejecución, y el nivel de la remediación dependen del uso atribuido al área.

El valor de intervención fue establecido con base en un modelo matemático de evaluación de riesgo, considerando diversas vías de exposición en tres escenarios de uso y ocupación del suelo, tal y como se propuso en Francia, Canadá y Alemania.

## SECCIÓN IV. HIDROQUÍMICA Y CALIDAD DEL AGUA

Para las aguas subterráneas se considera como valor de intervención los criterios de potabilidad establecidos por el Ministerio de la Salud en Brasil (Portaría 1.469/2000). La tabla IV.3.4 presenta los límites de algunos constituyentes adoptados por la CETESB para el Estado de São Paulo, junto a los establecidos por la Legislación de Holanda y los criterios de la Legislación Brasileña más reciente (Portaría 518/2004 del Ministerio de la Salud). En los países desarrollados es común el uso del límite de detección de los métodos analíticos como valor de referencia para los contaminantes orgánicos en suelos y aguas subterráneas.

**Tabla IV.3.4. Valores orientadores para suelos y aguas subterráneas**

Parámetro	Valores orientadores					
	Estado de São Paulo (SP)			Agua subterránea (µg/L)		
	Suelos (mg/kg)			São Paulo	I (Holanda)	I (Portaría 518/2004)
S	T	I (Agrícola AP <sub>máx</sub> )				
<i>Inorgánicos (mg/L)</i>						
Arsenio	3,5	15	25	10	60	10
Bario	75	150	300	700	625	700
Cadmio	<0,5	3	10	5	6	5
Plomo	17	100	200	10	75	10
Cobalto	13	25	40	30	100	-
Cobre	35	60	100	2000	75	2000
Cromo	40	75	300	50	30	50
Mercurio	0,05	0,5	2,5	1	0,3	1
Molibdeno	<25	30	50	250	300	-
Níquel	13	30	50	50	75	-
Zinc	60	300	500	5000	800	-
Benzeno	0,25	-	0,6	5	30	5
Tolueno	0,25	-	30	170	1000	-
Xilenos	0,25	-	3	300	70	-
Estireno	0,05	-	15	20	-	20
Naftaleno	0,20	-	15	100	70	-
Diclorobenzeno	0,02	-	2,0	40	50	-
Hexaclorobenzeno	0,0005	-	0,1	1	0,5	1
Tetracloroetileno	0,10	-	1,0	40	40	40
Tricloroetileno	0,1	-	5,0	70	-	70
1,1,1 Tricloroetano	0,01	-	8,0	600	550	-
1,2 Dicloroetano	0,5	-	0,5	10	400	10
Cloruro de Vinilo	0,05	-	0,1	5	0,7	5
Pentaclorofenol	0,01	-	2,0	9	3	9
2,4,6 Triclorofenol	0,2	-	1,0	200	10	0,2
Fenol	0,3	-	5,0	0,1	2000	-
Aldrin y Dieldrin	0,0012	-	0,5	0,03	-	0,03
DDT	0,0025	-	0,5	2	0,01	2
Endrin	0,0037	-	0,5	0,6	-	0,6
Lindano (d-BHC)	0,0012	-	0,5	2	-	2

S= Valor de Referencia

T= Valor de Alerta

I= Valor de Intervención

- = No establecidos

I (Agrícola AP<sub>máx</sub>)= valores de intervención para suelos en el Escenario Agrícola/Área de Protección Máxima.

I (São Paulo) = valores de intervención establecidos para el Estado de São Paulo derivados de la Portaría 1469/2000 del Ministerio de la Salud.

I (Holanda)= valores de intervención establecidos por la Legislación de Holanda.

I (Portaría 518/2004)= valores de intervención derivados de la Portaría 518/2004 del Ministerio de la Salud.

# Capítulo IV.4. Criterios e índices de calidad del agua

La disponibilidad de agua es de suma importancia para la vida y el desenvolvimiento económico de cualquier región del mundo. Los recursos disponibles deben repartirse entre numerosos usuarios, además de atender las necesidades del medio ambiente. Durante muchos años, todos los recursos eran considerados disponibles para cualquier uso antrópico, sin tener en cuenta la calidad o las necesidades para los usos ambientales. Cuando se contempla la distribución del agua entre los distintos usuarios, la agricultura aparece como el sector de mayor demanda (dos terceras partes de los recursos hídricos se destinan al uso agrícola), mientras que el turismo, el agua para usos urbanos e industriales presenta una demanda creciente.

## Recursos convencionales y no convencionales

Los recursos hídricos son parte del ciclo natural del agua. Si se considera su origen, podemos hablar de recursos de agua convencionales y no convencionales.

Normalmente los recursos hídricos se obtienen de aguas superficiales o de aguas subterráneas. El uso de unas u otras depende de muchos factores, inicialmente de la disponibilidad de cada recurso. Las aguas superficiales ofrecen cantidades mayores de agua a corto plazo, mientras que las subterráneas son un recurso más constante, al menos a mediano plazo. Las aguas subterráneas son un recurso más importante de lo que se piensa. Si exceptuamos el agua de los glaciares y de las capas de hielo de los polos, 97% del agua dulce del mundo lo constituyen las aguas subterráneas, mientras que los ríos y lagos sólo 3% .

Existen variadas áreas en el mundo donde la demanda de agua supera la oferta. En ellas se apela a los recursos no convencionales; por ejemplo, el agua de lluvia usada como recurso desde la época bíblica. Otra solución frecuente consiste en la desalinización del agua de mar o el tratamiento del agua residual, o las aguas de escorrentía y el agua procedente del rocío o escarcha. Existe una relación estrecha entre el uso de aguas residuales sin tratar y los problemas sanitarios. La creciente competencia por el agua está llevando a un mejor uso de este recurso.

## Usos del agua

El agua es usada para muchos fines y en cada caso se requiere una calidad particular. El agua para consumo humano es la que requiere las normas más exigentes.

## SECCIÓN IV. HIDROQUÍMICA Y CALIDAD DEL AGUA

*Usos agropecuarios:* Con 15% del comercio mundial, los productos agrícolas y comestibles son uno de los vectores básicos del intercambio de agua. La disminución de la calidad del agua utilizada en la agricultura está causando lentamente una disminución de la productividad de los sistemas agrícolas. Hay otras consideraciones que derivan de la capacidad contaminante de la agricultura, como el exceso de fertilización, el uso de plaguicidas y la gestión deficiente de los residuos ganaderos, biosólidos y otros residuos aplicados al suelo. El uso de agua en la ganadería, como bebida para los animales, debe cumplir normas de calidad para evitar que ciertos elementos tóxicos sean almacenados en tejidos o fluidos (carne y leche) que luego puedan ser consumidos como alimentos por el hombre.

*Usos domésticos:* El aprovisionamiento de agua para uso doméstico es el más exigente, en términos de calidad y seguridad del suministro. El agua potable es normalmente garantizada por las autoridades, y su existencia es absolutamente esencial para asegurar la presencia de población en un lugar determinado. Existen normativas de calidad que se deben cumplir para el agua potable en todos los países y ésta no puede provenir de cualquier fuente. La definición legal de agua potable consiste en proporcionar una lista de compuestos y asociarlos con un nivel tolerable. Desde el punto de vista práctico, la cantidad de sustancias seleccionadas debe ser limitada. En la legislación de los diferentes países se considera entre 80 y 130, a pesar de que se sabe que el número de compuestos sintéticos que el hombre maneja es mayor que 70,000, y para muchos de ellos se desconoce el grado de toxicidad. De esta manera, aún cuando el agua pueda cumplir con las normas de potabilización no se puede asegurar que no exista algún otro contaminante. Es importante mencionar que los criterios de calidad para agua potable han sido desarrollados tomando en cuenta el empleo de agua de primer uso o sin contaminación por tóxicos sintéticos.

*Usos industriales:* Las industrias requieren, en mayor o menor medida, agua para sus procesos; y los vertidos de sus aguas residuales a las corrientes de agua, estuarios y mar son una fuente de contaminación, por que muchas veces se realizan sin tratamiento. La industria es también una fuente de fósforo y nitrógeno, pero en menor proporción que las aguas residuales municipales y agrícolas. Las industrias alimentarias y agroalimentarias, proveen grandes cantidades de materia orgánica residual. El origen de la emisión de muchos microcontaminantes es industrial. Las aguas de refrigeración de las industrias, por ejemplo, producen contaminación térmica, ya que retornan al medio acuático en grandes volúmenes a mayor temperatura, disminuyendo la solubilidad del oxígeno. La minería es una industria extractiva que requiere grandes volúmenes de agua y que trae aparejados problemas de acidificación.

*Uso recreacional:* El uso del agua para este fin cada vez es más importante, ya que el aumento del nivel económico permite a la comunidad realizar más actividades de ocio. En el caso de las actividades que implican contacto directo del hombre con el agua, su calidad es más importante que su cantidad, y debe ser normatizada y controlada como ya ocurre en numerosos países.

*Energía hidroeléctrica:* La generación de energía hidroeléctrica produce impactos de todo tipo, que están estrechamente relacionados con el tamaño de las instalaciones y su localización. Entre los impactos sociales y ambientales que provocan estos proyectos, se debe considerar la reinstalación de la población que vive en las zonas que se inundarán, la pérdida de tierras fértiles y los bosques, la destrucción del paisaje causado por las instalaciones y el efecto sobre la flora y la fauna, en general. También puede acarrear conflictos entre los distintos usuarios del agua, por ejemplo, entre generación de electricidad y uso agrícola. Las consecuencias ecológicas son difíciles de prever y pueden ser muy complejas.

*Aguas minerales:* El agua envasada ha generado durante la última década una importante industria, creando un negocio específico. La Unión Europea, por ejemplo, define al agua mineral como agua subterránea, con una calidad de acuerdo a las leyes y normas respectivas, sin necesidad de tratamiento.

### Deterioro de la calidad del agua

El deterioro de la calidad del agua es un gran problema que va en aumento, cuyas causas son conocidas en el mundo desarrollado pero generalmente no se toman en cuenta en los países en desarrollo.

Las principales causas, tanto para el agua dulce como la salada, son entre otras (Pepper *et al.*, 1996):

- Vertidos incontrolados y deficientes de las aguas residuales urbanas e industriales y de las aguas urbanas de lluvia.
- Prácticas agrícolas inapropiadas.
- Contaminación atmosférica.
- Acumulación de sustancias químicas en suelos y sedimentos.
- Exceso de bombeo de aguas subterráneas, que puede causar intrusión de agua de mar y la mezcla de aguas fósiles con elevados contenido salinos.
- Minería y otras industrias de extracción.
- Destrucción de zonas húmedas.

En este contexto es posible afirmar que la contaminación del agua generada en núcleos urbanos por efluentes domésticos e industriales, fundamentalmente de la industria química, causa graves problemas ambientales. En muchos países casi toda el agua residual de los núcleos urbanos es vertida sin tratamiento.

Los principales efectos que produce el agua contaminada en el medio ambiente son:

- Contaminación microbiológica del agua, con la transmisión hídrica de enfermedades.
- Pérdida de los ecosistemas acuáticos.
- Riesgo de enfermedades crónicas en el hombre, asociadas a la contaminación química.
- Pérdida de la capacidad productiva en suelos bajo riego, a causa de procesos de salinización.
- Pérdida de la reserva de proteínas de los peces.

El estado actual de suministro de agua sanitariamente segura y de los sistemas adecuados de saneamiento es alarmante. Como mínimo, 20% de la población mundial no tiene acceso al agua potable y 50% no tiene acceso a sistemas de saneamiento adecuados.

Se puede considerar que casi todos los usos pueden contaminar el recurso y convertirlo en no disponible para otros usos, por lo que es indispensable su tratamiento. También, es importante indicar que no todos los problemas de calidad de agua son únicamente consecuencia del impacto del hombre. Las características geoquímicas naturales pueden aportar cantidades elevadas de hierro reducido, flúor, arsénico y sales a las aguas subterráneas, reduciendo su uso como agua de bebida. Las erupciones volcánicas y sus consiguientes torrentes de lava, las inundaciones y sequías pueden provocar un deterioro local y regional del ambiente acuático. No obstante, cualquiera de estos eventos impacta menos que cualquier actividad desarrollada por el hombre.

Los principales contaminantes del agua subterránea son:

- Amplia gama de contaminantes orgánicos e inorgánicos procedentes de fuentes puntuales urbanas, industriales, mineras, áreas militares, vertederos (basureros).



## SECCIÓN IV. HIDROQUÍMICA Y CALIDAD DEL AGUA

- Lixiviación de nitratos.
- Lixiviación de plaguicidas.
- Acidificación.
- Sales originadas por intrusión de origen marino.
- Sales procedentes del uso de aguas salinas para riego.

Los contaminantes de las aguas superficiales son, principalmente:

- Amplia gama de contaminantes orgánicos e inorgánicos procedentes de fuentes puntuales urbanas, industriales y áreas de ganadería.
- Nutrientes de origen difuso, en áreas agrícolas y urbanas.
- Contaminantes derivados de problemas de eutrofización.
- Acidificación.
- Lixiviados procedentes de vertederos (basureros).
- Filtraciones de embalses.

En todos los casos, el exceso de captación contribuye a incrementar los efectos de la contaminación.

### Contaminación puntual y no puntual

Es posible establecer una diferencia entre la contaminación de origen puntual y la de origen difuso o no puntual, en función de la forma de llegada del contaminante a la fuente de agua.

La contaminación de origen puntual es fácil de detectar y es posible limitarla. En cambio, no es posible afirmar lo mismo sobre la contaminación de origen no puntual, que proviene en gran parte de la agricultura y de las zonas urbanas rurales. Los contaminantes agrícolas, con los sedimentos provenientes del suelo erosionado, el fósforo adsorbido a las partículas del suelo, las bacterias en suspensión, los nitratos disueltos y otros minerales y los plaguicidas en suspensión o solución no se pueden asociar fácilmente con una fuente concreta.

Tanto en un caso como en el otro, lo que se produce es una degradación del recurso. Normalmente se intenta primero solucionar el problema de las fuentes puntuales, para después establecer una estrategia de limitación de las fuentes no puntuales. Es difícil aplicar el concepto de "quien contamina paga" a las fuentes no puntuales.

El manejo de las fuentes de contaminación puntuales se soluciona con medidas estructurales, donde la limitante normalmente es económica. En el caso de las fuentes no puntuales, deben aplicarse medidas no estructurales de difusión y concientización.

### Criterios de calidad aplicados al agua

En la clasificación del agua para un cierto uso los requisitos y criterios de calidad, conocidos como Criterios de Calidad, se definen con un soporte legal, que especifica las condiciones y concentraciones límites de determinados

parámetros. Algunos criterios que se vienen usando como referencia para la calidad del agua en los manantiales, son los adoptados en EUA por las agencias *Environmental Protection Agency* (EPA); y la *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA) (Buchman, 1999) y en Canadá por la *Environment Canada*.

Los criterios de calidad de mayor interés para los recursos hídricos son aquellos que clasifican las aguas como adecuadas para el consumo humano, uso industrial y agrícola, ya que gran parte del agua está destinada a atender estas finalidades.

#### *Calidad del agua potable*

El concepto de potabilidad es utilizado para definir la calidad del agua para el consumo humano. El agua potable puede ser obtenida directamente a partir de agua subterránea de calidad adecuada y bien protegida, o de agua no potable, sometida a tratamientos apropiados que reducen las impurezas a niveles aceptables. Los riesgos asociados al consumo humano de agua no potable son múltiples. Los índices de potabilidad fijan las cantidades límites para las características físicas, químicas y organolépticas, componentes orgánicos e inorgánicos, que pueden ser toleradas en las aguas de abastecimiento. Las normas e índices son adecuados e instituidos por los órganos de control de la salud y de la vigilancia sanitaria y, en general, toman como base los criterios de la *Organización Mundial de la Salud* (OMS), *Environmental Protection Agency* (EPA) y *United States Public Health Service* (USPHS).

#### *Calidad del agua para la industria*

Las diversas necesidades del agua en la industria imponen requisitos de calidad variados y por lo tanto la clasificación del agua se hace en función del giro industrial. Las modernas técnicas de tratamiento permiten que un agua de calidad inadecuada tenga un uso viable, pero en la mayoría de las veces con un costo más alto.

La agresividad del agua es uno de los criterios más importantes cuando el agua es usada en procesos de transferencia de calor, porque puede ocasionar problemas de corrosión y formación de incrustaciones. Cuando el agua es utilizada como materia prima en el proceso industrial, la calidad debe ser compatible con la de consumo humano.

#### *Calidad del agua para la agricultura*

El uso del agua para agricultura incluye, esencialmente, el consumo para animales domésticos y la irrigación. En el primer caso, la calidad del agua generalmente tiene las mismas limitaciones que el agua potable. En el segundo, la concentración de sales solubles y de sodio debe ser asociada a otros factores, como la composición, estructura y permeabilidad del suelo. Las principales características que determinan la calidad del agua para la agricultura son: pH, conductividad eléctrica, grado de acidez y alcalinidad, sólidos disueltos, sólidos en suspensión, temperatura, calcio, magnesio, cloruros, sodio, potasio, nitratos, boro, carbonatos y bicarbonatos y sulfatos.

El sodio desplaza el calcio u otros iones asociados a los materiales sorbentes del suelo (minerales de arcilla, sustancias orgánicas, etc.), modificando principalmente la permeabilidad del suelo. Para evaluar el riesgo de sodificación del suelo, provocado por el agua de irrigación, comúnmente se determina la *Relación de Adsorción de Sodio* (RAS), que es definida por la ecuación:

$$RAS = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}}} \quad [IV.4.1]$$

## SECCIÓN IV. HIDROQUÍMICA Y CALIDAD DEL AGUA

donde:

$\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ , y  $\text{Mg}^{2+}$  representan respectivamente la concentración de sodio, calcio y magnesio en el agua en meq/L.

Los problemas de infiltración en suelos también están relacionados con el contenido de  $\text{CO}_3^{2-}$  y  $\text{HCO}_3^-$  en el agua de irrigación. Cuando el suelo está seco, parte de estos iones precipita como  $\text{CaCO}_3$  y  $\text{MgCO}_3$  aumentando la proporción relativa de sodio. Este proceso puede ser evaluado separadamente del concepto RAS, mediante el índice de *Carbonato Sódico Residual* – (CSR) (Cauduro y Dorfman, 1991), definido por la ecuación:

$$\text{CSR} = (\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-) - (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) \quad [\text{IV.4.2}]$$

Los dos conceptos (RAS y CSR) son combinados en un nuevo concepto de relación de adsorción de sodio ajustada (RASa) definida por la ecuación:

$$\text{RASa} = \frac{\text{Na}^+}{\sqrt{\frac{\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}}{2}}} [1 + (8.4 - \text{pHc})] \quad [\text{IV.4.3}]$$

donde:

$8.4 = \text{pH}$  de un suelo salino no sódico, en equilibrio con  $\text{CaCO}_3$ ;

$\text{pHc} = \text{factor de ajuste} = (\text{pK}'_2 - \text{pK}'_c) + \text{p}(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) + \text{p}(\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-)$ ;

$\text{K}'_2 = \text{constante de disociación del HCO}_3^-$

$\text{K}'_c = \text{producto de solubilidad del CaCO}_3$ .

El  $\text{pHc}$  representa un valor teórico de  $\text{pH}$ , calculado para el agua en contacto con el  $\text{Ca}^{2+}$  del suelo y en equilibrio con su  $\text{CO}_2$ . Cuando  $\text{pHc} > 8.4$ , el RASa y el riesgo de sodificación son menores, debido a la disolución del  $\text{CaCO}_3$ . Al contrario, cuando  $\text{pHc} < 8.4$  hay tendencia a la precipitación del  $\text{Ca}^{2+}$ .

Para la clasificación de la calidad del agua para uso agrícola en función del RAS y de la conductividad, se han usado los criterios propuestos por el *United States Salinity Laboratory* (USSL), a partir de los cuales se han establecido 16 clases de agua en función de la conductividad eléctrica y del RAS del agua de irrigación.

### Gestión de la calidad

En un proceso de gestión se deben considerar cuatro componentes: diagnóstico de la situación, diseño de instrumentos específicos, la gerencia de los instrumentos y control de la gestión. Estos componentes cobran particular importancia cuando se habla de gestión de la calidad, ya que en el uso más exigente, que es el agua potable se pone en riesgo directo la salud de la población. Debe velarse además por la calidad adecuada para cada uso y la salud de los ecosistemas.

En un modelo participativo e integrado de gestión, existe una negociación social para llegar a acuerdos. Esos acuerdos en el caso de la gestión de la calidad se traducen en normas administrativas y legales, que requieren, por un lado el establecimiento de estándares y, por otro lado, su cumplimiento, debiéndose prever en la misma norma las sanciones respectivas.

El diagnóstico de la situación y el control de gestión están asociados al monitoreo de la calidad del agua, para constatar, en un caso, cómo es su estado y, en el otro para conocer la eficiencia de las medidas adoptadas; por ejemplo, de control y/o saneamiento.

En ciertos casos existe información dispersa, sobre todo de estudios realizados en el medio académico, que no está disponible para los organismos de gestión, lo que conlleva duplicación de esfuerzos. También se da la situación inversa.

En relación con los monitoreos, pueden distinguirse dos situaciones:

a) situaciones acotadas espacial y temporalmente (como vertidos accidentales o control de efluentes en un polo industrial) que pueden solucionarse con estaciones de monitoreo de carácter transitorio, de más fácil implementación y de menor costo;

b) utilización a largo plazo de los recursos de una cuenca, que requieren de estaciones de monitoreo permanente. En este caso el diseño debe ser cuidadoso para que las medidas obtenidas reflejen la calidad del agua en la zona en estudio. La obtención de valores medios de variables de calidad del agua no es sencilla. Los muestreos son costosos, debiéndose tomar un mínimo de muestras que sea representativo de la situación, que requiere de un análisis riguroso de la localización de las estaciones y de la frecuencia.

Los modelos de contaminación de cuerpos de agua –basados en conocimientos científicos y empíricos– son útiles para la evaluación y predicción necesarias para la gestión de la calidad del agua. Estos modelos toman en cuenta los mecanismos de transporte en los cuerpos de agua, su interacción con otros medios y los procesos y ciclos biológicos. Se han desarrollado para aguas superficiales, por ejemplo, para cuerpos lénticos que sufren procesos de eutrofización; para humedales, por las múltiples funciones ambientales que desempeñan; para transporte de contaminantes en zona no saturada, y para predecir el comportamiento de contaminantes en agua subterránea.

En la realidad se presentan simultáneamente varios tipos de contaminación en el agua, por lo que su manejo requiere de abordajes combinados. Los problemas a resolver pueden clasificarse en: contaminación orgánica, exceso de nutrientes y eutrofización, eutrofización y depleción de oxígeno, colmatación de embalses, contaminación con metales pesados, acidificación, salinización, y menor biodiversidad debido a la construcción de embalses. Los tres primeros están muy relacionados, así como la contaminación con metales pesados puede estar acompañada de acidificación en el caso del drenaje ácido de minas.

El agua es sin duda un factor estratégico para la generación de la riquezas necesarias, para el desarrollo, y su importancia para la vida la convierte en factor decisivo de la calidad de vida de los pueblos.

### **Índices de calidad**

Para auxiliar la comprensión de las tendencias temporales y espaciales de la calidad del agua y, por tanto, la toma de decisión sobre la gestión de la calidad de un recurso hídrico, se han desarrollado algunos índices de

## SECCIÓN IV. HIDROQUÍMICA Y CALIDAD DEL AGUA

calidad. Estos índices permiten clasificar el agua, estudiar las variaciones estacionales, comparar entre diferentes cursos de agua y simplificar la divulgación de la información sobre la calidad de las aguas a los gestores y al público en general.

Un índice es un valor calculado a partir de los parámetros más representativos de la calidad del agua, relacionados al uso. Para la clasificación del agua de acuerdo con su agresividad, son conocidos el Índice de Lason (IL) y el Índice de Saturación (IS) o de *Langlier*. Para el cálculo de estos índices el lector puede consultar la bibliografía específica (Porto & Branco, 1993 y Langlier, 1936). Para la protección de la vida acuática, la Agencia Ambiental Canadiense (Environment Canada, 2002), desarrolló el Índice Canadiense de Calidad del Agua (ICQA) aplicado al agua y sedimentos. El Índice de Calidad del Agua (IQA) creado por la *National Sanitation Foundation* (NSF) de los Estados Unidos, ha sido adecuado para indicar la calidad de las aguas superficiales y de las aguas subterráneas, las cuales son destinadas a un tratamiento convencional para abastecimiento público. A continuación, se presentan los aspectos particulares para el cálculo de los índices propuestos en Brasil.

### *Índice de Calidad del Agua (IQA)*

El IQA es un valor que se calcula a partir de los parámetros más representativos de la calidad, con sus pesos relativos. Estos parámetros han sido establecidos a partir de la consulta a varios especialistas en las áreas relativas al uso y calidad del agua. Para el cálculo del IQA, propuesto por la Compañía de Tecnología de Saneamiento Ambiental del Estado de São Paulo (CETESB, 1992), los parámetros adoptados como indicadores de calidad son: OD, DBO, coliformes fecales, temperatura, pH, nitrógeno total, fósforo total, sólidos totales y turbidez. Para el cálculo del IQA se calcula el producto ponderado de la calidad de agua correspondiente a cada parámetro, matemáticamente se expresa como:

$$\sum_{i=1}^n IQA = ITq_i w_i \quad [IV.4.4]$$

donde:

IQA = índice de calidad de las aguas (de 0 a 100);

$q_i$  = calidad del  $i$ -ésimo parámetro (de 0 a 100) obtenido del respectivo gráfico de la calidad en función de su concentración o medida obtenida;

$w_i$  = peso correspondiente al  $i$ -ésimo parámetro atribuido en función de la importancia de ese parámetro para la conformación global de la calidad (entre 0 y 1) de modo que:

$$\sum_{i=1}^n W_i = 1 \quad [IV.4.5]$$

El valor final obtenido, clasifica la calidad del agua sin tratar para abastecimiento público de acuerdo con los siguientes criterios: 100-80 óptima; 79-52 buena; 51-37 aceptable; 20-16 impropia para tratamientos convencionales y 19-0 pésima. Está claro que la utilización del índice implica una simplificación de la realidad,

pues no todos los parámetros de calidad de las aguas están considerados en su cálculo. Para considerar los elementos potencialmente tóxicos que no están incluidos en el cálculo del IQA, la CETESB adoptó un indicador bivalente, el índice tóxico (IT), que considera los siguientes parámetros: Ba, Cd, Pb, Cu, Cr, Sn, Hg, Zn y fenoles. El IT asume un valor 0 si cualquier parámetro tóxico del conjunto considerado sobrepasa el valor permitido y el valor de 1 cuando está dentro de los límites establecidos. El IT puede ser aplicado para representar la calidad del agua subterránea, con relación a la presencia de elementos tóxicos.

### *Índice de Calidad de las Aguas Subterráneas (IQAS)*

Para facilitar el entendimiento y visualización de la distribución espacial de la calidad de las aguas subterráneas en mapas temáticos, y ayudar en la toma de decisiones sobre su uso y manejo, se propuso un índice característico para las aguas subterráneas (IQAS). El cálculo del IQAS se basa en pesos y gráficos de intensidad de la variable, versus calidad del agua, usando el mismo intervalo de valores establecido para el índice IQA de la CETESB. Los parámetros utilizados fueron cloruros, pH, residuo total, dureza, nitrato y flúor. La ecuación matemática para calcular el IQA es la misma propuesta por el IQA. En principio, la metodología es adecuada para el diagnóstico de la calidad de las aguas de sistemas acuíferos con diferentes litologías.



# Capítulo IV.5. Mecanismos de transporte de contaminantes en subsuperficie

**E**n la naturaleza el agua circula mediante una serie de procesos (evaporación, precipitación, escorrentía, infiltración, etc.) que en su totalidad constituyen el denominado ciclo hidrológico. Del agua que cae sobre las zonas emergentes, parte circula por la superficie, parte se evapora y parte se infiltra en el suelo, donde recarga los acuíferos y se acumula en el espacio intergranular o en las fisuras de una variedad de formaciones geológicas que, por su naturaleza, tienen capacidad de almacenar y transmitir agua. Estos materiales son los que, a partir de las características antes mencionadas, se denominan acuíferos.

La composición del agua subterránea se fija por la naturaleza y la concentración de las sustancias que contiene, que son mayoritariamente producto del origen del agua y los materiales por los que circula. Esta calidad natural puede ser modificada por factores externos; es entonces cuando podemos emplear la palabra contaminación (Ribera y Gurguí, 1999).

Independientemente del tipo de contaminante, la intensidad del proceso de contaminación está relacionada con las características del material del acuífero, su recarga y los cambios que sufren los contaminantes, fundamentalmente en la zona no saturada. Normalmente las reacciones de transformación de los compuestos, una vez que han sobrepasado la zona no saturada, acostumbran a ser mínimas.

Existe un gran número de contaminantes, con orígenes y comportamientos diferentes en subsuperficie, pudiéndose establecer numerosas clasificaciones (Custodio y Llamas, 1976).

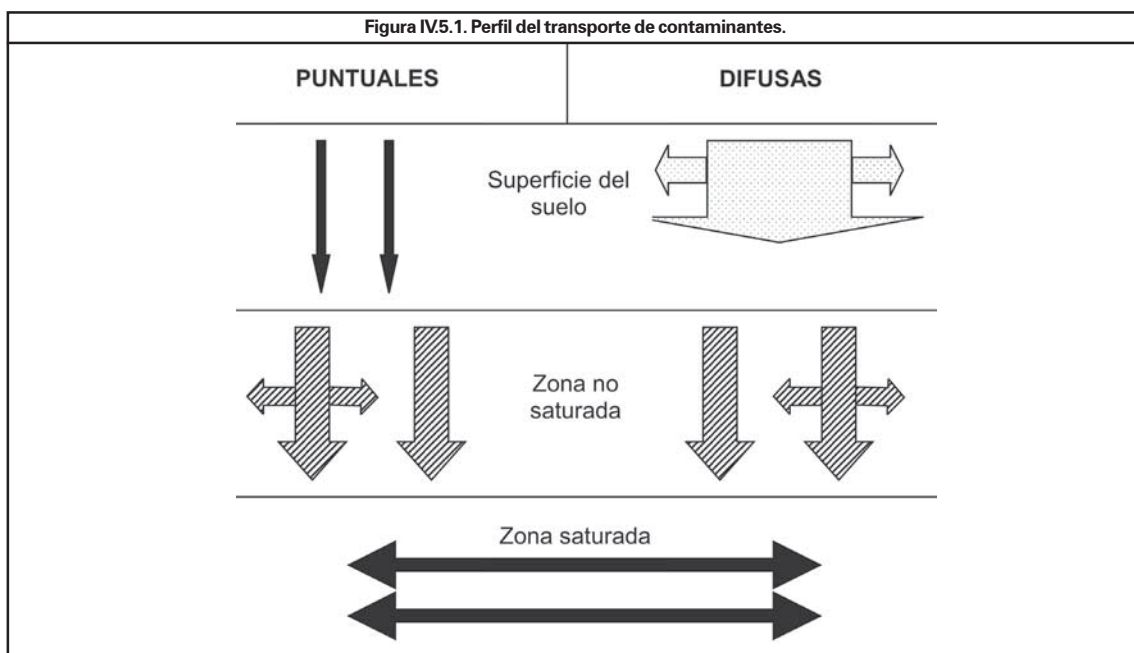
Según el origen de la contaminación, podemos distinguir:

- a) Contaminación de origen natural.
- b) Contaminación de origen antrópico por introducción de sustancias ajenas a los sistemas superficiales y subterráneos.

Según la distribución espacial del contaminante (figura IV.5.1):

- a) Contaminación puntual.
- b) Contaminación difusa.
- c) Contaminación lineal.





El suelo atenúa activamente un gran número, pero no todos, de los contaminantes del agua. Durante muchos años, ha sido considerado como un sistema potencialmente efectivo para la eliminación segura de todo tipos de residuos: efluentes domésticos, industriales, etc.

Los procesos involucrados en la atenuación de contaminantes continúan, en menor grado, a profundidades mayores que las del suelo, especialmente donde se encuentran sedimentos no consolidados en la zona no saturada. Adicionalmente, la dispersión hidrodinámica asociada con el flujo del agua subterránea ocasiona la dilución de contaminantes móviles y persistentes. Sin embargo, no todos los perfiles de suelo y las condiciones hidrogeológicas son igualmente efectivas para la atenuación de contaminantes. Además se debe tener en cuenta que el grado de atenuación variará ampliamente según el tipo de contaminante y el proceso de contaminación en un ambiente dado.

Las actividades antropogénicas en la superficie del suelo modifican los mecanismos de recarga de los acuíferos, lo que cambia la tasa, frecuencia y calidad de la recarga del agua subterránea. Esto es especialmente significativo en climas áridos, pero también ocurre en regiones húmedas. El conocimiento de estos mecanismos y el diagnóstico de tales cambios son fundamentales para determinar el riesgo de contaminación de las aguas subterráneas. El flujo del agua y el transporte de contaminantes desde la superficie del suelo al nivel freático tiende a ser un proceso lento en muchos acuíferos. Pueden, por tanto, pasar décadas, antes que se detecten los efectos de un episodio de contaminación por un contaminante presente de forma continuada.

La preocupación por la contaminación de las aguas subterráneas se relaciona principalmente con los acuíferos no confinados, especialmente cuando su nivel freático es poco profundo. Un riesgo importante de contaminación puede también presentarse en los acuíferos semiconfinados, si los niveles acuitados confinados son delgados y tienen cierta permeabilidad. Los abastecimientos de agua potable que extraen agua de

acuíferos más profundos y más altamente confinados, solamente serán afectados por los contaminantes más persistentes a muy largo plazo.

Se debe también tener en cuenta la posibilidad de autoeliminación de contaminantes durante el transporte al subsuelo; como resultado de la degradación bioquímica y/o reacciones químicas. También cabe mencionar los procesos de reducción de velocidad de paso de contaminantes debido a fenómenos de sorción. Pese a que dichos fenómenos no conducen a la eliminación de contaminantes desde las aguas subterráneas, sí incrementan el periodo en que los procesos de eliminación pueden funcionar y afectan las variaciones temporales en la concentración de contaminantes.

Los contaminantes se pueden hallar en el ambiente superficial en múltiples formas o fases. Así pues, los contaminantes que están presentes en el agua son los solutos y el agua, el solvente. Los solutos, de forma gradual, se dispersan a partir de un punto inicial de introducción, ocupando un volumen mayor del acuífero y alcanzando áreas que no se esperaría alcanzar si se considerase, exclusivamente, el drenaje.

Los principales mecanismos de transporte en agua son (Custodio y Llamas, 1976):

### 1. *Dispersión hidrodinámica*

La dispersión hidrodinámica es el resultado macroscópico del movimiento del soluto debido a efectos: microscópicos, macroscópicos y megascópicos.

A escala microscópica, la dispersión es originada por:

- a) Fuerzas externas que actúan sobre el fluido.
- b) Variaciones macroscópicas en la geometría de los poros.
- c) Difusión molecular a lo largo del gradiente de concentración del soluto.
- d) Variaciones en las propiedades del fluido (densidad y viscosidad).

A las heterogeneidades a escala microscópica se suman las heterogeneidades en las propiedades hidráulicas (variaciones macroscópicas). Las variaciones en la conductividad hidráulica y porosidad introducen irregularidades en la velocidad de drenaje, con el consecuente aumento en la agitación del soluto.

Finalmente, se suman efectos provocados por las variaciones regionales, o megascópicas, en las unidades hidrogeológicas o estratos presentes en el acuífero para el transporte a través de largas distancias.

La dispersión hidrodinámica puede ser matemáticamente expresada como la suma de los procesos dispersivos: dispersión mecánica y difusión molecular.

$$D = D_m + D^* \quad [V.5.1]$$

La difusión molecular ( $D^*$ ) es un proceso microscópico a escala molecular que resulta de la agitación térmica al azar, induciendo agitación en las moléculas del soluto en el interior de la fase líquida. Este proceso es independiente de la agitación advectiva de agua subterránea y puede ser muy importante para velocidades de flujo muy bajas y próximas a la superficie de los sólidos.

Al tomar en cuenta estudios experimentales, la difusión molecular puede ser considerada como:

$$D^* = (1 \cdot 10^{-6} \text{ cm}^2) (\text{s}^{-1}) \quad [V.5.2]$$

## SECCIÓN IV. HIDROQUÍMICA Y CALIDAD DEL AGUA

La dispersión mecánica ( $Dm$ ) tiene lugar, predominantemente, a escala macro y megascópica y está asociada a la agitación mecánica de los solutos. La agitación mecánica es debida a variaciones en el perfil de velocidad a través del poro saturado, variaciones en el tamaño de los poros, ramificaciones y entrelazamiento de los poros.

La dispersión mecánica puede ser expresada como una función de la velocidad del drenaje:

$$Dm = (a_1) (v_s) \quad [V.5.3]$$

Donde  $a_1$  es la dispersividad longitudinal del medio poroso.

Si se consideran los datos experimentales (de manera simplificada), la dispersividad longitudinal puede ser estimada como si fuese igual a un 10% de la distancia de tránsito media:

$$a_1 = (0.1) (X_{med}) \quad [V.5.4]$$

El coeficiente de dispersión hidrodinámica, por tanto, se torna:

$$D = a_1 V_s + D^* \quad [V.5.5]$$

### 2. Transferencia de masas o advección

La transferencia de masas es el movimiento de solutos arrastrados por el flujo de agua. Para este tipo de transporte, el flujo de iones depende estrictamente del flujo de agua (cantidad de agua que atraviesa una unidad de la sección transversal por unidad de tiempo), siendo, por lo tanto, el flujo de iones entendido como la cantidad de un determinado soluto que atraviesa la unidad de sección transversal al flujo del agua, por unidad de tiempo.

Si consideramos a  $q$  como la densidad del flujo de agua, la densidad del flujo de iones será:

$$f = qC \quad [V.5.6]$$

Donde  $C$  es la concentración del soluto ( $M.L^{-3}$ ).

En este proceso el soluto es transportado por imposición externa, y no existe un gradiente de actividad química; es decir, la concentración es constante. La fuerza motora para el flujo de iones será la misma que impulsará el flujo de agua, es decir, el gradiente hidráulico. En esta situación, el flujo es descrito adecuadamente por la ecuación de Darcy (Custodio y Llamas, 1976) :

$$Q = -(K) (A) (DH/DL) = -KAi \quad [V.5.7]$$

Donde:

$Q$  = caudal ( $L^3.T^{-1}$ ).

$K$  = constante de proporcionalidad (conductividad hidráulica ( $L$ ) ( $T^{-1}$ )).

$A$  = área de la sección transversal al flujo ( $L^2$ ).

$DH$  = variación de potencial hidráulico a través del medio ( $L$ ).

$DL$  = distancia a través del medio, medida en la dirección del flujo ( $L$ ).

$I$  = gradiente hidráulico ( $DH/DL$ ) ( $L$ ) ( $L^{-1}$ ).

### *Generalización de la dinámica de solutos en medios porosos*

En los apartados anteriores se han presentado los principales medios de transporte de contaminantes o solutos en medios porosos. Sin embargo, en la naturaleza, difícilmente los procesos de transporte de masa se realizan así.

Lo más común es que ambos procesos ocurran en forma simultánea. Aún así, es necesario resaltar que, dada la existencia de muchos otros procesos mecánicos, químicos y biológicos, no es raro, que el transporte de contaminantes difiera de las previsiones y supuestos presentados anteriormente.



# Capítulo IV.6. Caso de estudio: hidroquímica de las lagunas pampásicas encadenadas de chascomus (Argentina)

La cuenca baja del Río Salado (Buenos Aires, Argentina) constituye un sistema de estudio interesante desde el punto de vista ambiental. Presenta las características esenciales de un humedal por su vegetación, suelos e hidrología y, además, está influida por las actividades antrópicas (agrícolas, recreativas e industriales) de las cuencas alta y media. Está situada en la unidad geomórfica denominada Pampa Deprimida (34° 20' a 35° 40' lat. S y 57° 40' a 61° 10' long O) en el centro-este de la Provincia de Buenos Aires, limitada al norte por la Pampa Ondulada y al sur por las sierras de Tandilia, la meseta de Juárez y el sistema de Ventania. Posee las características geológicas de las grandes áreas planas de baja pendiente topográfica.

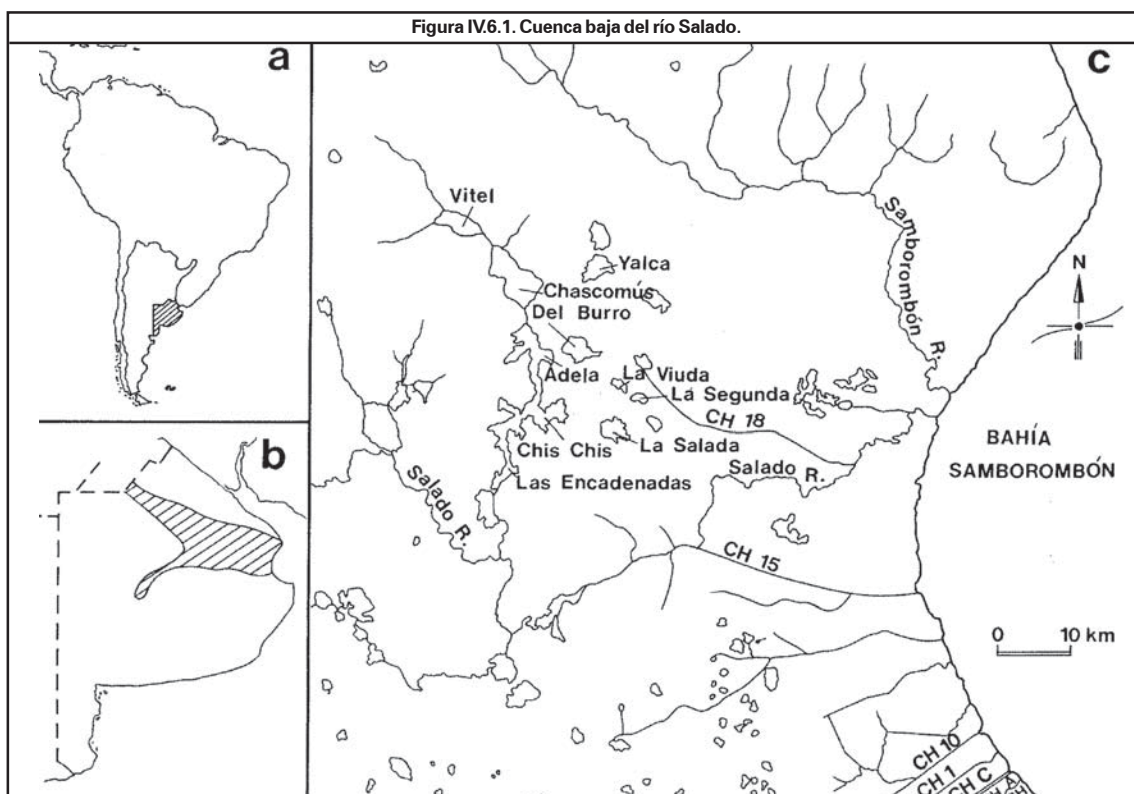
La Pampa Deprimida tiene clima húmedo (precipitación media anual 850-950 mm) y temperatura media entre 13-16 °C. Aunque las precipitaciones son más abundantes en verano, el balance precipitación- evaporación es negativo en esta estación. La región se caracteriza por una pendiente muy suave (0.3%) y un potencial morfogénico extremadamente bajo, que dificulta la escorrentía en periodos de inundación. Los principales componentes del ciclo hidrológico son infiltración y evapotranspiración. Las aguas superficiales son efluentes con respecto a las subterráneas en la mayoría de los ríos, arroyos y cuerpos lacustres. El escurrimiento subterráneo local es el que alimenta el caudal básico de los cuerpos de agua y en consecuencia es el que mantiene el caudal perenne de los cauces.

La característica principal de la zona de estudio es la ausencia de cursos definidos, es una planicie inundable cubierta de lagunas poco profundas y bañados en los que el gradiente es tan bajo que la escorrentía no tiene una dirección preferencial.

El Sistema de las Encadenadas de Chascomús, el más estudiado, comprende las lagunas de Vitel (13 km<sup>2</sup>), Chascomús (30 km<sup>2</sup>), Adela (21 km<sup>2</sup>), Manantiales, del Burro (10.7 km<sup>2</sup>), Chis Chis (14.8 km<sup>2</sup>), Tablilla (16.7 km<sup>2</sup>), y Las Barrancas (8.85 km<sup>2</sup>). Todas ellas se comunican entre sí por medio de arroyos y con el río Salado a través del arroyo La Horqueta (figura IV.6.1). El río Salado, después de un recorrido tortuoso de 690 km en dirección sudeste, desemboca en la Bahía de Samborombón. Es un típico río de llanura, de régimen tranquilo y caudal variable (caudal medio 15 m<sup>3</sup>/seg).

## **Procesos geoquímicos que determinan la composición química de las Encadenadas de Chascomús.**

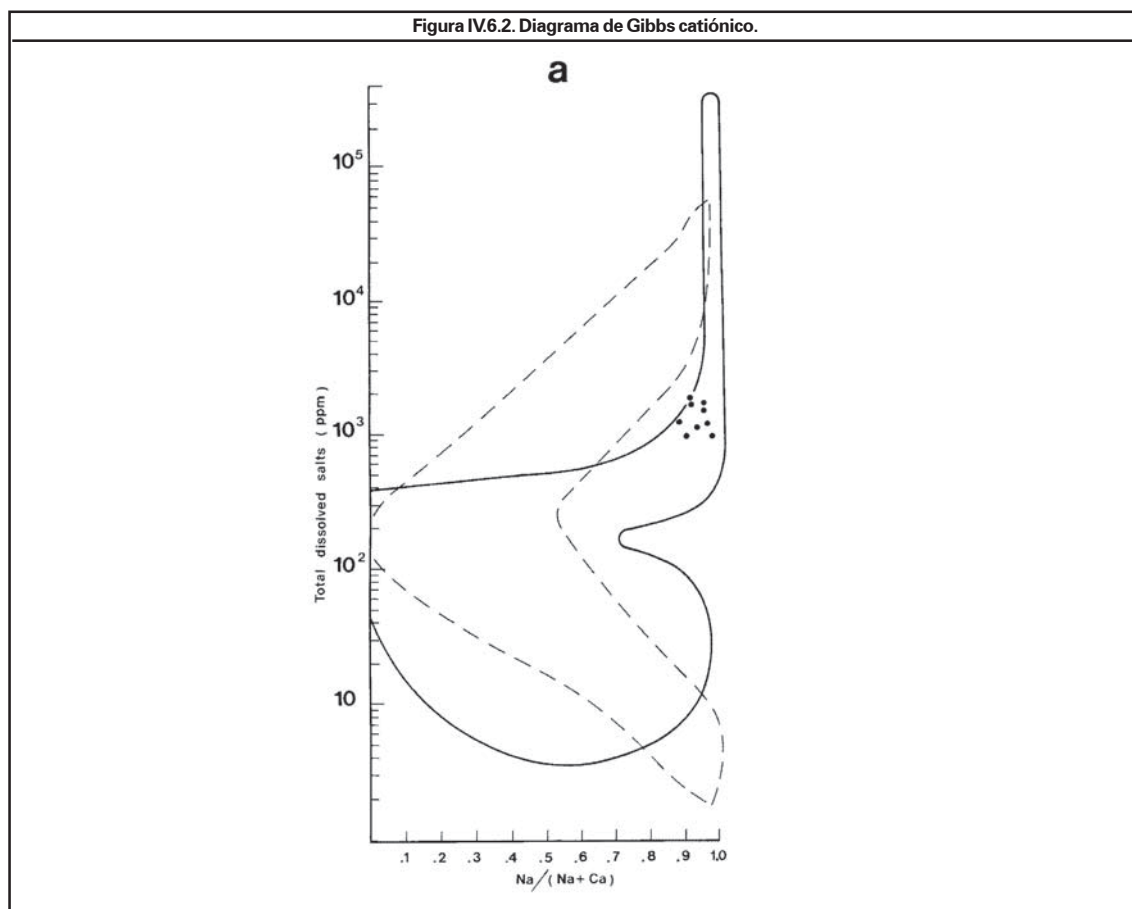
Los aportes hídricos que reciben las lagunas provienen de las precipitaciones atmosféricas, del escurrimiento superficial encauzado a través de arroyos, del escurrimiento no encauzado, en manto, y del agua subterránea,



llegando al punto que muchas de ellas son superficies freáticas al descubierto. Durante el año la evaporación resultante puede ser del mismo orden del volumen de la laguna y también las precipitaciones, es decir, estas lagunas son muy dependientes de los fenómenos meteorológicos, lo que impide que lleguen a un estado estacionario. A pesar de ello, muchas tienden a ser de régimen permanente, por lo que pueden alcanzar cierto grado de equilibrio.

Cuando se representan los valores de STD respecto a la relación en peso  $\text{Na}^+ / (\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+})$  para las aguas de las lagunas del Sistema de las Encadenadas de Chascomús, se observa (figura IV.6.2) que los datos caen fuera del boomerang de Gibbs, en una franja que va desde 0.85 hasta 1.0 de la relación  $\text{Na}^+ / (\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+})$  y STD variando entre 460 y 2,388 ppm. Esto implica que los procesos de meteorización y de cristalización- evaporación no pueden explicar por sí solos la composición química del agua de las lagunas.

Se puede observar que los meq/L de sodio son mayores que los de cloruros (figura IV.6.3) en las lagunas del Sistema de las Encadenadas, poniendo en evidencia que el sodio no proviene solamente de la disolución de halita. Si se calculan los meq/L de  $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$  y se comparan con los de  $\text{SO}_4^{2-} + \text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}$  se observa que hay un exceso de carga negativa. Sin embargo, si el calcio y el magnesio provinieran de la disolución de calcita, dolomita y yeso, debería haberse obtenido una relación 1:1. Para comprobar si el exceso de carga positiva se compensa con el de carga negativa, representamos  $\text{Na}^+ - \text{Cl}^-$  en función de  $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} - (\text{SO}_4^{2-} + \text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-})$  en meq/L (figura 4). Los resultados indican una buena correlación lineal ( $r = 0.97$ ) y pendiente

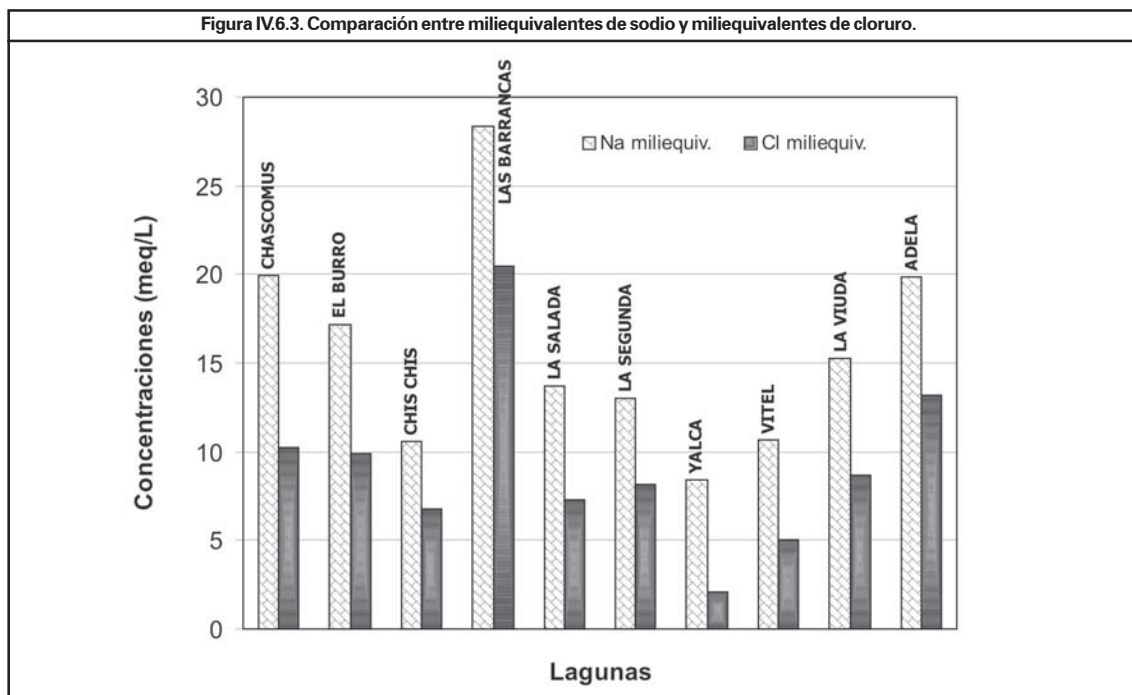


–0.95 cercana al valor de 1.0 esperado. Es evidente que debe haber tenido lugar un proceso de intercambio iónico en los sedimentos loésicos (de origen volcánico piroclástico y transportados por el viento a su lugar actual de deposición), entre el sodio absorbido por las arcillas y el calcio del agua, en la evolución del agua subterránea que constituye el caudal de base de las lagunas. Se analizó el loess pampeano en la zona de Chascomús, en particular, la fracción arcilla por difracción de rayos x, encontrándose 30% de montmorillonita (capacidad de intercambio catiónico 80 meq/ 100 g), 50% de illita, 10% de montmorillonita-illita interestratificada y 10 % de clorita y caolinita. Como resultado de dicho proceso, el agua se ha enriquecido en sodio, cambiando de un tipo bicarbonatado-cálcico a uno bicarbonatado-sódico. Estos resultados encontrados para las lagunas del Sistema de las Encadenadas de Chascomús pueden extenderse a otras lagunas pampásicas ubicadas en el litoral atlántico y en el sudoeste de la Provincia de Buenos Aires (Miretzky *et al.*, 2000; Fernández Cirelli *et al.*, 2000)

Un razonamiento enteramente similar al de los cationes puede hacerse respecto a los aniones. Cuando se representan los datos de la relación en peso  $\text{Cl}/(\text{Cl} + \text{HCO}_3^-)$  en función del STD en el diagrama de Gibbs, se observan que todos los valores caen en la zona del boomerang donde predominan los procesos de meteorización



Figura IV.6.3. Comparación entre miliequivalentes de sodio y miliequivalentes de cloruro.



y de cristalización- evaporación. El hecho de que no se observan desviaciones al diagrama de Gibbs para aniones, confirma el proceso de intercambio catiónico que sufre el agua subterránea.

En resumen, las características químicas de las lagunas del Sistema de las Encadenadas de Chascomús están determinadas por los siguientes procesos geoquímicos:

- a) meteorización de aluminosilicatos y calcita presentes en los sedimentos loésicos de la cuenca de drenaje;
- b) disolución de sedimentos de origen marino;
- c) intercambio catiónico entre el sodio de las arcillas y el calcio del agua;
- d) evaporación- cristalización fraccionada que lleva a la precipitación del carbonato de calcio y al aumento de sólidos totales disueltos.

Estos procesos geoquímicos serían comunes a otras lagunas pampásicas de la Provincia de Buenos Aires.

### Materia orgánica soluble

Las sustancias húmicas (polímeros ácidos, predominantemente aromáticos) son los constituyentes principales de la materia orgánica soluble en las aguas del sistema de las Encadenadas de Chascomús, las cuales provienen de la descomposición de plantas terrestres y acuáticas. Constituyen elementos de estudio para la comprensión del metabolismo y evolución de los cuerpos de agua, así como para analizar la biodisponibilidad y el ciclo de

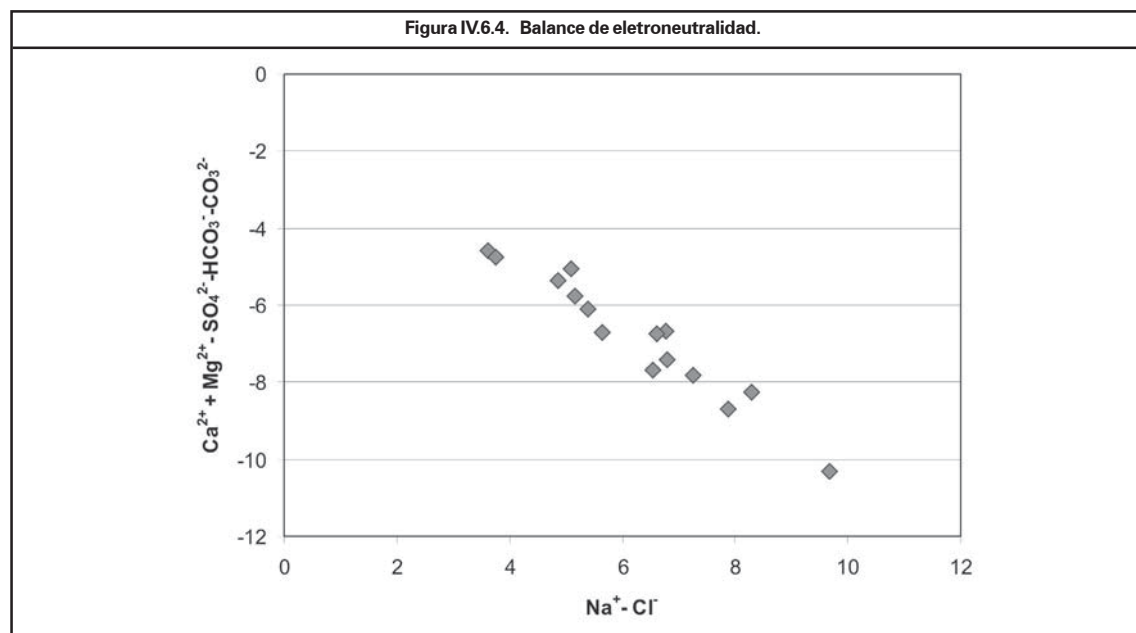
los contaminantes en estos ambientes. Los ambientes lénticos y lóticos de la Cuenca baja del Río Salado, por condiciones climáticas, hidrológicas y geomorfológicas, favorecen su formación.

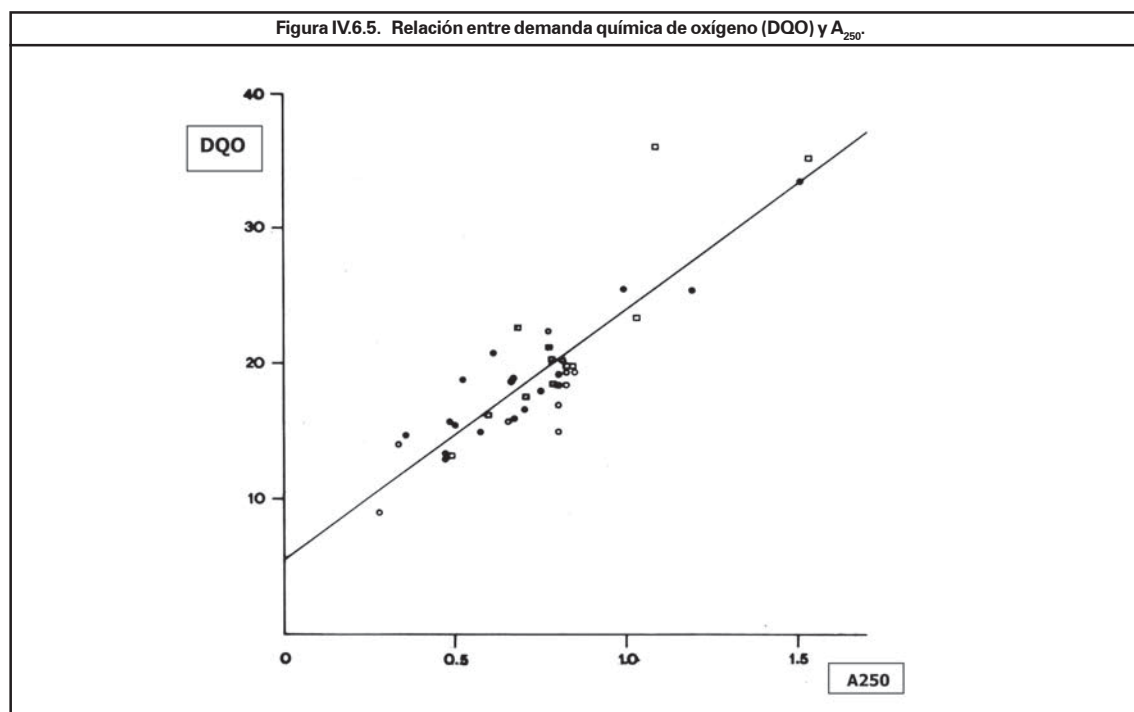
La materia orgánica soluble medida en términos de demanda química de oxígeno (DQO) en los sistemas lénticos y lóticos de la zona en estudio (figura IV.6.1) varía entre 13.3 y 35.8 mg O<sub>2</sub>/L, sin encontrarse diferencias significativas entre verano e invierno. El valor medio correspondiente a las lagunas fue de 19.1 mg O<sub>2</sub>/L, el de los arroyos de 21.9 mg O<sub>2</sub>/L, y el del río Salado de 17.5 mg O<sub>2</sub>/L. La figura IV.6.5 muestra la variación de la DQO con la absorbancia a 250 nm, longitud de onda normalmente usada para la determinación de sustancias húmicas (Wilson 1959; De Haan *et al.*, 1981). Hay que tener presente que las mediciones en el UV-visible son un método simple y rápido para la determinación de materia orgánica soluble y además permiten determinar la proporción relativa de ácidos húmicos y ácidos fúlvicos en sistemas acuáticos (Conzonno y Fernández Cirelli, 1988). Se encontró una buena correlación entre los dos parámetros ( $r = 0.881$ ) definiéndose la siguiente ecuación:

$$DQO = 18.55 A_{250} + 5.41 \quad [IV.6.1]$$

Por lo tanto, la simple medida de la absorbancia a 250 nm nos permite estimar la DQO sin necesidad de la determinación química. Por otro lado, debe tenerse en cuenta que la ecuación anterior puede ser utilizada independientemente de que se trate de un sistema léntico o lótico.

El grado de asociación intra e intermolecular de las sustancias húmicas depende de la salinidad y del pH (Hessen *et al.*, 1998). En estudios realizados con sustancias húmicas de la laguna de Chascomús y sus afluentes se verificó el incremento del tamaño molecular con el aumento de pH, mientras que un aumento de la fuerza iónica provoca una disminución del tamaño molecular (Conzonno y Fernández Cirelli, 1996). La distribución y dinámica de las sustancias húmicas, no sólo en sus aspectos cualitativos sino también cuantitativos, está relacionada con variables climáticas, hidrológicas y de composición química del agua. En periodos de





precipitaciones intensas aumenta la profundidad de la laguna, disminuye la salinidad y se produce la entrada de sustancias húmicas de elevado peso molecular provenientes de la cuenca de drenaje. En periodos secos, disminuye la profundidad de la laguna, aumenta la salinidad y la formación de carbonato de calcio. Este último produce absorción y coprecipitación de las sustancias húmicas de mayor peso molecular (Conzonno y Fernández Cirelli, 1988). Por otra parte, se apreció el aumento de la actividad y eficiencia de la producción primaria fitoplanctónica con el aumento de la concentración de ácidos húmicos, lo que implicaría la posibilidad de que estas sustancias actúen como estimulantes del proceso fotosintético (Conzonno y Fernández Cirelli, 1996).

El estudio de las sustancias húmicas ha adquirido especial atención en los últimos años en los ambientes acuáticos, tanto desde el punto de vista básico como aplicado, debido a la posibilidad de complejar metales, asociarse con metabolitos, y participar en reacciones redox y fotoquímicas. Se analizó la formación de complejos con cadmio y cromo de ácidos húmicos provenientes de la laguna del Burro, de baja influencia antrópica. Estos complejos afectan la biodisponibilidad y toxicidad de estos metales y, por otra parte, son modificados por irradiación ultravioleta (Conzonno *et al.*, 2001). Como ejemplo de interacción de sustancias húmicas con compuestos orgánicos polares, se estudió la interacción con hidratos de carbono. Se determinó la existencia de interacción, y que la misma se produce a través de puentes de hidrógeno, dipolo-dipolo y fuerzas de Van der Waals, pues dicha interacción es lo suficientemente débil para permitir la disponibilidad de los hidratos de carbono para la microflora. La naturaleza polar de la interacción se comprobó con la disminución del pH, debido a que la misma es mayor cuando los carboxilos e hidroxilos presentes en las sustancias húmicas se encuentran disociados (Conzonno y Fernández Cirelli, 1996).

 BIBLIOGRAFÍA

- Appelo, C.A.J. y D. Postma (1993). *Geochemistry, Groudwater and Pollution*. Róterdam, Balberra.
- Baird, C. (2001). *Química Ambiental*. Editorial Reverté S.A., España,
- Berner, E.K.; y R.A. Berner (1987). *The global Water Cycle-Geochemistry and Environment*. Englewood Cliffs Prentice Hall, New Jersey.
- Branco, S.M. y R.L.L. Porto (Org.) (1991) *Hidrologia Ambiental*. V. 3. São Paulo: USP/ABRH.
- Buchman, M.F. (1995). NOAA screening quick reference tables. Seattle: Coastal Protection and Restoration Division, National Oceanic and Atmospheric Administration, [NOAA HAZMAT Report 99-1].
- Carvalho, I. G. (1995). *Fundamentos da Geoquímica dos procesos exógenos*. Salvador. Bureau Gráfica e Editora Ltda,
- Casarini, D. C. P. et al. (2001). *Relatório de Estabelecimento de Valores Orientadores para solos e águas subterrâneas do Estado de São Paulo*. São Paulo. CETESB.
- Cauduro, F. A., Dorfman, R. (1991). *Manual de Ensaios de Laboratório e de Campo para Irrigação e Drenagem*. Porto Alegre. IPH-UFRGS.
- Chapelle, F. H. (1993). *Ground-water Microbiology and geochemistry*. Jonh Wiley and Sons Ed. New York.
- Companhia de tecnologia de saneamento ambiental-CETESB (1992). *Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo*. São Paulo. CETESB.
- Conzonno, V. y A. Fernández Cirelli (1988). "Soluble humic substances from Chascomús Pond (Argentina). Factors influencing distribution and dynamics", *Arch. Hydrobiol.* 111: 467-473.
- Conzonno, V.; P. Miretzky y A. Fernández Cirelli (2001). "The impact of man made hydrology on the lower stream bed of the Salado River drainage basin (Argentina)", *Environmental Geology*. 40: 968-972.
- Conzonno, V. y A. Fernández Cirelli (1996). "Humic Substances and phytoplankton primary production in Chascomús Pond (Argentina).

- Facts and speculations", *Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral*. 27:35-42.
- Custodio, E. y M. R. Llamas (1976). "Principios generales del movimiento de agua en medios porosos. Ley de Darcy", en *Hidrología Subterránea*. 1ª Edición. Ediciones Omega, S.A., Barcelona.
- De Haan, H.; T. de Boer; H. Kramer y Voerman (1982). "Applicability of light absorbance as a measure of organic carbon in humic lake water", *Water Res.* Volumen 16, 1047-1050.
- Dias, C. L.; D. C. P. Casarini (1996). *Gerenciamento da qualidade de solos e águas subterrâneas*. Relatório Técnico de viagem à Holanda. São Paulo. CETESB.
- Domenico, P. A. y F. W. Schwartz (1990). *Physical and Chemical Hydrogeology*. John Wiley and Sons, New York.
- Drever, J. I. (1988). *The Geochemistry of Natural Waters*. Englewood Cliffs, Prentice Hall, New Jersey.
- Environment Canada (2002). *Canadian Environmental Quality Guidelines*. Quebec: National Guidelines Standards Office
- Fernández Cirelli, A.; P. Miretzky y V. Conzonno (2000). *Características químicas de las lagunas pampásicas*. Primeras Jornadas sobre Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos. Junín (Provincia de Buenos Aires).
- Fetter, C. W. (2001). *Applied Hydrogeology*. Prentice-Hall Inc., New Jersey.
- Gibbs, R. (1970). "Mechanisms controlling world water chemistry", *Science* 170: 1088-1090.
- Hessen, D.O. y L. J. Tranvik (Eds.) (1998). *Aquatic humic substances*. Springer, Alemania.
- Kehew, A. E. (2001). *Applied Chemical Hydrogeology*. Prentice-Hall Inc. New Jersey.
- Kilham, P. (1990). "Mechanisms controlling the chemical composition of lakes and rivers: Data from Africa", *Limnol. Oceanogr.* 35 (1) 80:83.
- Langlier, W. F. (1936). "The analytical Control of Anticorrosion Water Treatment", *American Water Works Association Journal*. Núm. 28: 1500-1521.

- Livingstone, D. (1963). "Chemical composition of rivers and lakes", *US Geol Surv Prof Paper*. 440 G, pp.1-63.
- Lloyd, J. W. (1999). *Water resources of hard rock aquifers in arid and semi-arid zones*. Studies and Reports in Hidrogeology. UNESCO, Francia.
- Manahan, S. E. (1993). *Fundamentals of Environmental Chemistry*. Lewis Publishing, Boston.
- Manahan, S. (1991). *Environmental Chemistry*. Tomo I. 5<sup>th</sup> ed. Lewis Publishers, USA.
- Mestrinho, S. S. P. (1994). "Fundamentos da hidrogeoquímica", en *Congresso Latino Americano de Hidrologia Subterrânea*. Curso Pré-congresso. ALHSUD, Santiago.
- Mestrinho, S. S. P. (2001). *Geoquímica e Contaminação de Águas Subterrâneas*. Natal. Secretaria de Recursos Hídricos do Rio Grande do Norte, Brasil.
- Ministerio de la Salud Portaria (2004). "Establece los procedimientos y responsabilidades relativos al control y vigilancia de la calidad del agua para consumo humano y criterios de potabilidad, y otras cuestiones", en *n. 518/GM*, 25 de marzo. <<http://portal.saude.gov.br/saude/>>. Marzo.
- Miretzky P.; V. Conzonno y C. Fernández Cirelli (2000). "Hydrochemistry of pampasic ponds in the lower stream bed of Salado River drainage basin, Argentina", *Env. Geol.* 39: 951-956.
- Pepper, I.L.; Ch. Gerba y M. L. Brusseau (Eds.) (1996). *Pollution Science*. Academic Press, UK.
- Rebouças, A. da C.; B. Braga y J. G. Tundisi (Coord.) (2002). *Águas Doces do Brasil: Capital Ecológico, Usos e Conservação*. 2a ed. Escrituras Editora e Distribuidora de Livros Ltda. São Paulo.
- Ribera, F. y A. Gurgú (1999). "Els recursos convencionals. Aigües subterrànies, en *Recursos d'aigua*. Editado por M. Salgot, X. Sánchez y A. Torrens. Fundació Agbar, Universitat de Barcelona, Barcelona.
- Schwarzenbach, R.P.; P. M. Gschwend y D. M. Imboden (1993). *Environmental Organic Chemistry*. John Wiley & Sons, Inc., USA.

## SECCIÓN IV. HIDROQUÍMICA Y CALIDAD DEL AGUA

Stumm, W. y J. J. Morgan (1995). *Aquatic Chemistry*. 3rd. ed., John Wiley & Sons, Inc. USA.

Theelen, R.M.C. y A. G. Nijhof (1996). *Dutch Methodology of risk assessment of contaminated soils: human health and ecosystem*. Deventer. Tauw Milieu.

Vrom. Ministry of Housing (1994). *Spatial Planning and Environment. Intervention values and target values: soil quality standards*. The Hague. VROM,

Wetzel, R. (1983). *Limnology*. 2nd ed. Saunders, Philadelphia.

Wilson, A. (1959). "Determination of fulvic acids in water", *J. Appl. Chem.* Volumen 9: 501-510.

## SECCIÓN V



*Sistemas de  
utilización  
de recursos  
hídricos*





# Introducción

Cuando se trata de obtener recursos del ciclo del agua, las mejores oportunidades nacen de la consideración del conjunto de recursos de agua (superficiales, subterráneas, residuales tratadas, desalinizadas, etc.), en sus circunstancias naturales o modificados por obras hidráulicas, para asignar objetivos de puesta a disposición de agua en cantidad y calidad, en su lugar y tiempo, respetando restricciones técnicas, económicas y legales; y también políticas y culturales, y salvaguardando el medio ambiente. Es lo que se denomina *uso conjunto*, que está muy relacionado con los conceptos de *utilización racional* y *gestión* de los recursos de agua, y con la adecuación de la demanda de agua.

Esta idea básica es fundamental a la hora de abordar el estudio de los sistemas de recursos hídricos, ya que es imposible llevar a cabo tal estudio sin tener presente todas estas facetas.

En esta sección se presenta una breve descripción, dentro del marco del uso conjunto de los recursos hídricos, de cuáles son los sistemas de utilización del agua, como un aspecto en particular a estudiar que tiene como fin último dotar de agua con la calidad y cantidad adecuada. Entre los diversos usos existentes se dará especial atención al urbano, agrícola e industrial, que son los usos que requieren de mayores volúmenes.

Hay que tener en cuenta que los conflictos entre usuarios que compiten por el agua son habituales en la actualidad. El despilfarro de los recursos hídricos y su pésima gestión han provocado a menudo el agotamiento de sus existencias, la disminución de volúmenes de agua almacenados en acuíferos y la reducción de la superficie de lagos y de los caudales en ríos hasta niveles ecológicamente peligrosos; todo ello como consecuencia de una gestión del agua fragmentada.



# Capítulo V.1. Sistemas de utilización del agua: urbano, agrícola e industrial

Los recursos hidráulicos son bienes de alto valor para la promoción del bienestar de una sociedad. El agua es un bien de consumo final o intermedio en casi la totalidad de las actividades humanas. Con el aumento de la intensidad y variedad de estos usos, ocurren conflictos entre los usuarios. Una forma eficiente de evitar y administrar estos conflictos es la gestión integrada del uso con el objetivo de llevar a cabo el control y conservación de los recursos hidráulicos. Esto involucra una gran diversidad de objetivos (económicos, ambientales, sociales, etc.), de usos (irrigación, generación de energía, abastecimiento, etc.) y alternativas. En este marco, la planeación de los recursos hidráulicos surge como una actividad compleja, que implica gran número de disciplinas y que debe ser aplicado por equipos multi e interdisciplinarios.

## Ingeniería de recursos hidráulicos

La Ingeniería de los recursos hidráulicos integra un proceso de formación de capital, en el cual el recurso natural básico es el agua. Cuando el patrón espacial de disponibilidad de agua –es decir, la distribución de los lugares donde el agua se encuentra disponible– no está en sintonía con el patrón espacial y temporal de las necesidades de los centros de consumo –la distribución de los lugares donde existen necesidades relacionadas con los recursos hidráulicos–, la solución para la satisfacción de las necesidades, en su totalidad, es la búsqueda de agua en otros lugares donde esté disponible. Por el contrario, cuando el problema es el exceso hidráulico, la solución se encuentra en la construcción de canales, fosas u otras estructuras que desvíen parte de las aguas hacia lugares donde puedan ser almacenada adecuadamente. En todas las situaciones anteriores, el patrón espacial y temporal de disponibilidad hidráulica fue alterado para hacerlo coincidir con el patrón espacial y temporal de las demandas.

Existe también la posibilidad de que la suma de las disponibilidades en un determinado periodo del tiempo sea suficiente para satisfacer la suma de las necesidades en el mismo periodo, en lo referente sólo a cuestiones cuantitativas. Sin embargo, existen subperiodos internos al periodo mencionado en los cuales esta situación no ocurre y existe carencia de agua. En este caso, también existirán subperiodos con exceso de agua. La solución del problema anterior se encontraría, como lo fue anteriormente, a través de la búsqueda de fuentes de agua en otros lugares. Estas fuentes serán utilizadas durante los subperiodos de escasez. Otra posibilidad es crear y explorar reservas de agua o depósitos.

Una reserva tiene por objetivo el almacenamiento del agua (o formación de reservas) en los subperiodos de exceso de agua y el uso de estas reservas previamente formadas en los subperiodos de escasez. Esto podrá suavizar los efectos de los excesos de agua, así como las sequías, que ocurren en las estaciones hidrológicas

## SECCIÓN V. SISTEMAS DE UTILIZACIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

húmedas y secas, respectivamente. De esta forma, el patrón temporal de disponibilidad de agua puede ser alterado de tal manera que se adecue al patrón temporal de las necesidades.

El patrón cualitativo de los recursos hidráulicos, así como el cuantitativo, debe ser objeto de consideración y de adecuación a las disponibilidades y necesidades. El patrón cualitativo está vinculado intrínsecamente con el patrón cuantitativo. Por ejemplo, la contaminación de las aguas de un río por el vertido de aguas residuales puede ser atenuada mediante el tratamiento de esta agua, como por el aumento de las entradas de agua que pueden diluir los contaminantes.

Concluyendo, la función de la Ingeniería de los recursos hidráulicos es adecuar los patrones de disponibilidad cualitativa y cuantitativa a los patrones de las necesidades hidráulicas.

### Usos del agua

Los usos de los recursos hidráulicos se han intensificado con el desarrollo económico, tanto en lo referente al aumento de la cantidad demandada para una determinada utilización, como en lo que se refiere a la variedad de estos usos. Originalmente, el agua era usada principalmente para saciar la sed, para usos domésticos, cría de animales y para usos agrícolas a partir del agua de lluvia y, menos frecuentemente, mediante irrigación. En la medida en que la civilización se desarrolló, otros tipos de usos fueron surgiendo, iniciándose una disputa de los recursos hidráulicos, muchas veces escaso, y generando conflictos entre los usuarios. En la tabla V.1.1 se presentan las principales categorías de usos del agua.

**Tabla V.1.1. Principales categorías del uso del agua (adaptada de las Naciones Unidas, 1976).**

<b>1. Infraestructura Social</b>
Uso consuntivo: saciar la sed, usos domésticos, usos públicos
Uso no consuntivo: navegación, recreación, uso ambiental.
<b>2. Agricultura y acuicultura</b>
Uso consuntivo: agricultura, pecuaria, irrigación
Uso no consuntivo: piscicultura, uso de estuarios en actividades productivas.
<b>3. Industria</b>
Uso consuntivo: procesamiento industrial, enfriamiento, transporte hidráulico
Uso no consuntivo: minería, hidroelectricidad.
<b>4. En todas las clases de uso</b>
Uso no consuntivo: transporte, dilución y depuración de vertidos líquidos.
<b>5. Conservación y preservación</b>
Uso no consuntivo: consideración de valores de opción, de existencia o intrínsecos.

Los usos se encuentran divididos en tres clases:

1. **Infraestructura social:** se refiere a usos generales para la sociedad, en los cuales el agua entra como un bien de consumo final.

2. **Agricultura, forestal y acuicultura:** se refiere a los usos del agua como bien de consumo intermedio orientado hacia la creación de condiciones ambientales adecuadas para el desarrollo de especies animales o vegetales de interés para la sociedad.

3. **Industria:** usos en actividades de procesamiento industrial y energético, en los cuales el agua entra como un bien de consumo intermedio.

Con respecto a la forma de utilización existen dos posibilidades:

1. **Uso consuntivo:** se refiere al uso que retira el agua de su fuente natural disminuyendo su disponibilidad, espacial y temporalmente.
2. **Uso no consuntivo:** se refiere al uso que devuelve prácticamente la totalidad del agua utilizada a la fuente de abastecimiento, pudiendo darse alguna modificación en su patrón temporal de disponibilidad y también en su calidad.

A continuación se presentan algunas consideraciones sobre las diversas categorías de usos de agua.

### • **Uso en infraestructura social**

El uso del agua para saciar la sed y los usos domésticos y públicos se refieren a aquellos que son atendidos por sistemas de distribución de agua. Estos sistemas son dimensionados para atender las demandas que dependen directamente de la población que es atendida. La proyección de la población determina la estimación de la demanda. El abastecimiento puede ser realizado a partir de manantiales, ríos o lagos, o a partir de acuíferos. En el caso de ríos, como el régimen fluvial es variable, las condiciones críticas de abastecimiento surgirán en la estación de sequía.

Cuando la disponibilidad del agua en el abastecimiento sea inferior a la demanda, podría construirse un sistema de regularización. Su objetivo sería almacenar el agua durante la estación húmeda, para de este modo obtener unas reservas hidráulicas que complementarán la disponibilidad de agua durante la estación de sequía. Un lago natural ya es una reserva de regularización que, no obstante, podría ser ampliado para aumentar su capacidad de almacenamiento bajo la óptica de atención de las demandas.

Los acuíferos son reservas naturales que presentan un régimen de disponibilidad hidráulica prácticamente constante, cuando no son sometidos a sobreexplotación. Ese término designa la situación en que se extrae más agua de un acuífero subterráneo de la que corresponde a su recarga natural, lo que ocasionará la disminución de la disponibilidad hidráulica.

Los criterios de calidad del agua para los sistemas de abastecimiento son muy exigentes, lo que determina, en general, el tratamiento de las aguas, previo a su distribución y consumo, en plantas potabilizadoras. Las aguas subterráneas pueden ofrecer una alternativa cualitativamente más adecuada, ya que la contaminación de acuíferos subterráneos en comparación con los ríos o lagos es más difícil, a pesar de que la descontaminación de estos ríos y lagos sea relativamente más fácil. De allí la necesidad estratégica de preservar de manera cualitativa los acuíferos, que son la reserva hidráulica para las futuras generaciones. Esta actividad de preservar ha tenido una gran relevancia en regiones industrializadas y con alta densidad demográfica, ya que presentan una alta demanda y un alto potencial de contaminación.

El uso de agua en las zonas urbanas genera aguas residuales que pueden ser conducidas a sus destinos finales por medio de un sistema de drenaje sanitario o alcantarillado. Estos sistemas pueden ser tan simples como lo son las fosas sépticas, que representan un alto riesgo de contaminación para los acuíferos, o tan complejos que exigen la recolección y transporte de los fluidos en redes de drenaje hasta una Planta de Tratamiento de Aguas Residuales para, finalmente, ser vertidas de regreso al río o a otros cuerpos del agua. El grado de eficiencia del tratamiento de las aguas residuales determinará la contaminación que provocará este vertido en el cuerpo de agua. Un problema que ocurre con gran frecuencia, deriva de la ausencia o del tratamiento inadecuado de las aguas residuales. Esto provoca la contaminación de las aguas superficiales, con el consecuente aumento del costo de abastecimiento para los usuarios, bien sea por

## SECCIÓN V. SISTEMAS DE UTILIZACIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

la necesidad de tratamientos de agua más complejos, o bien por la necesidad de buscar otras fuentes de abastecimiento.

### • **Uso agrícola y pecuario**

Los usos de agua en la agricultura y la actividad pecuaria se da en zonas rurales, en donde pueden existir pequeños sistemas de abastecimiento sin ninguno o con un simplificado sistema de tratamiento. La cuantificación de la demanda puede ser realizada en función de la intensidad de la actividad agrícola, y del número de personas involucradas y de cabezas de animales. La irrigación tiene lugar con el objetivo de suplir la oferta natural de agua, la cual tiene lugar en el periodo de lluvias. En regiones áridas o semiáridas, esta irrigación puede ser la única fuente de abastecimiento para los cultivos. Dimensionar las necesidades de agua para irrigación es un proceso complejo que exige la realización de balances hidroagrícolas que tienen en consideración el clima, el suelo, los cultivos, los métodos de irrigación y el área cultivada. Debido a las grandes demandas hidráulicas resultantes no es, en general, económicamente eficiente pensar en un tratamiento del agua.

La piscicultura y el manejo de estuarios para actividades productivas son usos no consuntivos, en los cuales se generan o preservan condiciones para el desarrollo de especies con valor comercial. En el caso de la piscicultura, se puede explotar el ambiente natural, o crear lagos o estanques de peces donde se reproducen las condiciones ideales para las especies criadas. En el caso de los estuarios, se aprovechan las condiciones especiales del contacto entre agua dulce y salada.

### • **Uso industrial**

El uso del agua en la industria puede tener varios objetivos: el enfriamiento de procesos con generación del calor; como fuente de energía hidráulica o para generar vapor con altas presiones con el objetivo de generar energía eléctrica; como elemento de separación o de dilución de partículas en mineralización; como insumo en un proceso industrial y; finalmente, como medio fluido para el transporte. Con excepción de la generación de energía en hidroeléctricas, existen siempre pérdidas de agua en todos los demás procesos, sean éstas por evaporación o por agregación al producto, por lo que el agua es un consumible para la industria. La demanda hidráulica depende de la cantidad de bienes de consumo final que son producidos. Pueden existir restricciones desde el punto de vista cualitativo en los procesos de enfriamiento y generación de vapor, y cuando el agua entra como insumo en el proceso industrial.

### • **Uso en navegación**

El uso en navegación se relaciona con sistemas de hidrovías, los cuales tienen por objetivo permitir el transporte fluvial. La capacidad de transporte es técnica y económicamente establecida por la anchura del canal de navegación y, principalmente, por su profundidad. Lo anchura y la profundidad natural pueden ser ampliadas por dragados y derrumbamientos del lecho de los ríos. Como el régimen de escurrimiento de los ríos es variable, la profundidad en cada sección fluvial varía a lo largo del tiempo, y es crítica durante la sequía. Para aumentar esta profundidad se puede construir, aguas arriba, un sistema de regularización, con el objetivo de emplear las reservas de agua durante la sequía. Otra alternativa es la construcción de presas de navegación, con el objetivo de elevar el nivel del agua. Ambas obras exigen la existencia de compuertas de navegación para permitir que los barcos circulen por el cauce fluvial. Los aspectos cualitativos no son relevantes para este uso.

### • **Uso recreacional y ambiental**

En este caso los aspectos cualitativos son tan o más importantes que los de orden cuantitativo. Aún en las situaciones en que no haya contacto directo con el agua, como es la cuestión paisajista, las exigencias cualitativas son muy estrictas.

### • **Transporte, dilución y depuración de vertidos**

En gran parte de las actividades humanas, y específicamente en aquellas que usan el agua, existe la generación de residuos. El agua puede ser usada como medio de transporte de esos residuos, así como para su dilución y depuración. En esos procesos de depuración, el agua entra como un vehículo para ciertas sustancias como es el caso del oxígeno, fundamental para el desarrollo de microorganismos aeróbicos, que transforman los residuos en sustancias estables.

La capacidad de mantenimiento de este proceso de depuración en cuerpos de agua, está relacionada con la cantidad de oxígeno que existe en la masa de agua, la cual es limitada y depende de la temperatura del medio. El proceso de oxigenación está propiciado por las turbulencias en la interfase aire agua (por lo tanto aumenta de intensidad en cascadas o tramos fluviales agitados) como también por la actividad fotosintética de algas y macrófitos sumergidos.

El vertido continuo de residuos oxidables en el agua puede dar lugar a una demanda acelerada de oxígeno para su oxidación biológica, que eventualmente puede ser superior a la tasa de reoxigenación. Bajo este desequilibrio, se agota el oxígeno y desaparecen las formas de vida dependientes de él, incluyendo peces. También cesa el proceso de degradación aeróbico y, en su lugar, surgen condiciones anaeróbicas, las cuales generan alteraciones substanciales en el ecosistema, en el caso de que persista el desequilibrio. Estas alteraciones son percibidas como *contaminación*, pero representan únicamente una adaptación a las condiciones vigentes, ya que el proceso de degradación anaeróbica de los residuos continúa hasta establecerse un nuevo equilibrio.

Este uso del agua, cuando se tiene en cuenta la capacidad de asimilación del medio hidráulico y no se produce el desequilibrio mencionado, no ocasiona contaminación y por tanto tampoco los costos sociales y ambientales consecuentes de ella.

Otras formas de vertidos son aquellos que contienen sustancias tóxicas, carcinogénicas, teratogénicas y mutagénicas, en cuyo caso la capacidad de asimilación de los cuerpos de agua es baja o nula. Estas sustancias causan daños ambientales y sociales, muchas veces irreversibles, los cuales son frecuentemente identificados a largo plazo, cuando ya no pueden ser penalizados los causantes y tampoco se pueden tomar medidas mitigadoras.

### • **Usos destinados a la conservación y preservación del ambiente natural**

Los usos referentes a la conservación y preservación pertenecen a una categoría más compleja de demandas de la sociedad moderna, relacionadas con sus vínculos con el ambiente natural. Hasta ahora se han tratado aquellas actividades que suponen la apropiación de los recursos hidráulicos, en las cuales este recurso ambiental tiene un valor de uso. Existen otros tipos de valores sociales que deben ser considerados en la Ingeniería de Recursos Hidráulicos, los cuales se definen a continuación.

El valor de opción del agua es un valor derivado de su uso potencial para la promoción del bienestar de la sociedad. Se contrapone al valor del uso, puesto que éste se refiere al uso que se da al agua en un momento



## SECCIÓN V. SISTEMAS DE UTILIZACIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

dado, mientras aquel, a un uso probable que podría ocurrir en el futuro. Esta clase de valores puede ser asociada a la estrategia de preservación de opciones de uso, considerándose la incertidumbre inherente a largo plazo, futuro en el cual podrían cambiar ciertos bienes relacionados con el agua y su valor social. Tal situación podría darse cuando se considere la preservación de un estanque en virtud de su diversidad biológica, como fuente de posibles riquezas en el futuro.

Los valores de existencia de un ambiente hidráulico son aquellos establecidos por la sociedad con base en su "no uso", para de este modo obtener una satisfacción social por la simple existencia del bien ambiental. Por ejemplo, la conservación de un río en su estado natural localizado en una región, podría suponer un valor de existencia derivado de la satisfacción social generada por su preservación en estado natural.

El valor intrínseco es una cualidad que se puede dar en un ambiente hidráulico independiente de la atribución que le puede dar el ser humano. Esta atribución de valor niega la hipótesis de que solamente tiene valor aquello a lo cual el ser humano considera como valioso. Con base en este concepto, se afirma que todos los seres, bióticos y abióticos, tienen valores intrínsecos, independientemente de su utilidad para el ser humano, o por el valor que se les atribuye. En esta clase de valores emergen cuestiones filosóficas y de ética ambiental de gran complejidad que son tratadas por Pierce y Turner (1991).

### Uso múltiple

En el pasado, las pequeñas demandas hidráulicas podrían ser atendidas con la disponibilidad natural sin mayores inversiones que las exclusivamente necesarias para su captación, de ahí que el desarrollo económico fue más intenso en las regiones de relativa abundancia en recursos hidráulicos. El incremento poblacional, ligado al propio desarrollo económico, acabó por reducir la disponibilidad hidráulica en algunos lugares y volver atractivas otras regiones que no tenían suficientes recursos hidráulicos, por lo que fue necesario realizar mayores inversiones para obtenerlos.

La sociedad moderna amplió considerablemente la diversidad de usos del agua, lo cual se volvió complejo con la aparición de conflictos por demandas de agua. Por ejemplo, en las regiones industrializadas, de explotación minera y de concentración poblacional, existe una degradación de los recursos hidráulicos originándose una serie de problemas con aquellos usuarios que demandan mejores condiciones cualitativas del agua.

El uso del agua puede ser inicialmente dirigido a cubrir las demandas particulares a través de proyectos que se orientan hacia la atención de un propósito único.

Por ejemplo, en una región en la cual se establece un proyecto de irrigación se puede dar el caso de que debido al efecto multiplicador (o a los beneficios secundarios) de este proyecto (en algún tiempo), habrá la necesidad de satisfacer diversas demandas hidráulicas de otra naturaleza, inducidas por el proyecto; como puede ser el abastecimiento doméstico, navegación, control de inundaciones, de sequías, de la contaminación, etc. Después, en un período más avanzado del desarrollo económico de la región, existirán presiones para que el sistema sea empleado atendiendo a múltiples propósitos. Esto no impide que un proyecto pionero de desarrollo regional contemple, desde el inicio, diversas aplicaciones. Por ejemplo, un proyecto de irrigación que prevea una vía navegable para la distribución de la producción, una pequeña hidroeléctrica para proveer de energía a las bombas de rebombeo, y un parque industrial, de primera generación, para procesar la producción agrícola, entre otros. Todo eso, sin dejar de lado el abastecimiento doméstico de agua y de energía eléctrica a los agricultores.

Sin embargo, comúnmente debido al mal funcionamiento de las estructuras institucionales organizadas por sectores de la economía, los diversos destinos finales del agua estarán considerados independientemente por un sistema de recursos hídricos no integrado. En este caso, el sector energético utilizaría sus hidroeléctricas, el agrícola sus distritos de irrigación, el de transporte sus hidrovías, etc. La operación de esos sistemas no integrados se desarrollaría sin contratiempos hasta llegar a un periodo de uso intenso de los recursos hídricos lo que provocaría conflictos entre los diversos usuarios del agua. Ante esta situación, surge la necesidad de armonizar los diversos usos y sistemas, por medio de reglamentos y por la expansión de la oferta; y todo ello sobre la base de un sistema de gerencia integrada, de forma que se consiga ampliar o adecuar las disponibilidades hídricas con las diversas demandas.

Los conflictos por el uso del agua se pueden clasificar en:

1. Conflictos en relación con el destino del uso: esta situación ocurre cuando el agua es utilizada para otros destinos y no para aquellos establecidos por decisiones políticas, fundamentadas o no en los deseos sociales que reservaría el agua para la atención de las demandas sociales, ambientales y económicas. Por ejemplo, el uso del agua de las reservas ecológicas para irrigación.

2. Conflictos en relación con la disponibilidad cualitativa: situación típica en ríos contaminados. Existe un círculo vicioso en estos conflictos, pues el consumo excesivo de agua reduce la cantidad de agua después del tiempo de lluvias, deteriorando la calidad de las aguas por el vertido de contaminantes, aguas que ya estaban comprometidas *a priori*. Esta contaminación da lugar, a su vez, a que el agua se vuelva aún más inadecuada para el consumo.

3. Conflicto en relación con la disponibilidad cuantitativa: Situación que es consecuencia del agotamiento de la disponibilidad cuantitativa, debido al uso intensivo. Ejemplo: el uso intensivo de agua para irrigación impide que otro usuario la capte, ocasionando, en algunos casos, el agotamiento de las reservas hídricas. Este conflicto puede ocurrir también entre dos usos no consuntivos cuando por ejemplo en la operación de una hidroeléctrica se establecen fluctuaciones en los niveles de agua, lo cual ocasiona prejuicios a la navegación.

Conjuntamente con estos conflictos se agudiza el problema de abastecimiento, particularmente en las regiones semiáridas, cuando se producen incrementos de las demandas hídricas debido al aumento de la población. Otro problema es el control de inundaciones que es imperativo en las regiones que sufrieron los efectos simultáneos de la urbanización no planeada, de la impermeabilización del suelo y de la invasión de la llanura de inundación de los ríos, así como del manejo inadecuado del suelo, lo cual ocasionó la acumulación de sedimentos obstruyendo el cauce del río.

El nivel de apropiación de los recursos hídricos, en gran parte de las regiones del mundo, ha alcanzado un nivel en que los conflictos de uso ya se han podido detectar en áreas más desarrolladas o con mayor escasez de agua. Además existen otros problemas relacionados con la calidad del agua en zonas intensamente urbanizadas e industrializadas, donde también existen conflictos cuantitativos.

Se concluye, por lo tanto, que el uso múltiple de los recursos hídricos podría ser una opción inicial, pero también es una consecuencia natural del desarrollo económico. La integración armónica de estos usos es la única opción existente y cuya única alternativa es la aparición de conflictos entre los usuarios.



# Capítulo V.2. Modelación cartográfica de sistemas de utilización

En el epígrafe anterior se señalaba que uno de los grandes desafíos ambientales de la actualidad reside en la capacidad de comprender las interrelaciones entre el recurso natural y la presión ejercida por el ser humano (presión socioeconómica). Para comprender esta relación es necesario evaluar o cuantificar, de alguna forma, cuál ha sido la evolución de la acción del hombre en una cuenca hidrográfica. En este contexto, la planeación de los recursos hídricos debe formar parte de un amplio proceso de planeación ambiental, en el cual solamente se podrán tener expectativas de conseguir la unidad de la región si se logra una organización espacial de las fuerzas que interactúan en la cuenca hidrográfica.

Para que la planeación y la administración de los recursos hídricos pueda ser aplicada de forma racional y dinámica, es necesario contar con información sistematizada y, sobre todo, con sistemas que articulen esta información de forma tal que se pueda procesar con el objetivo de que esta información sea una ayuda para aquellas intervenciones que quizá sean necesarias efectuar para obtener una adecuada gestión de la cuenca, así como para prevenir y controlar los procesos naturales o inducidos por la acción del hombre en las cuencas hidrográficas y sus respectivas variaciones espaciales y temporales.

Por lo anterior, la sistematización de la información, asociada, directa o indirectamente, a la cuestión del agua, tiene un papel fundamental entre otras tantas actividades que son urgentes en la tarea de organización del sector. En este contexto es donde se insertan los sistemas de información de recursos hídricos.

## Definiciones del tipo de información geográfica necesaria en el contexto de una Cuenca hidrográfica

La definición del espacio es una de las tareas más difíciles para los especialistas. El espacio ha sido discutido en diferentes áreas del conocimiento bajo diversos enfoques. Cada área le atribuye una dimensión, valor y significado determinados. Son innumerables las categorías de análisis: espacio-físico, espacio-distancia, espacio-suelo, espacio-imagen, espacio-símbolo, espacio-soporte, espacio-valor, espacio-social, etc.

Cualquiera que sea el enfoque de las discusiones sobre la naturaleza y el objetivo que se busca a la hora de llevar a cabo una planeación, siempre es necesario almacenar información sobre  $i$  propiedades (tales como temperatura, altitud, densidad de la población, etc.) para que se tenga un banco de datos con todas las características disponibles de un determinado lugar (que puede ser una cuenca hidrográfica, río, lago, calle, barrio, zona, área, cuadra, etc.), conforme a un vector-línea como el siguiente:

$$(a_{11} \ a_{21} \ a_{31} \ \dots \ a_{i1}) \quad [V.2.1]$$

Además, con una columna se puede almacenar información del mismo elemento; pero variando la localización en  $j$  posiciones (por ejemplo: densidad de población en diferentes ciudades).

## SECCIÓN V. SISTEMAS DE UTILIZACIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

$$\begin{pmatrix} a_{11} \\ a_{12} \\ a_{13} \\ \vdots \\ a_{1j} \end{pmatrix} \quad [V.2.2]$$

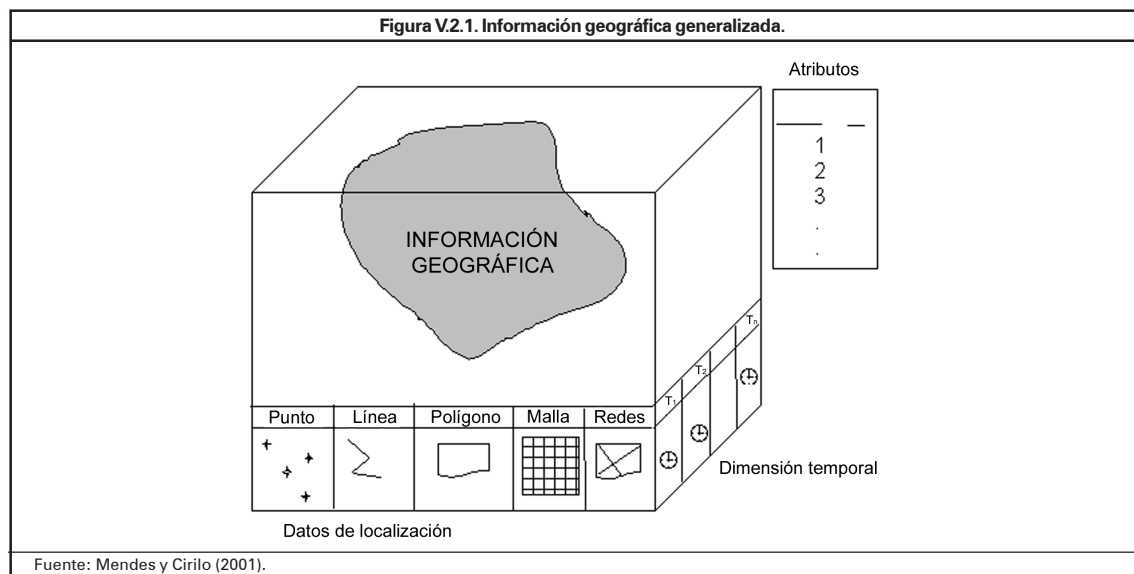
Combinando tanto el conjunto de regiones (1..j) como el conjunto de propiedades (1..i), se obtiene una matriz de forma:

$$\begin{pmatrix} a_{11} & a_{21} & a_{31} & \cdot & a_{i1} \\ a_{12} & a_{22} & a_{32} & \cdot & a_{i2} \\ a_{13} & a_{23} & a_{33} & \cdot & a_{i3} \\ \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot \\ a_{1j} & a_{2j} & a_{3j} & \cdot & a_{ij} \end{pmatrix} \quad [V.2.3]$$

Esta matriz es denominada por Berry (1964) (citado por Mendes y Cirilo, 2001) como la matriz geográfica de datos, donde la información sobre la superficie del terreno puede ser almacenada en términos de sus características de localización (vector-columna, ecuación V.2.2) y de sus propiedades (vector-línea, ecuación V.2.1). En síntesis, la información geográfica está generalmente asociada a dos características:

1. Al fenómeno o proceso como: variables, clases, nombres, valores, etc.
2. A la localización espacial, o sea, la posición del fenómeno dentro del espacio geográfico.

Existe una tercera característica que es el tiempo, en el marco del cual los puntos (1) y (2) tiene lugar. La figura V.2.1 representa las relaciones entre estos tres elementos (datos de localización, datos de no-localización: atributos y, finalmente, el tiempo), lo cual constituye un modelo conceptual de la información geográfica.



En el contexto de la cuenca hidrográfica, este modelo conceptual es aplicable pues existen toda una serie actividades humanas que se distribuyen en el espacio, al mismo tiempo en que se observa una disminución en los recursos ambientales, constatándose, por lo tanto, que el sistema, como un todo (sus definiciones, interacciones y comportamientos), presenta una variabilidad espacial y temporal.

En relación con la heterogeneidad temporal y espacial de las variables ambientales (tipo de suelo, vegetación, topografía, clima, etc.) y socioeconómicas (población, tipos de actividades agrícolas, número de industrias, etc.) involucradas en las cuencas hidrográficas, es necesario desarrollar una metodología basada en la hipótesis de que el caudal del río debe reflejar una respuesta que resuma todas las acciones que ocurren aguas arriba del punto de análisis, en términos cualitativos y cuantitativos.

El concepto de la información geográfica (figura V.2.1) también puede ser representado de otra forma ya que esta información presenta características tridimensionales, es decir, que para caracterizarla es necesario definir la posición (¿dónde ocurre?), los atributos (¿qué ocurre?) y la dimensión temporal (¿cuándo ocurre?). En este caso, los fenómenos, variables y parámetros son las “frecuencias” del sistema (Cuenca hidrográfica) por lo que pueden ser desarticulados. Hay que destacar que las técnicas de geoprocésamiento permiten acceder a la variabilidad espacial de forma bastante efectiva, pero existen dificultades con respecto a la supervisión de la dinámica temporal. La mayoría de los modelos matemáticos utilizados en recursos hídricos considera la variabilidad temporal. Matemáticamente, la variabilidad espacial puede ser representada a través de la aplicación de modelos distribuidos o de modelos concentrados.

### Modelos cartográficos

Con base en lo anterior, la administración de los recursos hídricos (así como de otras actividades) exige el manejo de informaciones geográficas. Además, es necesario utilizar programas de geoprocésamiento que involucran modelos matemáticos, los cuales permiten integrar, de modo sistémico, los procedimientos de recolección y manipulación de las informaciones con los procesos de modelaje de los recursos hídricos, todo lo cual necesita estar entrelazado con un sistema cartográfico consistente con el objetivo de cubrir la complejidad implícita en el comportamiento de los recursos hídricos y sus interfases con otros sistemas del medio físico.

En este contexto, la necesidad de contar con una base cartográfica adecuada para permitir la integración de los diversos datos (recogidos y generados por modelos), no se puede poner en duda en el marco de la evaluación de los recursos hídricos.

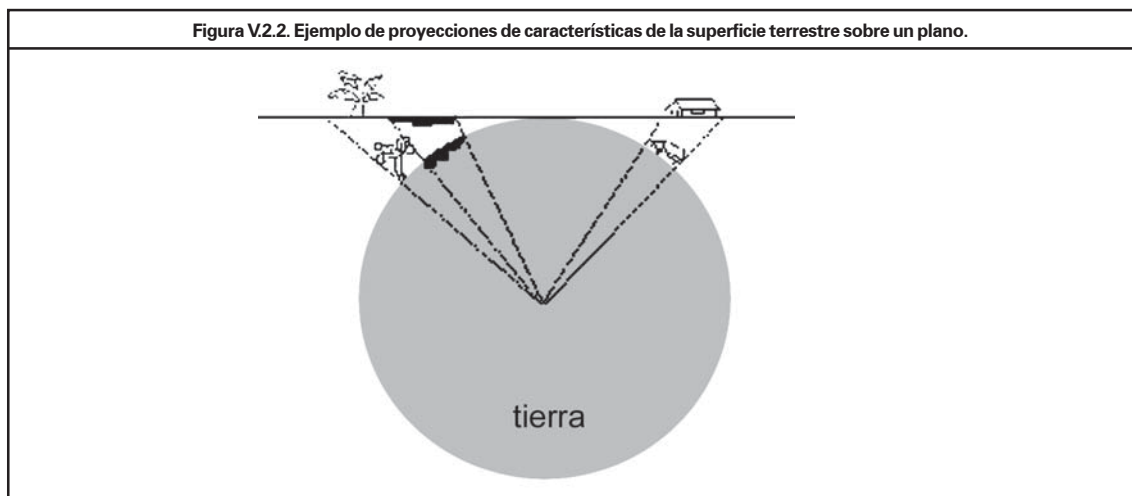
La confección de un mapa exige la determinación de un método donde cada punto de la Tierra corresponda a un punto en el mapa. Existen diversos métodos que pueden ser empleados, y que genéricamente se denominan *sistemas de proyección*.

Los sistemas de proyección intentan “retratar” la superficie de la Tierra o una porción de la misma en una superficie plana, tal y como se ilustra en la figura V.2.2. Las principales propiedades de este proceso de transformación son:

- Conformidad: cuando la escala de un mapa en cualquier punto es la misma en cualquier dirección. La proyección es establecida de acuerdo a la forma de las características de los objetos de la superficie terrestre, la cual es preservada localmente en mapas de proyección conforme;
- Distancia: un mapa es equidistante cuando retrata distancias del centro de la proyección a cualquier otro lugar en el mapa;

## SECCIÓN V. SISTEMAS DE UTILIZACIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

- Dirección: un mapa guarda dirección cuando el acimut está retratado correctamente en todas las direcciones;
- Escala: es la relación entre una distancia retratada en un mapa y la misma distancia en la Tierra;
- Área: cuando las áreas trazadas en el mapa tienen la misma relación proporcional a las áreas en la Tierra que ellas representan, el mapa se nombra de igual-área.



Cualquier proceso de proyección de características de la superficie terrestre sobre un plano (un mapa) provocan algunas distorsiones de conformidad, distancia, dirección, escala, y área. Lo ideal sería construir un mapa que representara a la Tierra de forma semejante y que considera las siguientes propiedades:

1. Mantener la forma verdadera de las áreas (conformidad);
2. Mantener las dimensiones relativas de las mismas (equivalencia);
3. Relaciones constantes entre las distancias de los puntos representados en los mapas y sus correspondientes en la Tierra (equidistancia);
4. Fácil identificación en el mapa, de coordenadas geográficas, de puntos en la Tierra y viceversa;
5. Representación de círculos máximos<sup>1</sup> por medio de líneas rectas.

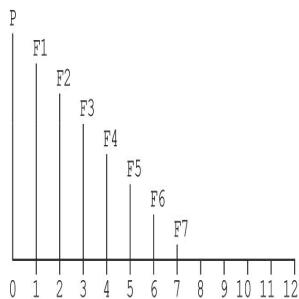
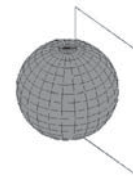
Claro está que es imposible confeccionar el mapa ideal, es decir, un mapa que reúna todas las condiciones deseables. Algunas proyecciones minimizan la distorsión en ciertas propiedades a costa de maximizar las distorsiones en otras. Otras proyecciones sólo intentan minimizar los errores en todas las propiedades citadas de forma precavida. En fin, se tiene que escoger qué deformaciones pueden ser admitidas, cuáles de ellas pueden ser aseguradas y cuáles deben ser anuladas, considerando la finalidad del mapa en un proyecto dado.

Existe un número ilimitado de posibilidades de representación de la superficie terrestre sobre un plano, lo cual representa una infinidad de sistemas de proyección. Una de las clasificaciones más importantes de estos sistemas está definida de acuerdo con la posición de los planos de proyección y forma de la superficie desarrollada en el plano de proyección, tal y como se resume en la tabla V.2.1.

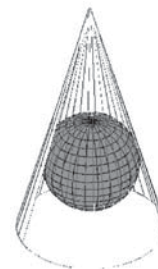
1. Círculo máximo. Es una sección de la esfera (Tierra) cuyo plano pasa por el centro, dividiéndola en dos hemisferios.

Tabla V.2.1. Los tres principales tipos de sistemas de proyección: plano o acimut, cónica y cilíndrica

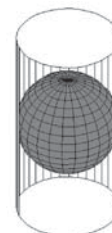
*Proyección plana o acimut* El mapa es obtenido imaginando que está situado en un plano tangente o secante a un punto en la superficie de la Tierra.



*Proyección cónica* El mapa es construido imaginando que está diseñado en un cono que envuelve la esfera terrestre, que es a continuación extendido. Las proyecciones cónicas pueden ser tangentes o secantes.



*Proyección cilíndrica* Se obtiene imaginando su diseño en un cilindro tangente o secante a la superficie de la Tierra, que es después extendido.



Hay que señalar que existe una miscelánea de otras proyecciones que no son verdaderamente sistemas de proyección, como presentación de coordenadas en latitud y longitud en una armazón rectangular, y otros ejemplos que no se adecuan a las proyecciones cilíndricas, cónicas o planas.

La Tierra presenta una superficie altamente variable e irregular que constantemente se modifica, cuyo estudio corresponde a la topografía. Los modelos topográficos y de variación del nivel del mar intentan representar las variaciones físicas de la superficie, en tanto que los modelos gravitacionales usan los geoides para representar variaciones locales de la gravedad que modifican la definición local de la superficie hipotética del nivel medio del mar. La figura V.2.3 ilustra estas formas de representación de la Tierra.

En varios países se han emprendido muchos esfuerzos en el sentido de determinar las variables del elipsoide que más se aproxima al Geoide (llamado elipsoide de referencia), las cuales se adoptan en los estudios geodésicos y topográficos y en la confección de mapas. La figura V.2.4 ilustra algunos parámetros de esta superficie, que son utilizados en los cálculos de las representaciones cartográficas.

Según Snyder (1987) (citado por Mendes y Cirilo, 2001), además de los dos parámetros "a" (semi-eje mayor o ecuatorial) y "b" (semi-eje menor o polar) hay que definir el achatamiento "f" y la excentricidad "e", parámetros utilizados en algunas ecuaciones de transformación y definidos por:



Figura V.2.3. Formas de representación de la Tierra.

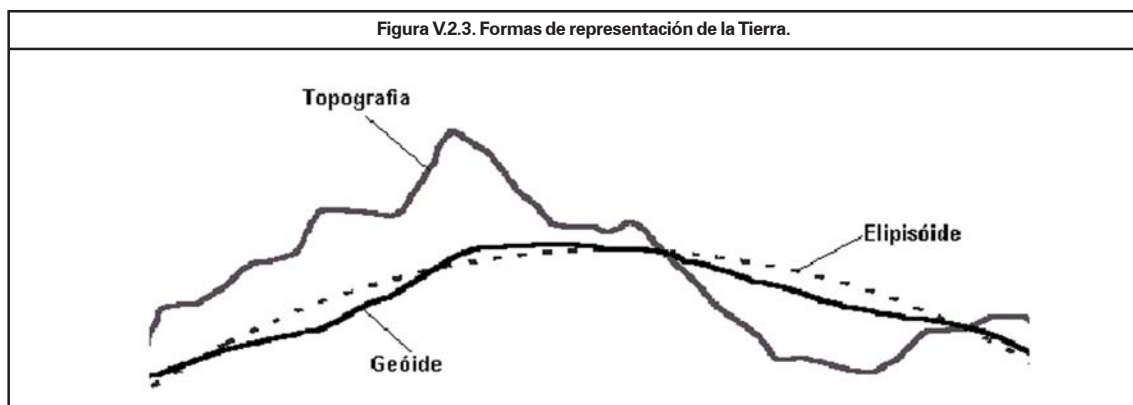
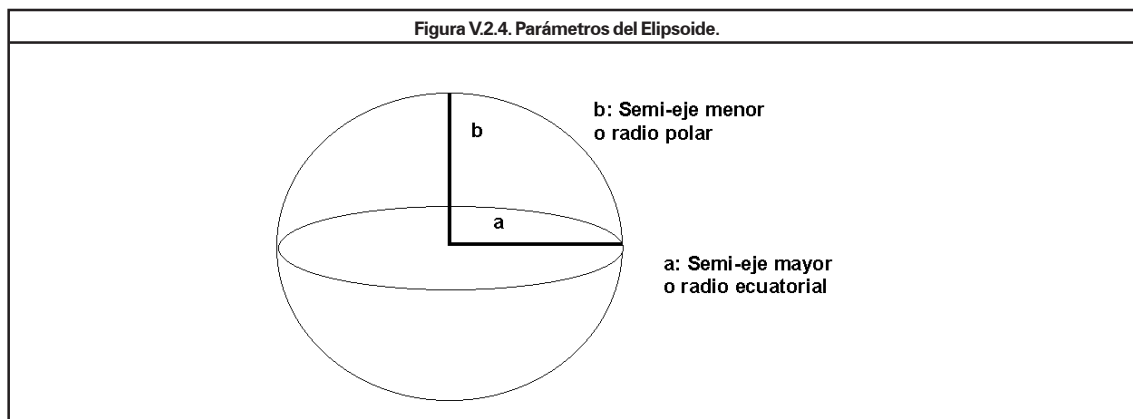


Figura V.2.4. Parámetros del Elipsoide.



$$f = \frac{a-b}{a} = 1 - \frac{b}{a} \quad [V.2.4]$$

$$e^2 = \sqrt{2f - f^2} = \sqrt{1 - \frac{b^2}{a^2}} \quad [V.2.5]$$

El achatamiento y la excentricidad definen la separación del elipsoide de su forma esférica; esto es, cuando mayores sean sus valores, mayor será la deformación del elipsoide, siendo éste, por lo tanto, más aplanado. El orden del achatamiento terrestre es de 1/300, que es imperceptible para la visualización de una esfera, lo cual corresponde a una diferencia aproximada de dos decenas de kilómetros en la forma de la Tierra.

La tabla V.2.2 presenta algunos de estos parámetros para siete elipsoides que son utilizados en la actualidad. Es necesario destacar que durante el proceso de creación de los bancos de datos georreferenciados, frecuentemente se importan datos de varias fuentes, escalas y diferentes sistemas de proyección, por lo que sino

Tabla V.2.2. Algunos elipsoides de referencia

Nombre	<i>a</i> , metros	<i>b</i> , metros	Achatamiento	Uso
Australian 1965	6.378.160	6.356.774,7	1/298,25	Australia
Krasovsky 1940	6.378.245	6.356.863,0	1/298,3	Rusia
Clarke 1866	6.378.206	6.356.583,8	1/294,98	USA
Airy 1830	6.377.563	6.356.256,9	1/299,32	Inglaterra
World Geodetic System WGS84	6.378.137	6.356.752,3	1/298,257	Internacional
Unión Astronómica Internacional	6.378.160	6.356.776,0	1/298,25	Brasil
Hayford	6.378.388	6.366.991,9	1/297	Brasil

Fuente: Mendes y Cirilo (2001).

se pone la debida atención a los parámetros de los elipsoides de referencia, se pueden generar errores en todo el proceso de análisis posterior que se lleve a cabo con estos datos.

Un sistema comúnmente adoptado en varios países es el de la Proyección de Mercator Transversal, resultado de la proyección de una esfera sobre un cilindro tangente a un meridiano central (figura V.2.5). En este sistema conocido como UTM (Universal Transversa de Mercator) la Tierra se divide en 60 husos de 6° de longitud, análogos a 60 gajos de una naranja (figura V.2.6), donde cada huso correspondería a un gajo.

Figura V.2.5. Proyección cilíndrica transversal.

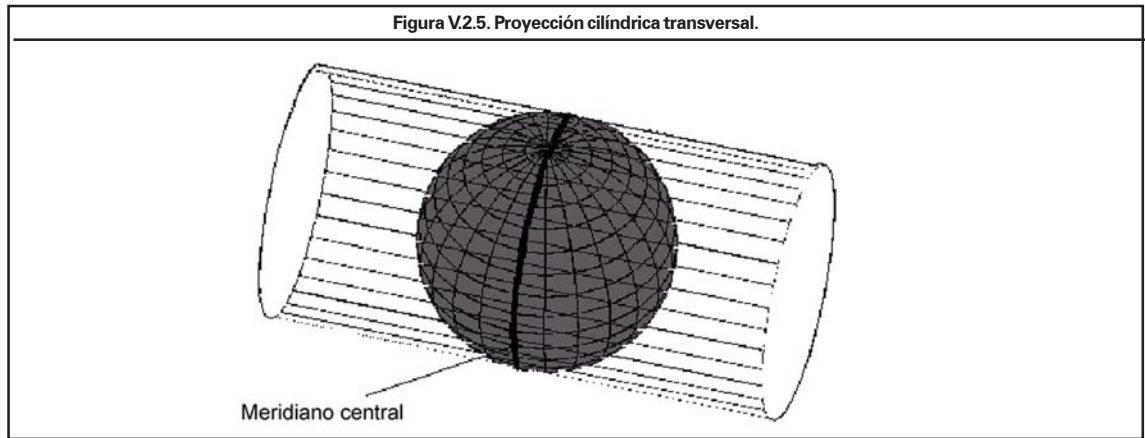
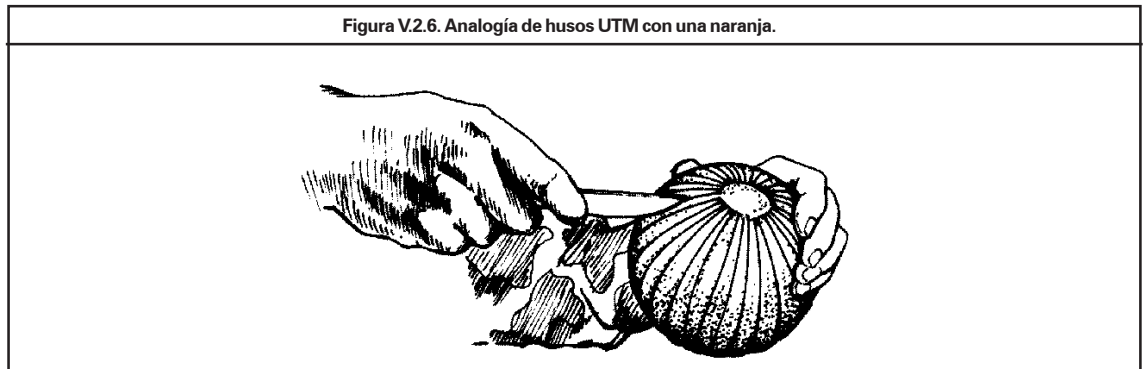
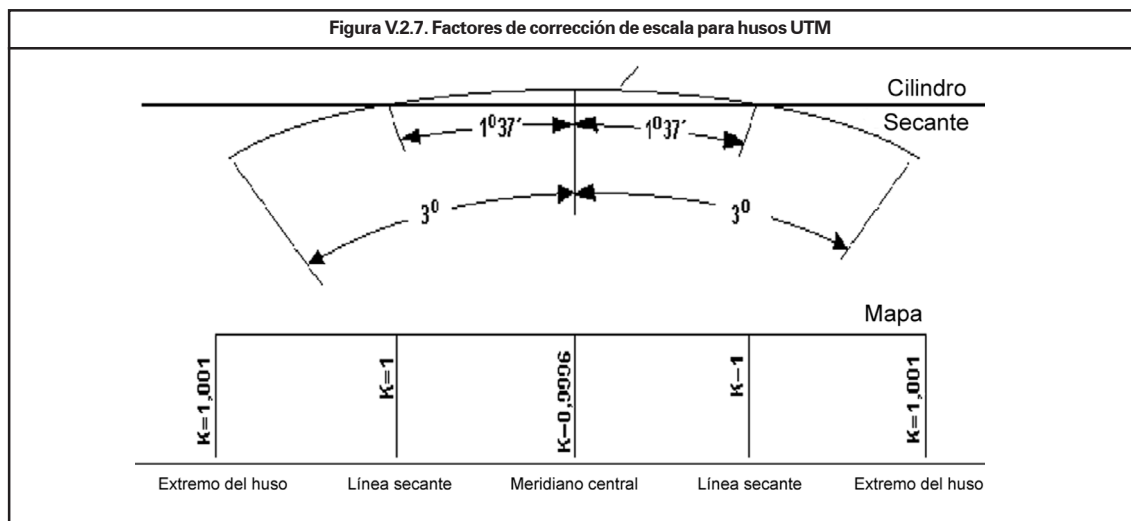


Figura V.2.6. Analogía de husos UTM con una naranja.



## SECCIÓN V. SISTEMAS DE UTILIZACIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

El cilindro transversal adoptado como superficie de proyección define 60 posiciones diferentes (60 husos UTM), ya que su eje se mantiene siempre perpendicular al meridiano central de cada huso, a partir del antimeridiano de Greenwich ( $180^\circ$  E u O) en el sentido oeste-este, hasta alcanzar el mismo punto de origen. Los husos se numeran de acuerdo con el mismo sentido oeste-este. En lo que respecta a la latitud, el referente corresponde a los paralelos  $80^\circ$  Sur y  $84^\circ$  Norte. En la realidad, en el caso del sistema UTM, el cilindro referencial es el secante al elipsóide terrestre, estando las líneas localizadas una al este y otra al oeste, distantes cerca de  $1^\circ 37'$  del meridiano central. Con esta adopción del cilindro secante, para cada huso se produce una reducción de la escala de representación de los objetos de la superficie terrestre en los puntos próximos al meridiano central; además, hay dos líneas sin deformación (líneas secantes) y dos zonas de ampliación, que son exteriores a las líneas secantes y que se localizan en el borde de los husos. Los valores de estos factores de escala K (de reducción y ampliación) aparecen en la figura V.2.7. La interpretación práctica es que, para representar una distancia medida en el terreno en el sistema UTM, siempre se tiene que multiplicar esta distancia por estos coeficientes de ajuste de escala, pues en el mapa las distancias se presentan ligeramente modificadas de acuerdo con la distancia hasta el meridiano central.



# Capítulo V.3. Agregación territorial de sistemas

Un proyecto típico en el ámbito de los recursos hídricos puede necesitar de los siguientes datos básicos:

- Datos catastrales de demanda de agua, representados espacialmente por las coordenadas de datos puntuales (en UTM, obtenidas con GPS, Global Position System, en el sistema WGS-84, por ejemplo), y sus tablas de atributos asociadas;
- Datos hidrométricos y pluviométricos, referenciados con sus coordenadas (en latitud y longitud) y respectivas tablas de atributos;
- Mapas, en papel, de diversa naturaleza (topográfico, edafológico, geológico, etc.), con sistemas de referencia, datums y coordenadas diferenciadas;
- Imágenes de satélite, en forma digital y en una estructura matricial, por lo que no estarán asociadas a ninguna base cartográfica.

En países donde se trabaja con coordenadas UTM, las cuales están limitadas al área de cada huso, se tiene un problema adicional ya que muchas veces las cuencas hidrográficas están localizadas en más de un huso, lo que dificulta la organización de los datos. Por lo tanto, es necesario, al inicio de cualquier proyecto de recursos hídricos, tener en cuenta una serie de cuidados básicos y esenciales, con objeto de garantizar la inclusión de estos datos de tal forma que la posición geográfica pueda ser el elemento integrador de todos ellos.

Un caso de estudio es la Cuenca del Río Taquari (Cuenca Alta y Media) con un área aproximada de 29,000,00 km<sup>2</sup>, en el Estado de Mato Grosso del Sur en Brasil. En Mato Grosso del Sur existen dos husos UTM (21 y 22) correspondientes a los meridianos centrales 57° W y 51° W, respectivamente. La longitud 54° W es la región fronteriza entre un huso y otro, por lo que la Cuenca del Medio y Alto Taquari se desarrolla a lo largo de los dos husos. Las cartas topográficas a escala de 1:100,000, correspondientes a los husos 21 y 22, presentan los dos sistemas de elipsóides de referencia (Córrego Alegre y SAD/69).

Así se da el caso, por ejemplo, que un dato catastral sobre usuarios de agua en la carta del meridiano central de 51° W puede tener coordenadas semejantes a las de otro usuario en la región del otro meridiano central de 57° W, por lo que se generará una confusión en la administración de estos datos. Una primera solución sería proyectar características pertenecientes al huso 22 (con el meridiano central en 57° W) sobre el huso 21 (con meridiano central en 51° W), pero esta solución no se puede aceptar, ya que al incrementarse la dimensión del huso (6° de anchura) se amplían las deformaciones e incertidumbres en la proyección de estas regiones. Hay que tener en cuenta que dependiendo de la naturaleza del proyecto, estos errores son inaceptables. Si se piensa en un contexto hidrográfico más amplio, la Cuenca del Taquari es uno de los afluentes brasileños del Río Paraguay, que en conjunto con los ríos Paraná y Uruguay, forman la Cuenca del Río de la Plata.

Problemas similares a estos los enfrenta la OEA (Organización de los Estados Americanos), cuando se llevó a cabo el Inventario y Análisis de la Información Básica Sobre los Recursos Naturales de la Cuenca del Río de la

## SECCIÓN V. SISTEMAS DE UTILIZACIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

Plata, realizado entre 1968 y 1970 por la Unidad de Recursos Naturales, Oficina de Desarrollo Regional, de la Secretaría General de la OEA, en colaboración con entidades de Argentina, Bolivia, Brasil, Paraguay y Uruguay. La solución que el equipo técnico de la OEA decidió adoptar fue un sistema de proyección cónica, ya que esta proyección está particularmente indicada para regiones con desarrollo en sentido longitudinal, como es el caso de la Cuenca del Medio y Alto Taquari y de la propia Cuenca de la Plata.

En este trabajo de la OEA se adoptó el sistema de proyección cónica con dos paralelos padrón, la cual es conocida también como proyección cónica equivalente de *Alberts*. Los parámetros técnicos de la proyección cartográfica de *Alberts* son: elipsóide de referencia *Clarke 1866* (radio ecuatorial = 6378206,40 metros; radio polar = 6356583,80 metros; excentricidad = 0.0822718; achatamiento = 1/294.9786982). El meridiano central utilizado es el de 45° W, latitud de referencia 0°, primer paralelo 18° S, segundo paralelo 34° S, falso este 0°, falso oeste 0°. El sistema de coordenadas está expresado en unidades métricas. Además, para no causar ningún inconveniente en el momento de obtener las coordenadas de campo (con utilización de GPS, por ejemplo) estos datos pueden ser utilizados en Latitud-Longitud (con precisión de milésimos de segundo) y/o UTM (con los sistemas de referencia del SAD-69 y de Córrego Alegre) pudiéndose, posteriormente, referenciar al sistema modificado. Actualmente tales procedimientos son de fácil uso en la mayoría de los programas de geoprocésamiento, sólo es necesario el conocimiento de tales conceptos. La figura V.3.1 ilustra la aplicación del método, se presenta el cuadrículado de las coordenadas en la Cuenca del Río de la Plata, y se destaca la Cuenca del Alto y Medio Taquari, así como la red de drenaje del Alto Paraguay (Pantanal). En la figura V.3.1 se observa la línea vertical con coordenada nula, próximo a la esquina superior (e inferior) derecha. Esta línea corresponde a la longitud de referencia adoptada, o sea, 45° W de Greenwich. Los valores de coordenadas negativos indican que la región está al oeste de la longitud de referencia (45° W) y al sur de la línea de referencia adoptada (línea del Ecuador 0°). La línea vertical con la coordenada -500 significa la distancia física al oeste de la longitud de referencia de 500 km, donde cada línea vertical (o horizontal) representa una distancia física de 100 km. La misma interpretación se utiliza para las líneas horizontales.

La figura V.3.1 ilustra como se puede realizar la distribución de informaciones cartográficas y escalas a partir de diversos bancos de datos. Además, se facilita la integración de informaciones y se amplía el acceso a éstas para otros agentes públicos y privados. Esta gran precisión en escala, además de la equivalencia, da lugar a que la *proyección de Alberts* sea una de las preferidas<sup>1</sup>, inclusive en cartas de utilidad general. Conviene destacar que, a pesar de poseer detalles técnicos bastantes específicos, la proyección de *Alberts* se puede fácilmente implementar en cualquier programa de geoprocésamiento, permitiendo la conversión de coordenadas geográficas (latitud y longitud) y/o UTM (o cualquier otro sistema de coordenadas) a este sistema de proyección.

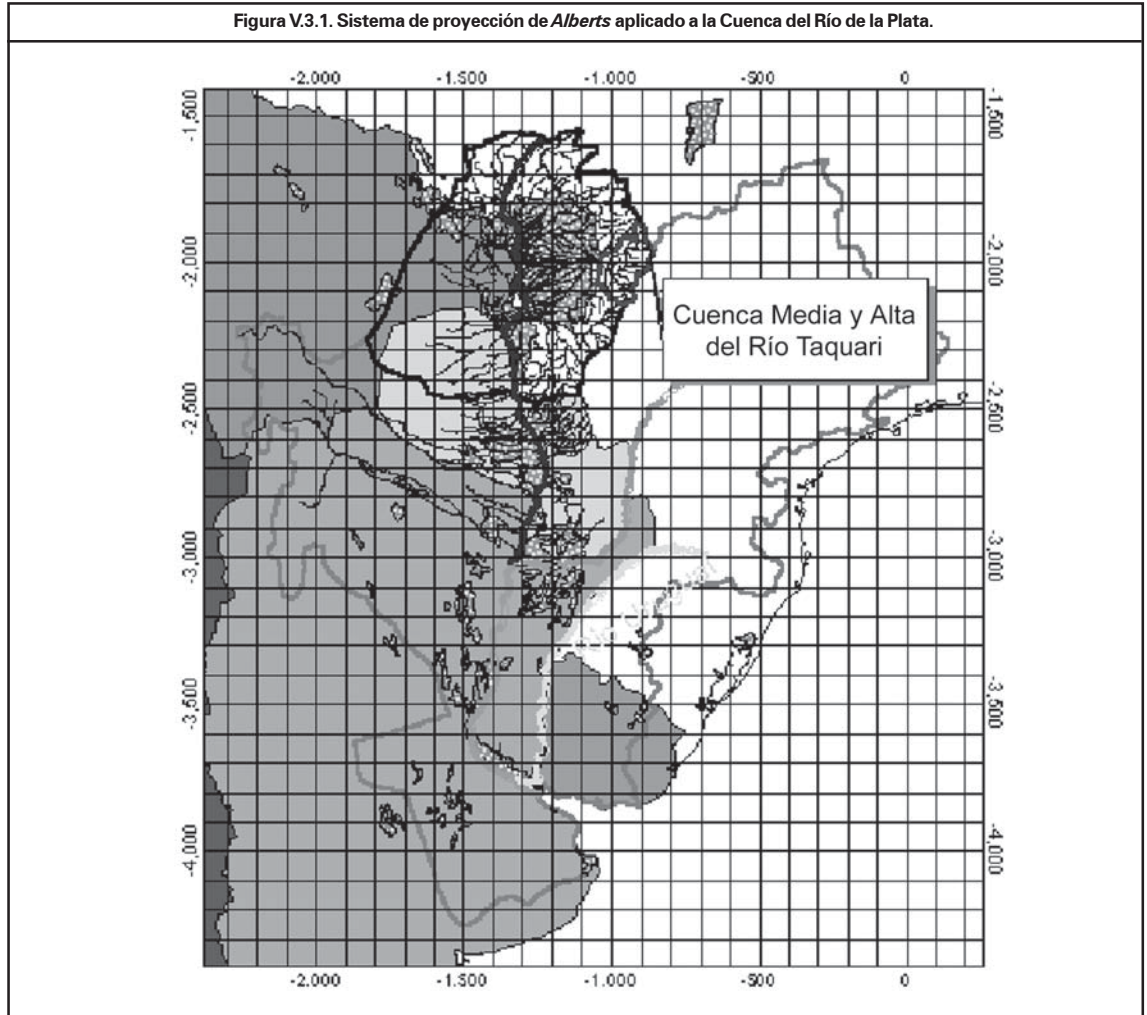
De esta forma, independientemente del tamaño, forma o localización geográfica, es difícil que una misma cuenca hidrográfica exista en más de un sistema de coordenadas; de no ser el caso, por ejemplo, de cuencas hidrográficas con mapas de "datum" diferenciados, y de cuencas transfronterizas, con datum, sistemas de proyección y coordenadas diferenciados. Como consecuencia, es de esperar que entre otros problemas y dificultades:

- Los usuarios menos expertos puedan caer en errores, ya que no se tienen en cuenta estas particularidades;
- La sistematización de procedimientos con empleo de coordenadas sea difícil;
- El aprovechamiento de datos e informaciones exija procesamientos adicionales, onerando su costo.

---

1. La proyección cónica equivalente con dos paralelos patrón fue inventada por el geógrafo y matemático alemán Dr. H.C. Alberts, en 1805. Posteriormente, en 1817, fue empleada para elaborar el mapa general de Europa. Por ser una proyección particularmente indicada para representar regiones de gran extensión en longitud, fue utilizada en Rusia, y publicada por la Sociedad Geográfica de aquel país. Por esta misma razón y, además, por las ventajas que presenta, principalmente, con respecto a la precisión de la escala, la proyección de Alberts fue adoptada por el Gobierno Americano para la elaboración de la carta general de los Estados Unidos.

Figura V.3.1. Sistema de proyección de *Albers* aplicado a la Cuenca del Río de la Plata.





# Capítulo V.4. Unidades de demanda

Tal y como se ha comentado anteriormente, el objetivo de un sistema de información es ser un referente técnico para la adecuada gestión de los recursos hídricos de cuencas hidrográficas, involucrando principalmente los aspectos cuantitativos (volúmenes disponibles a lo largo del tiempo, demandas en función de los usos existentes y previstos) y cualitativos (calidad para permitir usos múltiples de las aguas). La variabilidad espacial y temporal de los recursos hídricos a nivel de la cuenca hidrográfica debe ser descrita con base en:

1. la caracterización de las condicionantes del medio físico;
2. los componentes del ciclo hidrológico, los cuales varían en el espacio y en el tiempo, tales como precipitación, evaporación, evapotranspiración, infiltración, escurrimiento superficial, subsuperficial y flujo subterráneo;
3. la evaluación de la distribución espacial y temporal de la disponibilidad de recursos hídricos superficiales;
4. la evaluación de la distribución espacial y temporal de la disponibilidad de recursos hídricos subterráneos;
5. la estimación de la distribución espacial y temporal de la calidad de los recursos hídricos superficiales y subterráneos;
6. el estudio de la distribución espacial y temporal de las previsiones con respecto a las demandas de los recursos hídricos, con el propósito de resolver conflictos entre oferta y demanda;
7. caracterización de los impactos positivos y negativos del uso de los recursos hídricos.

El objetivo de este punto es cuantificar y localizar las demandas de agua en las cuencas hidrográficas, para ayudar a la aplicación de mecanismos de gestión más adecuados. Los mecanismos que se consideran son: a) los principios para la elaboración de ficha catastral que se aplican en actividades de campo y b) la determinación de indicadores de demandas de agua, con aspectos cuantitativos y cualitativos. A continuación se explican estos dos mecanismos

## **Ficha catastral (usos de recursos hídricos) integrada en una base de información geográfica**

La información geográfica se clasifica en datos puntuales, lineales y poligonales, los cuales son reconocidos como una forma vectorial de representación del espacio. Para este caso se utilizan relaciones implícitas, entre la posición geográfica y sus atributos, que permitan que los datos complejos sean almacenados en un mínimo de espacio. Su uso estaría relacionado con el almacenamiento de las informaciones catastrales. A continuación se presentan cada una de estas estructuras.



## SECCIÓN V. SISTEMAS DE UTILIZACIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

Los puntos abarcan todas las entidades gráficas y geográficas, las cuales son localizadas con un único par de coordenadas  $X_i, Y_i$  (expresadas en coordenadas UTM, por ejemplo). Otras informaciones que se pueden almacenar junto con los puntos son: tipo de punto, identificador, símbolo, características del texto (si el punto fuera un elemento del texto), atributos no gráficos asociados, etc.

Las líneas pueden ser definidas por todos los elementos lineales constituidos por segmentos de rectas, definidas por dos o más coordenadas. La línea más simple requiere el almacenamiento de un punto inicial y un punto final más un posible registro indicando el símbolo de visualización. Un "arco" o una "cadena" es un conjunto de pares de coordenadas  $X_i, Y_i$  describiendo una línea continua compleja.

El objetivo de una estructura de datos en polígono es describir las propiedades topológicas de áreas (o sea, sus formas), de tal forma que las propiedades asociadas a esos elementos puedan ser exhibidas y manipuladas como mapas temáticos. El medio más simple de representar polígonos es por medio de un conjunto de coordenadas  $X_i, Y_i$  que definen el límite del polígono. Cada polígono (conjunto de segmentos de recta, cada una con un par de coordenadas  $x_i, y_i$ ; donde el primero y el último punto son iguales) posee un conjunto de atributos relacionados.

A manera de ejemplo, a continuación se presentan las entidades (y sus atributos asociados) relacionadas con cada tipo de información geográfica:

### 1. Datos puntuales

- Captación de agua (pozos, sondeos)
- Vertido de drenajes
- Edificaciones (agrícola, pesquero, urbano)
- Actividades industriales
- Basureros (vertederos de residuos sólidos urbanos)
- Puertos
- Atractivos turísticos, etc.

### 2. Datos Lineares

- Gaseoducto
- Hidrografía
- Vías de comunicación (carreteras y ferrocarril)
- Líneas de transmisión de energía eléctrica, etc.

### 3. Datos Poligonales

- Áreas de minería
- Áreas de tala
- Manchas urbanas
- Explotaciones agrícolas, etc.

La información anterior se divide siempre en geográfica (puntos, líneas y polígonos) y atributos (propiedades, características, variables, etc.) asociadas a cada localización.

Otra estructura utilizada es la *raster* o matricial. La estructura de datos *raster* más simple consiste en una matriz de células en forma de un armado. Cada célula es referida por un número de columna y línea (expresada en coordenadas UTM, por ejemplo) y contiene un número representando el tipo o valor del atributo que está siendo cartografiado.

Como ejemplo, se presenta a continuación un modelo de ficha catastral para productores rurales. Hay que señalar que este modelo debe ser siempre discutido con las comunidades locales.

**INVENTARIO DE USUARIOS DE LAS AGUAS DE LA CUENCA HIDROGRÁFICA xyz  
ÁREAS RURALES**

**1. IDENTIFICACIÓN DEL USUARIO:**

MUNICIPIO..... FICHA CATASTRAL N°:.....

Propietario del área / actividad:

Situación legal: propietario ( ) compañero ( ) arrendatario ( ) poseedor ( ) otros ( )

Dirección para la correspondencia: ..... Teléfono:.....

Correo electrónico: .....

**2. LOCALIZACIÓN DE LA ACTIVIDAD (PROPIEDAD)**

Municipio.....

Localización del acceso (referencias para la localización -carretera, camino, etc.)

.....

Coordenadas geográficas de la ubicación de la propiedad/actividad/UTM:

.....

Área total de la propiedad: ..... en la  
cuenca:..... subcuenca.....micro-cuenca .....

**3. UTILIZACIÓN DEL SUELO**

3.1. Agricultura: Cultivo principal: ..... Área cultivada: .....

Otros Cultivos: ..... Área cultivada:.....

Manejo del suelo:

( ) Arado ( ) bardas ( ) preparación del suelo según curvas de nivel

( ) Terracería ( ) plantío directo ( ) cultivo mínimo

( ) Adición de cal ( ) biocompostaje ( ) abono de cobertura

( ) Abono verde ( ) abono químico –especificar tipo y formulación

## SECCIÓN V. SISTEMAS DE UTILIZACIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

- ( ) Sin manejo
- ( ) Irrigación –especificar uso:
- ( ) Drenaje ( ) pregerminación
- ( ) Abono orgánico ( ) correctiva ( ) de manutención
- ( ) Cultivos alternos ( ) sistematización del suelo ( ) rotación de cultivos
- ( ) Descanso del suelo: especificar sistema y periodos:
- ( ) Otras prácticas adoptadas
- ( ) Uso de plaguicidas ( ) No ( ) Sí. Especificar cuáles y cantidades utilizadas para cada cultivo, métodos de aplicación y forma de desechar los embalses.

### 3.2. Pecuaria

- ( ) bovinocultura N° de cabezas.....
- Sistema utilizado ( ) campo ( ) semilimitado ( ) limitado
- ( ) Avicultura.....
- ( ) Capricultura.....
- ( ) Ovicultura
- ( ) Cría de cerdos: hay tratamiento de los residuos ( ) sí ( ) no –Tipo.
- ( ) Piscicultura: área inundada.....N° Tanques
- ( ) Especies silvestres: ( ) Exóticas ( ) Nativas
- ( ) Otros –especificar:

### 3.3. Recursos

- Mano de obra ocupada: familiar... N°. Empleados:....
- Recursos financieros: ( ) propios ( ) financiamiento: costos + inversiones (máquinas / equipos)
- Asistencia técnica por profesionales capacitados
- ( ) permanente –identifique: instituciones o profesionales:
- ( ) eventual –identifique: instituciones o profesionales:
- ( ) no posee

### 3.4. Cobertura vegetal / ecosistemas / área de los mismos

- ( ) Selva nativa –en el campo... en la ( ) floresta que se extiende al margen del río..... en la
- ( ) Bañados..... ha ( ) Campos nativos..... en la
- ( ) Campos cultivados ..... en la
- ( ) Florestas exóticas ( ) No ( ) Sí. ¿Cuáles?.....en la

4. RECURSOS HÍDRICOS EXISTENTES EN LA PROPIEDAD O UTILIZADA POR ELLA

4.1. Río, arroyo, laguna, etc. (citar nombres):

.....

4.2. Represa / lago (nombre y dimensiones –área, volumen almacenado, altura y longitud del dique):

.....

4.3. Pozo profundo –coordenadas; caudal

Coord. UTM: ..... , .....

caudal: .....

4.4. Otros (especificar)

Coord. UTM: ..... , .....

4.5. ¿Hay manantiales u ojos de agua en la propiedad?: ( ) No ( ) Sí. ¿Cuántos? .....

4.6. Origen del agua utilizada: ( ) irrigación:

( ) Lago propio –porcentaje del agua total:

Coordenadas UTM:..... , .....

( ) Lago de terceros –porcentaje del agua total:

Coordenadas UTM:..... , .....

( ) Cursos de agua naturales –porcentaje de agua total:..

Coordenadas UTM:..... , .....

4.7. En el punto de derivación el recurso hídrico utilizado es:

( ) Perenne

( ) Intermitente –Especificar meses de seca: .....

4.8. Tipo de captación

( ) Por Bombas ( ) derivación por gravedad ( ) Otros ¿Cuáles?.....

4.9. Sistema de Irrigación:.....

Cultivo Irrigado:.....

Periodo :.....

Frecuencia:..... días/semana. Tiempo:.....horas/día.

Área irrigada: .....ha

Volumen medio requerido en el periodo de irrigación: .....

Volumen de retorno de regadíos: .....

5. EVALUACIÓN DE LOS IMPACTOS AMBIENTALES

Identificar los problemas ambientales de carácter relevante observados en la propiedad

( ) Erosión. Especificar tipos, causa e intensidad (en el caso de que sea voluminosa especificar coordenadas geográficas) .....

## SECCIÓN V. SISTEMAS DE UTILIZACIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

.....  
( ) Crecimiento de hiervas invasoras relacionadas con el sistema productivo. Especificar y describir  
.....

( ) Aumento extraordinario de determinadas especies, transformándose en plagas (indicar los tipos de aves, insectos, roedores, etc.)  
.....

( ) Deforestación de áreas de preservación permanente y de Reserva Legal

( ) Disminución de animales silvestres en la región. ¿Como?.....

( ) Extracción vegetal.

( ) Intoxicación humana o de animales por contaminantes químicos u otros productos: ( ) Sí ( ) No

( ) Obstrucción de ríos, arroyos (compuertas) –especificar:  
.....

( ) Disminución del caudal de los ríos a niveles críticos

( ) Desvío de recursos hídricos

( ) Obstrucción/inundación de manantiales

( ) Presencia de basura en la cabecera de la cuenca

( ) Conflicto de usos con vecinos (sin tierra, indígenas y con los propios vecinos)

¿Cual?.....

### 6. MEDIDAS DE CONSERVACIÓN/PRESERVACION AMBIENTAL

( ) Medidas de conservación/preservación ambiental empleadas en las áreas –especificar (ejemplo: Áreas de Protección Ambiental, terracería, plantaciones directas, sistematización del suelo, recomposición de la floresta que se extiende al margen del río, etc.).  
.....

### 7. RESERVAS LEGALES

Especificar y detallar –área.

### 8. UNIDAD DE CONSERVACIÓN

Existe alguna unidad de conservación próxima

( ) No ( ) Sí (identificar con el código de abajo)

Ejemplo de Unidad de Conservación

( ) Reserva biológica ( ) Reserva ecológica ( ) Parque

( ) Jardín Botánico ( ) Jardín zoológico

( ) Área de protección ambiental (APA)

( ) Otros (describir)

**4.2. Determinación de indicadores de demandas de agua, en relación con aspectos cuantitativos y cualitativos**

Para tales procedimientos se seleccionan algunos indicadores demográficos y socioeconómicos disponibles por estados y/o municipios, para de esta forma estimar los parámetros de demanda y uso de los recursos hídricos. Con relación a los usos consuntivos del agua, se consideraran cuatro clases:

1. abastecimiento urbano,
2. abastecimiento rural,
3. irrigación y
4. abrevadero.

También se pueden estimar las cargas contaminantes que alcanzan al medio hídrico en función de los datos recogidos en relación con:

1. drenajes sanitarios (urbano y rural);
2. drenajes pluviales urbanos (contaminantes de origen puntual);
3. drenajes pluviales rurales (contaminantes de origen difuso); y
4. residuos sólidos.

La información básica para estas estimaciones son los totales de la población (por ejemplo: población urbana, rural, animales de gran porte, etc.) y datos relativos a las áreas ocupadas, además de los datos catastrales. En todos los casos existe un equivalente poblacional de demandas de aguas (o vertidos de drenajes) y una asociación entre el tipo de uso del suelo y la calidad de su drenaje. También, en todos los casos, se adopta el mismo porcentaje del área del municipio localizado dentro de la cuenca, el cual se multiplica por los totales municipales (por ejemplo, población, animales, producción agrícola, entre otros), para de este forma obtener los totales de la cuenca hidrográfica. Los procedimientos de estimación de los indicadores se detallan a continuación:

• **Abastecimiento urbano**

Para la estimación de los valores de demanda hídrica para abastecimiento urbano se utilizan datos de la población urbana, los cuales se pueden consultar en los *Censos Demográficos*, así como valores de consumo de agua por habitante e índices de pérdidas o fugas del sistema, que se pueden obtener en las compañías de agua y saneamiento locales. Por ejemplo, según ABRH (1987), los valores de consumo de agua e índices de pérdidas en varios estados brasileños son de 200 l/día habitante y de 36%, respectivamente para 1985.

La expresión que se utiliza para estimar la demanda hídrica para abastecimiento urbano se presenta a continuación:

$$D_u = P_u * \left( \frac{c_u}{86400} \right) * \left( 1 + \frac{I_p}{100} \right) \tag{V.4.1}$$

donde:

$D_u$  = Demanda hídrica para abastecimiento urbano (L/día)

$P_u$  = Población urbana (hab.)

## SECCIÓN V. SISTEMAS DE UTILIZACIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

$C_u$  = Consumo de agua para abastecimiento urbano (L/día hab.)

$I_p$  = Índices de pérdidas (%)

### • Abastecimiento rural

Las estimaciones de los totales de demanda hídrica para abastecimiento rural se obtienen, principalmente, con base en los datos de población rural recogidos por los *Censos Demográficos*. La estimación del consumo medio de litros de agua por habitante en el medio rural, se considera en torno de 100 L/hab.día. También se estima que en las poblaciones de bajo ingreso y que no están atendidas por sistemas de abastecimiento de agua, la demanda diaria se cuantifica en torno a 70-100 L/hab.día, con base en los datos presentados en la tabla V.4.1 (Gondim Filho, 1994).

Tabla V.4.1. Estimación de las necesidades de agua en zonas rurales.	
Uso del agua	Necesidad (L/día)
Bebida	2 a 3
Preparación de alimentos	3.0 a 6.1
Aseo corporal	26.1 a 32.0
Lavado de ropa	20 a 30
Limpieza de casa y utensilios de cocina	20 a 30
Total diario	70 a 100

Fuente: Gondim Filho (1994).

La expresión para estimar la demanda hídrica para esta clase de uso se presenta a continuación:

$$D_R = P_R * \left( \frac{C_r}{86400} \right) \quad [V.4.2]$$

donde:

$D_R$  = Demanda hídrica para abastecimiento rural (L/día)

$P_R$  = Población rural (hab.)

$C_r$  = Consumo de agua para abastecimiento rural (L/día hab.)

### • Irrigación

La estimación de los valores de demanda hídrica para irrigación puede ser calculada con base en estudios sobre el total de superficie irrigada, información que se obtiene en los *Censos Agropecuarios* o bien a través de estimaciones realizadas con la ayuda de imágenes de satélite (o fotografías aéreas). Otro dato necesario es el de consumo de agua según el método de irrigación empleado. Por ejemplo, el valor de 1 L/s.ha es básicamente lo que un sistema de irrigación por aspersión consume por día con un funcionamiento de 24 horas (Bernardo, 1989).

La estimación de la demanda hídrica para irrigación se obtiene de la siguiente forma:

$$D_i = A_i * C_i \quad [V.4.3]$$

donde:

$D_i$  = Demanda hídrica para irrigación (L/s)

$A_i$  = Área irrigada (ha)

$C_i$  = Consumo de agua para irrigación (L/s ha)

• **Ganadería**

Para cuantificar estas demandas de agua, es necesario considerar dos clases de ganadería :

- Ganadería de gran porte: cerdos, mulos, equinos, asnos, búfalos y bovinos
- Ganadería de pequeño porte: aves, conejos, caprinos y ovinos

En la tabla V.4.2 se presentan el consumo per capita adoptado para el cálculo de la demanda de una cuenca. La estimación de los valores de demanda hídrica para saciar al ganado se realiza a partir del estudio de los datos obtenidos en los *Censos Agropecuarios*. Con estos datos se estiman las tasas medias de crecimiento geométrico de la población ganadera, las cuales se emplean para estimar la población animal para un año en cuestión.

Para el cálculo de la demanda hídrica del ganado se multiplica el consumo diario por cabeza, con base en los datos de la tabla V.4.2, por la población ganadera del municipio y dentro de la cuenca, tal y como se expresa en la ecuación V.4.4.

$$D_A = P_A * \left( \frac{C_a}{86400} \right) \tag{V.4.4}$$

donde:

$D_R$  = Demanda hídrica para quitar la sed animal (L/día)

$P_R$  = Población animal (número de cabezas)

$C_r$  = Consumo de agua según tabla 4 (L/cabeza día)

Tabla 4. Consumo per capita por tipo de ganado.		
Grupo	Categoría animal	Consumo diario(L/cabeza.día)
Gran porte	Bovinos y Búfalos	46.1
	Equinos, Asnos y Muslos	46.1
	Cerdos	30.0
	Ovinos y caprinos	6.1
Porte pequeño	Conejos	0.36
	Aves	0.36
Fuente: Ensminger (1973).		

• **Aguas residuales**

El caudal de aguas residuales depende del consumo *per capita* de agua. El consumo per capita de agua ha sido ya evaluado a través de los procedimientos anteriormente mencionados. Para la estimación de la producción de aguas residuales urbanas en las Cuencas, se ha considerado que 80% del consumo medio per cápita de agua del abastecimiento público, que es de unos 200 L/hab.día, representa el volumen de aguas residuales que se genera, lo que equivale a unos 160 L/hab.día. En zonas rurales se considera que el volumen de aguas residuales es de 80 L/hab.día, valor que representa 80% del consumo per capita (100 L/hab.día).

Los coeficientes adoptados para el cálculo de las cargas de contaminantes de las aguas residuales se presentan en la tabla V.4.3.



## SECCIÓN V. SISTEMAS DE UTILIZACIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

**Tabla V.4.3. Coeficientes para el cálculo de la carga contaminadora de las aguas residuales.**

Parámetro	Coeficiente (ton/hab.año)
Coliformes fecales (NMP/hab.año)	$8.47 \times 10^{12}$
DBO	0.01618
Nitrógeno Total	0.0016148
Fósforo Total	0,000388

Fuente: Salati (1996) y Mendes (1994).

El siguiente paso es el cálculo de la carga contaminante del agua residual, el cual se lleva a cabo multiplicando la población urbana y rural, que habita en la cuenca, por los coeficientes de cargas contaminantes potenciales presentados en la tabla V.4.3.

### • Carga contaminante del drenaje pluvial urbano

En épocas de lluvias, el drenaje de las áreas urbanas de los municipios contribuye también a la contaminación de los recursos hídricos, especialmente en los primeros momentos, ya que el agua procedente de este drenaje está cargada de sedimentos y materia orgánica, entre otros constituyentes. En estos casos, el cálculo de la carga contaminante se efectúa teniendo en cuenta los coeficientes presentados en la tabla V.4.4. Estos coeficientes se multiplican por el número de habitantes de cada municipio localizado en la cuenca, para de este modo obtener los valores de las cargas contaminantes que se generan.

**Tabla V.4.4. Coeficientes de las cargas contaminantes potenciales del drenaje pluvial urbano.**

Parámetro	Coeficientes (ton/hab.año)
DBO	0.2614
Nitrógeno Total	0.0243
Fósforo Total	0.003
Sólidos Totales	0.12961

Fuente: Salati (1996) y Mendes (1994)a

### • Carga contaminante del drenaje pluvial rural

Estas cargas se generan por las actividades agropecuarias y el drenaje del suelo. Para su cálculo es necesario tener cuantificadas para cada municipio las superficies de la cuenca ocupadas por la actividad pecuaria (campos de pastoreo), agricultura y por selvas o bosques nativos. Estas superficies se multiplican por los coeficientes de cargas contaminantes potenciales, cuyos valores se presentan en tabla V.4.5, lo cual permite obtener las cargas contaminantes potenciales para DBO, sólidos totales, nitrógeno total y fósforo total.

Donde:

A: Intervalos de valores encontrados en la literatura.

M: Valor que se adopta para los cálculos.

**Tabla V.4.5. Coeficientes de cargas contaminantes (Kg/ha.año) según uso del suelo.**

Uso del suelo		DBO	Sólidos totales	Fósforo total	Nitrógeno total
Pastizal	A	6 - 17	11.8 - 840	26.1 - 86.1	0.24 - 0.66
	M	11	840	61.3	0.30
Agricultura	A	4 - 31	286 - 4200	16.10- 37.0	0.18-1.62
	M	18	4200	26.0	1.061
Bosque	A	4 - 7	46.1 - a 132	2.4 - 6.11	0.01-0.86
	M	6.1	98	3.1	0.10

Fuente: varios autores *apud* Mendes (1994).

La carga de coliformes fecales, originada por el ganado, se evalúa multiplicando los coeficientes presentados en la tabla V.4.6 por el número de cabezas de ganado existentes en cada uno de los municipios de la cuenca.

**Tabla V.4.6. Coeficientes de cargas de coliformes fecales potenciales derivada de la actividad pecuaria.**

Parámetro	Animales de gran porte	Animales de pequeño porte
Coliformes fecales (NMP/cabeza.año)	$2.63 \times 10^{12}$	$8.76 \times 10^{10}$

Fuente: Salati (1996).

• **Residuos sólidos urbanos**

El valor medio per capita de la producción de residuos sólidos urbanos es de 0.61 Kg/hab.día, según Ensminger (1973) y Gondim Filho (1994).

Normalmente, los municipios localizados en las cuencas hidrográficas realizan la recolección de sus residuos sólidos urbanos; sin embargo, la disposición final de ellos suele ser inadecuada, pues es realizada en basureros a cielo abierto, sin ningún tipo de control sanitario. Esta información siempre deberá estar sujeta a confirmación en el momento en que finalice la etapa de inventario de los recursos hídricos. Los coeficientes para calcular las cargas contaminantes procedentes de estos residuos sólidos se presentan en la tabla V.4.7.

**Tabla V.4.7. Coeficientes para estimar la carga contaminantes oriundas procedente de residuos sólidos urbanos.**

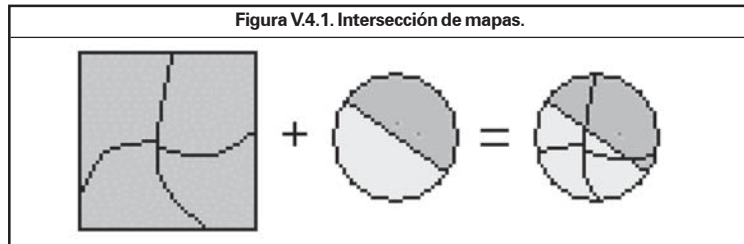
Parámetro	Coficiente
Coliformes fecales (NMP/hab.año)	$8.4 \times 10^8$
DBO (ton/hab.año)	0.0186161
Nitrógeno Total (ton/hab.año)	0.0010961
Fósforo Total (ton/hab.año)	0.0003661

Fuente: Salati (1996) y Mendes (1994)

• **Procedimientos auxiliares**

Uno de los procedimientos implícitos en todas las actividades anteriores es la intersección de los mapas para el cálculo del área de los municipios de la Cuenca, dato que es empleando en la mayoría de cálculos anteriores. Obviamente este proceso sólo es ejecutado si los mapas tienen el mismo sistema de proyección y coordenadas, tal y como se explicó anteriormente. En este contexto, la intersección es un proceso que calcula la intersección geométrica de dos mapas, resultando un nuevo mapa (figura V.4.1).

Otro procedimiento auxiliar es el cálculo de la población (para cuantificar las demandas de aguas y vertidos de aguas residuales) con base en procedimientos de extrapolación matemática, los cuales se basan en tasas de



## SECCIÓN V. SISTEMAS DE UTILIZACIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

crecimiento (o declive) geométricas. Por ejemplo, considerando que la variación de la población de dos municipios se da de acuerdo con las tablas que se muestra a continuación:

Año	Identificador	Población
1980	Municipio 1	59.336
1980	Municipio 2	357.002
1990	Municipio 1	60.060
1990	Municipio 2	328.123

La variación de la población del municipio 1 y 2 se puede calcular:

$$\left[ \left( \frac{60.060}{59.336} \right) - 1 \right] * 100\% = 1.22\%$$

$$\left[ \left( \frac{328.123}{357.002} \right) - 1 \right] * 100\% = -8.1\%$$

Con base en estos datos, se puede estimar la población del municipio 1 para el año 2000:

$$60.060 + \left( \frac{1.22}{100} \right) * 60.060 = 60.793, \text{ o}$$

$$60.060 \left[ 1 + \left( \frac{1.22}{100} \right) \right] = 60.793 \text{ hab}$$

Y, para el año 2010 :

$$60.793 * \left[ 1 + \left( \frac{1.22}{100} \right) \right] = 61.535 \text{ hab}$$

Por lo tanto, el crecimiento geométrico de la población de un municipio, para cualquier intervalo de tiempo, se puede calcular de acuerdo con la siguiente fórmula :

$$P_{t+1} = P_t * (1 + r) \quad [V.4.5]$$

siendo:

P: población

t: intervalo de tiempo

r: tasa de crecimiento

Para calcular más de un intervalo de tiempo, se sigue la siguiente lógica:

$$P_{t+2} = P_t * (1+r) * (1+r),$$
$$P_{t+2} = P_t * (1+r)^2$$

resultando en:

$$P_t = P_0 * (1+r)^t \quad [V.4.6]$$

donde:

$P_0$  es la población inicial.

calculando la tasa de crecimiento geométrico  $r$  como:

$$r = \left( \frac{P_t}{P_0} \right)^{\frac{1}{t}} - 1 \quad [V.4.7]$$



# Capítulo V. 5. Teledetección y sistemas de información geográfica para la obtención, análisis y gestión de la información hidrológica

## Introducción

El estudio y gestión de la información relacionada con los sistemas hídricos, tanto por el ámbito espacial como por volumen de datos sobre los diferentes fenómenos y componentes, requiere de medios potentes para la captura, procesamiento y análisis de la información.

En la actualidad, las técnicas de teledetección, conjuntamente con los sistemas de información geográfica (SIG) y los sistemas de posicionamiento global (GPS), se han convertido en herramientas tecnológicas de amplia difusión en las investigaciones de los ecosistemas acuáticos (Díaz *et al.*, 2004). Estas técnicas proporcionan datos espaciales que son analizados con avanzados medios de cómputo para obtener información de la existencia, estado y ubicación espacial de los elementos en la superficie terrestre.

## Teledetección

Las técnicas de teledetección se basan fundamentalmente en las propiedades que poseen los diferentes cuerpos para reflejar o emitir energía electromagnética proveniente de la radiación solar o de otra fuente de energía incidente sobre la superficie terrestre, de manera que las radiaciones electromagnéticas actúan como fuente portadora de información de los objetos que se encuentran sobre la superficie de la Tierra.

Para la captación de las radiaciones electromagnéticas se utilizan sensores instalados a bordo de los satélites de observación terrestre los cuales producen imágenes con diferentes niveles de resolución espacial, espectral y temporal que le son propias. Ello le imprime a estas técnicas características específicas que las diferencian sustancialmente de los métodos tradicionales. Además, la resolución de los sensores corresponde a la habilidad de un sistema sensor para discriminar información dentro de la imagen. Así pues, se habla de los siguientes tipos de resolución: resolución espacial, resolución espectral, resolución temporal, resolución radiométrica referido al intervalo dinámico o el número potencial de datos registrados por cada banda; esto es, el número de bits en que se divide la energía registrada.

## SECCIÓN V. SISTEMAS DE UTILIZACIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

A continuación se verán, de forma resumida, las diferentes definiciones y tipos de resolución en los satélites operacionales para el estudio de los recursos naturales, entre ellos el recurso hídrico.

**Resolución espacial.** Es la medida de la superficie más pequeña que puede ser registrada por un sensor, o el área en tierra representada por cada pixel (ver tabla V.5.1).

**Resolución espectral.** Se refiere a los intervalos específicos de la longitud de onda del espectro electromagnético que un sensor puede registrar (ver tabla V.5.2).

**Resolución temporal.** Es la periodicidad con la que el sensor adquiere imágenes de la misma porción del terreno (ver tabla V.5.3).

La resolución radiométrica se refiere al intervalo dinámico o el número potencial de datos registrados por cada banda; esto es, el número de bits en que se divide la energía registrada.

### Programa ENVISAT (ENVironmental SATellite) ESA

Este programa se encuentra en operación desde 2001 y tiene como objetivo el estudio y monitoreo del medio ambiente. El sistema de monitoreo ambiental está dotado de los siguientes sensores: radar de apertura sintética

**Tabla V.5.1. Resolución espacial de diferentes sistemas operacionales.**

Sistemas operacionales	Resolución espacial
IKONOS	1 x 1 m
SPOT	20 x 20 m en modo multiespectral 10 x 10 m en modo pancromático
SPOT (última versión)	10 x 10 m en modo multiespectral 5 x 5 m en modo pancromático
Lansat-7 TM	30 x 30 m
MOS-VTIR, Nimbus-CZCS, NOAA-AVHRR	Entre 500 y 1100 m de lado
Meteosat, GOES, GMS	5 km

**Tabla V.5.2 Resolución espectral de los sistemas SPOT y Lansat-7 TM.**

Sistemas operacionales	Resolución espectral
SPOT	<p><i>Modo multiespectral:</i></p> <p>500-590 nm visible verde</p> <p>610-680 nm visible rojo</p> <p>790-890 nm infrarrojo cercano</p> <p><i>Modo pancromático:</i></p> <p>510-730 nm</p>
Lansat-7 TM	<p>450-520 nm visible azul verde</p> <p>520-600 nm visible verde</p> <p>630-690 nm visible rojo</p> <p>760-900 nm infrarrojo cercano</p> <p>1550-1750 nm infrarrojo medio</p> <p>2080-2350 nm infrarrojo térmico</p> <p>10400-12500 nm infrarrojo térmico</p>

**Tabla V.5.3. Resolución temporal de los principales sistemas operacionales.**

Sistemas operacionales	Resolución temporal
Meteosat	30 minutos
NOAA-AVHRR	12 horas
Landsat	18 días
SPOT	26 días

ASAR, radar altímetro Ra-2 para el estudio de cuerpos de agua, glaciares y la superficie terrestre, dos barredores ópticos (MERIS y AATSR) para el análisis de las aguas oceánicas y costeras, la biología marina, el monitoreo de la contaminación y la determinación precisa de la temperatura superficial, tres equipos complementarios (MIPAS, GOMOS y SCIAMACHY) para el estudio de las capas atmosféricas.

### *Interpretación de imágenes*

La interpretación de las imágenes suele realizarse de modo visual o digital. La interpretación visual utiliza indicadores tales como las diferencias de brillantes espectral, tono, textura y estructura, configuración, forma y sombra. La interpretación digital comprende diversas operaciones como las correcciones geométricas y radiométricas de la imagen, el mejoramiento y realce de la imagen, los cocientes de bandas, entre otras.

Entre los tipos más frecuentes de operaciones digitales figuran los cocientes de bandas. Por ejemplo, para los estudios de la turbidez de las aguas se utiliza la expresión  $T = IR/R$ , donde IR es la banda infrarroja y R, la banda roja.

Para obtener diferentes tipos de vegetación, así como su estado se utiliza el índice de vegetación normalizado el cual se determina por la siguiente fórmula:

$$IVN = (IR - R) / (IR + R) \quad [V.5.1]$$

### **Sistemas de información geográfica**

Paralelamente con el desarrollo de la teledetección, y como resultado de la necesidad de procesar elevados volúmenes de información en plazos breves, surgen los sistemas de información geográfica. De acuerdo con cada aplicación y partiendo de las funciones básicas que debe realizar, se puede definir un SIG, como un sistema de equipos (hardware), programas (software) y procedimientos (orgware) preparados para capturar, editar, manejar, analizar y desplegar datos espacialmente georreferenciados. Un SIG operacional integra cinco componentes claves: equipamiento, software, datos, recursos humanos y métodos.

Un SIG almacena información acerca del mundo como una colección de capas temáticas que pueden estar vinculadas mutuamente a través de la geografía, tal como se muestra en la tabla V.5.4.

Los objetos representados en un SIG generalmente presentan tres tipos de atributos: espaciales, temporales y temáticos.

Los SIG permiten realizar diversas tareas de consultas y análisis geográficos como por ejemplo:

- a) encontrar un cuerpo de agua adecuado para cierto uso;
- b) investigar relaciones entre componentes (agua, clima, suelo, cobertura vegetal);
- c) determinar el trazo óptimo para la construcción de un canal;
- d) encontrar todos los cuerpos de agua en un área determinada que cumplan ciertas características;
- e) etc.

La utilidad principal de un SIG radica en su capacidad para construir modelos o representaciones del mundo real a partir de las bases de datos digitales y para utilizar esos modelos en la simulación de los efectos que un proceso de la naturaleza o una acción antrópica produce sobre un determinado escenario en una época específica. La construcción de modelos constituye un instrumento muy eficaz para analizar las tendencias y



## SECCIÓN V. SISTEMAS DE UTILIZACIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

Tabla V.5.4. Ejemplo de elección de capas temáticas.

Tema	Capas temáticas
Hidrología	Regiones hidrológicas, cuencas, subcuencas, lagos, embalses, corrientes perennes, intermitentes, manantiales, acuíferos, etc.
Instalaciones hidrotécnicas	Presas, canales, zonas de extracción de agua, tanques de agua elevados, acueductos, estanques, instalaciones de bombeo, plantas hidroeléctricas, pozos, plantas de tratamiento, plantas potabilizadoras.
Contaminación natural o artificial	Focos contaminantes, tipos y zonas de influencia, eutrofización,
Disponibilidad del agua	Disponibilidad del agua, tipos de usuarios.
Clima	Estaciones climáticas, pluviosidad, temperatura, evaporación, régimen de vientos.
Relieve	Curvas de nivel, tipos y formas del relieve
Suelos	Tipos de suelos, uso y tenencia de la tierra, erosión de suelos, regiones agroecológicas.
Vegetación, flora y fauna	Tipos de cobertura vegetal, táxones de interés de la flora y la fauna.
Áreas protegidas	Zonas de reserva, parques nacionales, zonas de uso restringido.
Actividades económicas	Pesca, caza, turismo, actividad forestal, acuicultura
Límites político administrativos	Límites estatales, provinciales, municipales, etc.

determinar los factores que las influyen, así como para evaluar las posibles consecuencias de las decisiones de planificación sobre los recursos existentes en el área de interés.

### ***Ventajas de la teledetección y los SIG***

Los métodos tradicionalmente empleados en las investigaciones hidrológicas y oceanológicas han encontrado en la teledetección y los SIG poderosas herramientas de apoyo que han permitido pasar de las mediciones puntuales en diferentes momentos de tiempo a la fase de caracterización del área de los fenómenos en tiempo cuasireal.

Las escalas temporales (días, semanas, meses, años, etc.) y espaciales (metros, kilómetros, cuenca, etc.) que se pueden obtener con la teledetección, así como el carácter multidisciplinario de las imágenes constituyen aspectos cualitativamente novedosos en el estudio de los recursos hídricos.

La posibilidad de obtener imágenes repetitivas sobre el estado de los complejos naturales, sobre todo en regiones de difícil acceso (humedales, glaciales por ejemplo), permite estudiar la dinámica de los objetos, fenómenos para procesos y establecer las tendencias de evolución y pronósticos de desarrollo.

El registro simultáneo de los datos (en fracciones muy pequeñas de tiempo), con diferentes niveles de resolución espacial brinda la posibilidad de realizar estudios a partir de información homogénea y con diferentes niveles de generalización (global, regional, local) sobre el estado de los diferentes componentes.

El carácter multidisciplinario de las imágenes está determinado por la posibilidad de captar información sobre diferentes componentes naturales y aspectos socioeconómicos, lo que permite abordar el estudio de manera integrada, teniendo en cuenta las interrelaciones entre los elementos del medio.

### ***Aplicaciones en el estudio de los ecosistemas acuáticos***

La red hidrográfica es uno de los componentes del medio que mejor se manifiesta en las imágenes satelitarias. La nítida representación de los objetos hidrológicos permite llevar a cabo la cartografía de la red de ríos, canales, lagos, embalses, así como definir las vertientes, parteaguas, cuencas.

Las técnicas de teledetección y los SIG se utilizan con éxito en el estudio de algunos aspectos del régimen hídrico como son el inventario del agua superficial, la formación de avenidas, la modelación hidrológica, la estimación de modelos de escurrimiento y erosión, la observación y seguimiento de inundaciones catastróficas y la lucha contra éstas, así como en el estudio del ciclo hidrológico global, entre otras aplicaciones.

En la hidrología actual los cálculos del escurrimiento se realizan frecuentemente a partir de la modelación hidrológica, la cual sirve de base para el pronóstico del escurrimiento en las cuencas con poca disponibilidad de datos de observación. La elaboración de modelos hidrológicos de escurrimiento contempla una serie de parámetros vinculados con la situación geográfica de la cuenca que son fácilmente observables en las imágenes satelitales. Entre ellos se encuentran la existencia de fuentes colectoras naturales, humedales, cobertura vegetal, uso de la tierra.

En los ríos alimentados por glaciales se puede determinar el grado de cobertura de la cuenca con agua en estado líquido y sólido en las diferentes fases de formación del escurrimiento: área de la cuenca cubierta con nieve durante el deshielo; magnitud de los caudales en los cauces. Existen numerosas investigaciones dedicadas a la elaboración de pronósticos de caudales a partir de la medición en las imágenes satelitarias de la cobertura de nieve en las cuencas. Las imágenes SAR pueden ser utilizadas para la cartografía de la cobertura de nieve, determinar sus espesores y dinámica de desarrollo, así como en la determinación de los tipos de hielos según sus edades.

Durante el estudio de lagos y embalses, las imágenes satelitales, y en particular las multiespectrales, resultan de gran efectividad para el estudio de la calidad y contaminación del agua: grado de turbidez, eutrofización, vertimientos, arrastres de material sólido por los ríos, etc. En los Estados Unidos y otros países se elaboran mapas operativos de la turbidez, la vegetación acuática y el contenido de clorofila. En Cuba, las imágenes satelitales se han utilizado con éxito en el estudio y cartografía de los tipos de sedimentos de fondo, biotopos subacuáticos, paisajes y geomorfología submarinos, entre otros (Fernández *et al*, 1988). Así pues, gracias a la elevada reflectancia de los sedimentos arenosos y a la capacidad de las radiaciones electromagnéticas de penetrar a diferentes profundidades en la masa de agua, ha sido posible ubicar la posición y delimitar su configuración de grandes cuerpos de arena en diferentes sectores de la plataforma submarina. El conocimiento sobre estas reservas de arena no sólo cumple una función ambiental en el mantenimiento de la dinámica litoral, sino también una importante función práctica por el valor de este recurso como material para la construcción. De igual forma, por el tono oscuro y textura específica se han podido cartografiar con exactitud los fondos fangosos donde habitan valiosas especies de crustáceos como el camarón o los placeres con vegetación submarina del tipo *Thalassia testudinum* y las zonas de distribución de zorriños las cuales resultan de gran interés para las pesquerías de langostas.

Los sistemas de pastos marinos, macroalgas y manglares exhiben una serie de características que permiten la aplicación directa de las técnicas de ecología del paisaje desarrolladas en tierra. Éstos se presentan en parches visualmente discretos, cuyos límites pueden ser rápidamente mapeados y donde es posible evaluar directamente y de forma instantánea aspectos relevantes como su cobertura geográfica, densidad y biomasa. Por lo que la diversidad de hábitat de pastos marinos, manglares y algas son sujetos adecuados para la ecología del paisaje con base en sensores remotos. A partir del cálculo del NDVI en imágenes AVHRR se realiza la estimación de la biomasa de la cobertura vegetal.

## SECCIÓN V. SISTEMAS DE UTILIZACIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

De igual forma resultan de gran interés los mapas geomorfológicos, batimétricos y topográficos del fondo marino elaborados con el empleo combinado de los sondeos tradicionales y la información satelitaria (Fernández *et al.*, 1988). Por primera vez ha sido posible representar con precisión la configuración planimétrica de grandes laberintos de formaciones coralinas, bancos de dunas, canchilones erosivos, canales y depresiones tectónicas. En condiciones óptico meteorológicas y de transparencia adecuada del mar se ha podido registrar el fondo a profundidades superiores a los 30 m. En Cuba se han utilizado con éxito las imágenes satelitales para la determinación de la traza apropiada (tipos de fondos marinos) durante la construcción de viaductos en el mar.

El uso de los sensores remotos en la oceanografía ha permitido determinar la biomasa del fitoplancton marino, medida como concentración de pigmentos fotosintéticos. A partir de imágenes de color de la concentración de pigmentos en el agua oceánica, se puede obtener una estimación cuantitativa de la productividad primaria en grandes áreas oceánicas.

El Instituto de Limnología de San Petersburgo en diferentes lagos de Rusia, realizó interesantes trabajos para la verificación y control de la calidad física del agua, turbidez y concentraciones de algas, utilizando un lidar instalado a bordo de un avión laboratorio. El sensor opera en la región de las radiaciones correspondientes al color rojo por lo que su capacidad de penetración en la masa de agua es escasa lo cual permite registrar la reflectancia proveniente de los bancos de algas en suspensión.

La concentración de actividades antrópicas sobre la línea de costa ejerce presión sobre el medio marino a través de transformaciones de su entorno y los vertidos y depósitos constantes de desechos. El conocimiento y sistematización de grandes áreas de funcionamiento hidrodinámico es necesarios para visualizar el comportamiento de sustancias vertidas en la zona costera. En Cuba, el empleo combinado de imágenes multispectrales en la región visible e infrarroja cercana, así como de imágenes IR térmicas ha permitido localizar con exactitud los focos de vertidos de residuos en diferentes puntos del perímetro de la Bahía de La Habana. Asimismo, se ha registrado la pluma de distribución de las aguas contaminadas de la Bahía de La Habana durante su salida al mar abierto durante sus ciclos naturales de descontaminación.

Por otro lado, el uso de imágenes de radar constituye una alternativa de probada eficacia para el estudio de procesos costeros. Su principio de operación se basa en la emisión y recepción de microondas que reflejan la rugosidad de la superficie del agua, que puede ser alterada por procesos físicos, químicos o biológicos (Martínez-Díaz de León, 1998).

Las imágenes de radar, y particularmente las obtenidas con los denominados radares de apertura sintética (SAR), se utilizan eficientemente en el estudio de la superficie y salinidad del mar, la vegetación hídrica y para detectar manchas de petróleo en la superficie del agua (Noriega y Lozano-García 1998). La capacidad de observación de los instrumentos SAR, representan una ventaja sobre sensores que trabajan en la banda del visible e infrarrojo ya que, como es conocido, permiten obtener imágenes en condiciones adversas de iluminación y nubosidad.

### ***Aplicación en las tareas de monitoreo hídrico***

El desarrollo de las técnicas de monitoreo satelitario (observación y medición de cambios cualitativos y cuantitativos, estudio de la dinámica de desarrollo y tendencias de evolución de los procesos y fenómenos) es, incuestionablemente, uno de los grandes aportes de los sensores remotos en las investigaciones hidrológicas y oceanológicas.

Existen cuatro tipos de catástrofes que causan actualmente daños importantes, en cuya lucha el monitoreo satelital es indispensable. Se trata de los incendios forestales, los vertidos de petróleo, las inundaciones y los terremotos. Los responsables de los servicios de emergencia saben de la importancia de detectar e informar oportunamente de tales sucesos para reducir al mínimo sus efectos.

Los incendios forestales constituyen una problemática importante debido principalmente a la destrucción de masas forestales, arbustivas y pastizales naturales. Estos desastres ocurren con frecuencia en bastas zonas de humedales durante los periodos de sequía prolongada, ocasionando severas afectaciones a los ecosistemas. Además de los impactos ecológicos y socioeconómicos de este fenómeno es importante mencionar los efectos secundarios que provoca a través de la emisión de gases que modifican la atmósfera y el clima. Mediante los datos del satélite NOAA-AVHRR y la utilización de rutinas de pre y post procesamiento se detectan diariamente los focos ígneos y se realizan cartografías semanales de riesgo de ocurrencia de incendios. En países como España se lleva a cabo el monitoreo de la sequía a partir de la determinación diaria del NDVI en los canales 1 y 2 del sensor AVHRR, así como la cartografía de riesgos de incendios forestales obtenida a partir de la relación entre la temperatura superficial (TS) y el NDVI.

Las imágenes de RADARSat con su banda C pueden resultar efectivas para monitorear y dirigir planes de contingencia ante derrames de petróleo, por cuanto permiten conocer la ubicación, extensión, movimiento, etc., de las manchas de petróleo que flotan sobre la superficie del mar.

La utilización efectiva de estos recursos satelitales en programas de investigación, gestión y operación de planes de contingencia, requiere tener en cuenta la adquisición regular de imágenes, los recursos humanos y tecnológicos y en algunos casos su procesamiento cercano al tiempo real.

El empleo de imágenes satelitales en el monitoreo de áreas anegables, llanuras de inundación, humedales, etc., se ha constituido en una herramienta de suma importancia dada la gran superficie que abarcan, la disponibilidad de información en distintas bandas del espectro electromagnético y la relativamente alta frecuencia de toma de dichas imágenes.

La información obtenida por esta vía, referenciada geográficamente en los SIG, hace posible la determinación de superficies anegadas, propiedades y predios afectados por dicho fenómeno, cálculos de frecuencia y duración de la inundación tomando series de imágenes multitemporales, etc. Además, con el apoyo de estudios plano altimétricos e hidrológicos es factible la estimación del riesgo de anegamiento de un área dada, información de suma importancia a la hora de planificar actividades productivas o la realización de obras de infraestructura. En China, por ejemplo, se han estudiado las inundaciones, utilizando imágenes multitemporales obtenidas a partir de la fusión de ERS-1 SAR correspondientes al periodo de inundaciones y Landsat-5 TM antes de las inundaciones.

Mediante el empleo de la teledetección y los SIG se pueden realizar estudios de peligro, vulnerabilidad y riesgo ante catástrofes naturales (inundaciones, incendios forestales y otras contingencias). A partir de las variables de peligro y vulnerabilidad obtenidas a través de la imágenes satelitarias, se determina el factor de riesgo y posteriormente se realiza el cálculo de las prioridades de protección.

Otra utilización adecuada de estas herramientas es en la detección y seguimiento de florecimientos de algas nocivas (mareas rojas), en áreas muy cercanas a las costas. En la actualidad los florecimientos de algas nocivas (FAN), cuya manifestación es predominantemente costera, representan un problema específico de gran interés para la oceanografía, ya que son eventos que pueden tener efectos adversos sobre los recursos pesqueros, economía de la región y salud pública.

## SECCIÓN V. SISTEMAS DE UTILIZACIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

Una de las variables más importantes en los estudios de las masas de agua es la temperatura. La fuente más utilizada para obtener la temperatura superficial del océano son las imágenes NOAA/AVHRR. Además de las estimaciones de temperatura, las imágenes NOAA son muy utilizadas para la detección de vórtices, frentes y surgencias con implicaciones en el cambio ambiental global y la productividad marina. Su uso también está relacionado con el seguimiento de vertederos costeros (plantas termoeléctricas y nucleoelectricas), los cuales contribuyen a cambiar localmente las condiciones en las que se desarrollan los organismos marinos.

Otros campos de utilización efectiva de la información satelital son las investigaciones de la dinámica litoral, el control de los movimientos del *Gulf-Stream* y otras corrientes marinas, así como del movimiento de icebergs en zonas polares. Mediante el empleo de las imágenes ERS-1 y 2 se ha podido determinar la dirección y velocidad del viento a partir de la textura de la superficie del mar.

Como se ha podido apreciar en los ejemplos descritos, las técnicas de teledetección y los SIG permiten obtener grandes volúmenes de información de carácter multipropósito en cortos periodos de tiempo. La diferencia más notable entre los datos obtenidos con sensores de teledetección y la obtenida con los métodos tradicionales radica en la posibilidad de obtener una información areal con homogeneidad temporal de los datos. No obstante, las técnicas de teledetección no sustituyen en modo alguno a los métodos tradicionalmente utilizados en las investigaciones hidrológicas y oceanológicas, sino que más bien los complementan, aunque la información de los sensores remotos posee características cualitativamente diferentes.

# Capítulo V.6. Sistemas de utilización del agua. Caso de estudio

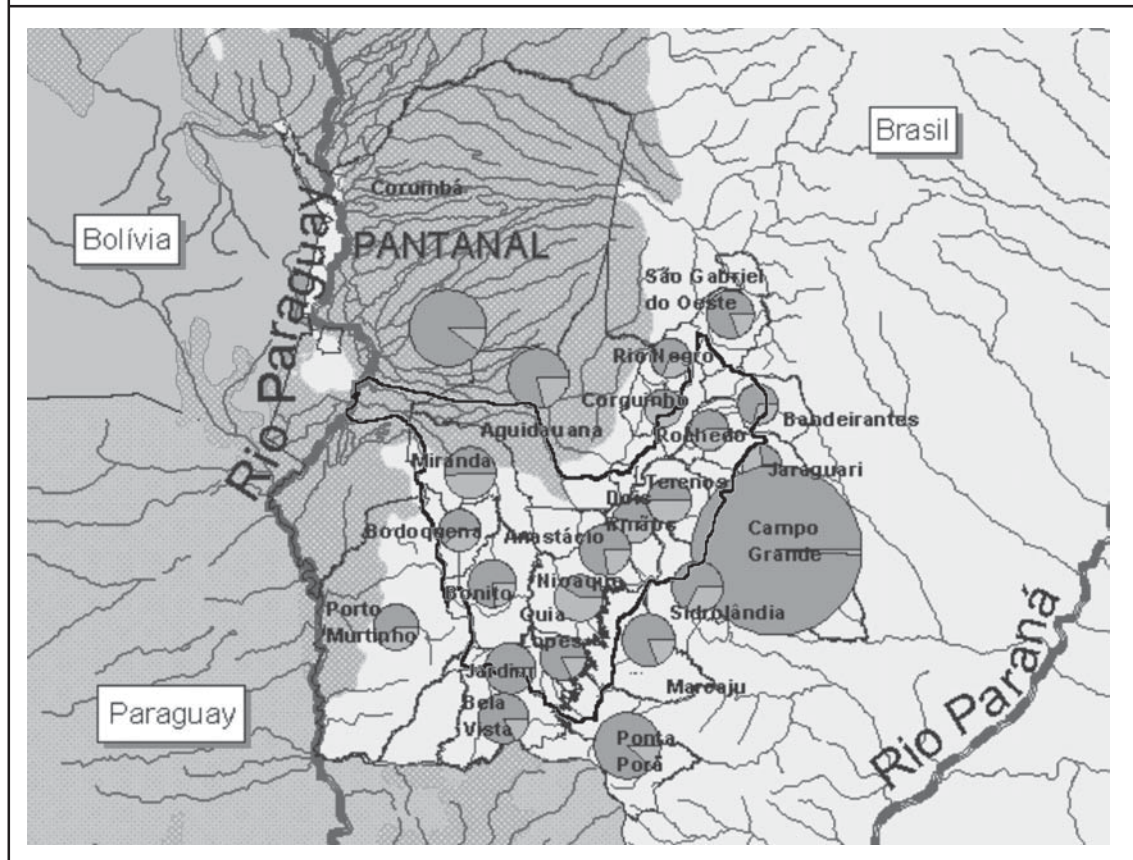
Todos los métodos comentados en esta sección, se aplicaron a un estudio de caso en la Cuenca del Río Miranda. En la figura V.6.1 se presenta la localización de la cuenca así como los principales núcleos urbanos. En esta cuenca, 72% de su población habita en áreas urbanas y 28% en áreas rurales (figura V.6.2). Hay que reseñar que en estas estimaciones de población no fue considerada la población de Campo Grande, pues se encuentra en la división de la Cuenca.

Figura V.6.1. Localización de la Cuenca del Río Miranda y los principales núcleos de población.





Figura V.6.2. Distribución espacial de la población urbana y rural para el año 2000. El tamaño del círculo indica la población total, el área más oscura corresponde a la población urbana y el área más clara a la población rural.

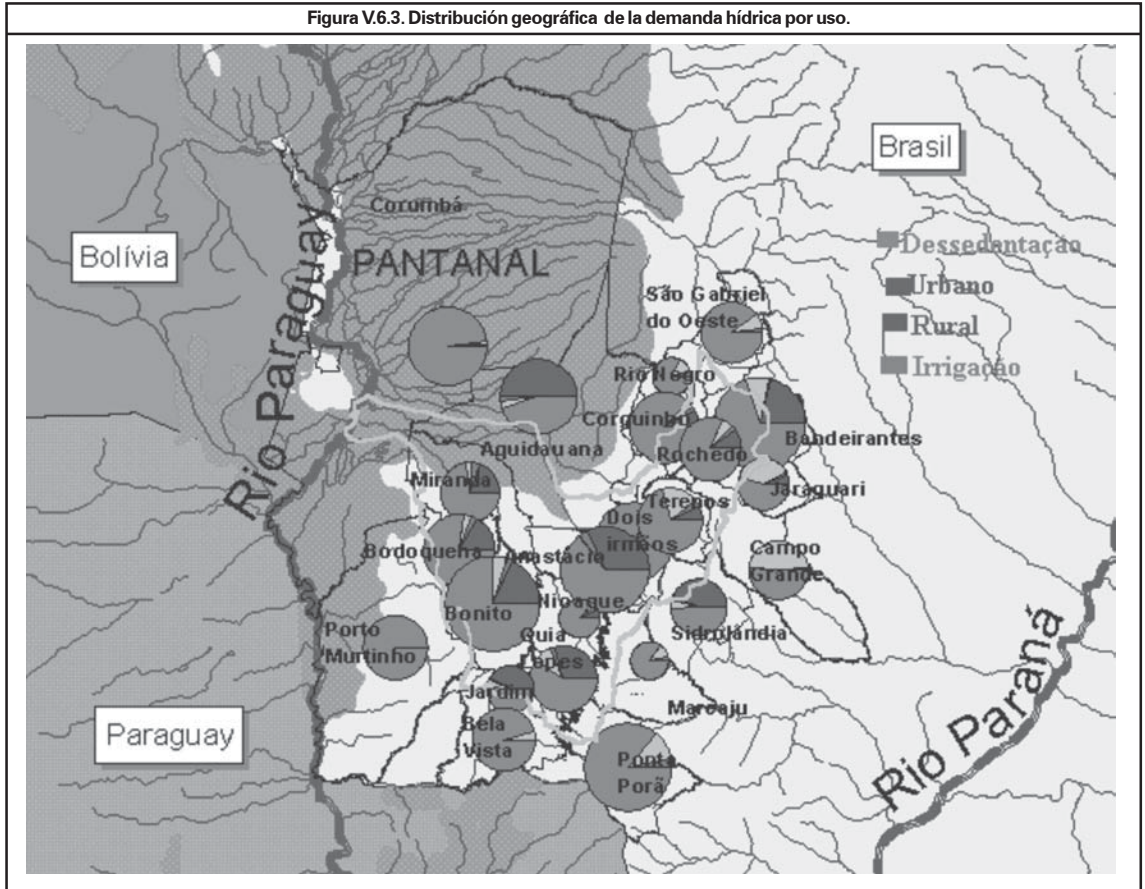


La figura V.6.3 muestra la distribución geográfica de la demanda hídrica, por usos, en la Cuenca del Río Miranda. El tamaño del círculo en esta figura indica la demanda total del municipio y los diferentes tonos de grises, los usos.

La actividad económica preponderante en la región está centrada en la actividad agropecuaria; en especial, la pecuaria de corte practicada en régimen extensivo mediante pasto plantado (braquiérias) y campo nativo (naturales), pero actualmente el turismo está ejerciendo un fuerte impacto económico principalmente en la porción sur de la Cuenca. En términos de cultivos anuales destaca la soya (que presentó un crecimiento importante a partir de la década de los ochenta), el arroz de temporal y de riego y el maíz.

La concentración de la tierra es significativa, y la gran propiedad es una característica de la región. Como reflejo del proceso de uso y ocupación del suelo, y como consecuencia de las prácticas habituales de manejo del suelo (desforestación, introducción de quema y técnicas agrícolas sin los debidos cuidados en la conservación del suelo) y de las intensas precipitaciones pluviométricas concentradas en los meses de verano, se ha podido

Figura V.6.3. Distribución geográfica de la demanda hídrica por uso.



identificar un problema ambiental significativo en varias regiones de la cuenca, destacándose los procesos erosivos (erosión laminar y por surcos).

En lo que concierne al consumo de agua por parte de los diferentes usuarios, se observa que el consumo de agua en la ganadería es el uso consuntivo más importante de las aguas de la Cuenca del Miranda. Hay que señalar que sólo la demanda de los bovinos representa 98% de este consumo. La demanda para el abastecimiento público (urbano y rural) representa 23% del total de la demanda.



## ■ BIBLIOGRAFÍA

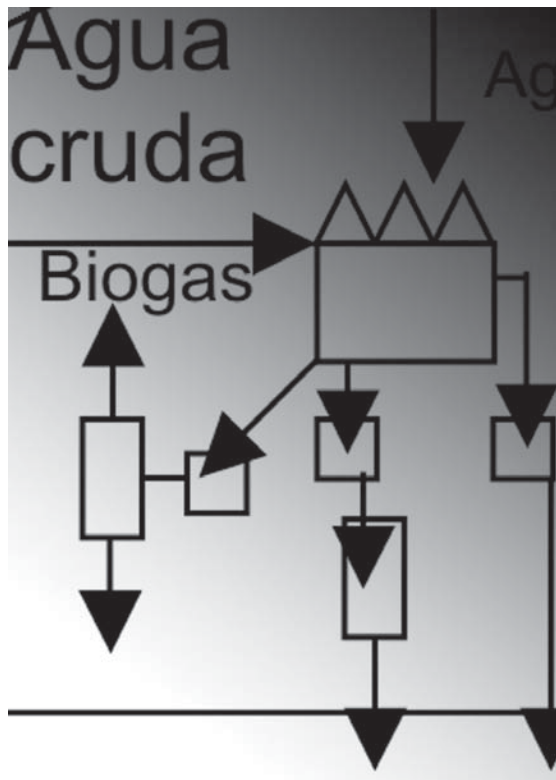
- ABRH (1987). *Modelos para gerencia de recursos hídricos. Colección ABRH de Recursos Hídricos. V.1. Nobel/ABRH. São Paulo.*
- Bernardo, S. (1989). *Manual de irrigación.* Universidade Federal de Viçosas (UFV). Viçosa.
- Díaz-Delgado, C.; E. Quentin; R. Maya; R. Albitier; K.M. Bâ y M.V. Esteller (2004). *Sistema de información para las cuencas hidrológicas del Estado de México, México (SICHEM).* Laboratorio de hidrogeomática del Centro Interamericano de Recursos del Agua, Universidad Autónoma del Estado de México. ISBN: 968-835-840-1.
- Ensminger, M.E. (1973). *Zootecnia general.* Centro Regional de Ayuda Técnica. Agencia para el Desarrollo Internacional (AID). México, Buenos Aires.
- Fernández, L. y D. Caballero (1988). *Empleo de los métodos de Teledetección en el estudio y mapificación de la plataforma submarina de Cuba.* ICGC. La Habana.
- Gondim Filho, J. G. C. (1994). *Sustentabilidad del desarrollo del semiárido, desde el punto de vista de los recursos hídricos.* Proyecto ÁRIDAS. Fortaleza.
- Martínez-Díaz-de-Leon, A. (1998). *The Use of the ERS-2 SAR to Study the Wind Driven Ocean Circulation in the Gulf of Tehuantepec, México, During Norte Events.* Tesis de doctorado. Universidad de Southampton, Inglaterra.
- Mendes, C.A.B. y J.A. Cirilo (2001). *Geo-procesamiento en recursos hídricos: principios, Integración y Aplicación.* Brasil: Asociación Brasileña de Recursos Hídricos. (ISBN 85-88686-03-1).
- Mendes, C.A.B. (1994). *Modelling of pollutant distribution in surface runoff in ungauged catchments using geographical information systems.* Tesis de doctorado. University of Bristol.
- Naciones Unidas. (1976). *The demand for water.* Natural Resources Water Series No. 3, Nova York.
- Noriega, J. y D.F. Lozano-García (1998). *Spatial filtering of radar data for wetland (brackish marshes) classification.* Proceedings of the Fifth International Conference in Remote Sensing for Marine and Coastal

Environment, San Diego California, USA.

Pierce, D.W. y R.K. Turner (1990). *Economics of Natural Resources and the Environment*. Harvester Wheatsheaf, Londres.

Salati, E. (1996). *Diagnóstico ambiental sintético y calidad del agua como herramienta para la planeación regional integrada de la cuenca hidrográfica del río Corumbataí (SP)*. Tesis de Doctorado. CRHEA/ EESC (USP), San Carlos-SP

## SECCIÓN VI



*Conservación  
de los recursos  
hídricos*



# Introducción

El agua es un líquido vital que se necesita en todos los aspectos de la vida. El aprovechamiento de los recursos hídricos contribuye a la productividad económica y el bienestar social de las naciones; además, todas las actividades sociales y económicas descansan de manera importante en el suministro y la calidad del agua potable. Con el aumento de la población y de las actividades económicas, muchos países están llegando con rapidez a una situación en que el agua escasea y/o tiene una calidad deteriorada, por lo que su desarrollo económico se ve obstaculizado.

En la Agenda 21 se señala que el objetivo general de la conservación y la gestión de los recursos hídricos es:

“velar porque se mantenga un suministro suficiente de agua de buena calidad para toda la población del planeta y preservar al mismo tiempo las funciones hidrológicas, biológicas y químicas de los ecosistemas, adaptando las actividades humanas a los límites de la capacidad de la naturaleza y combatiendo los vectores de las enfermedades relacionadas con el agua. Es preciso contar con tecnologías innovadoras, entre ellas las tecnologías locales mejoradas para aprovechar plenamente los recursos hídricos limitados y protegerlos contra la contaminación”.

Hoy en día, la escasa disponibilidad de los recursos hídricos, así como su destrucción gradual y su creciente contaminación, obliga a que se lleve a cabo una planificación y una ordenación integrada de los recursos hídricos. Esa integración ha de abarcar, tanto las aguas superficiales como las subterráneas, y ha de tener debidamente en cuenta los aspectos de la cantidad y calidad del agua.

En esta sección se abordan algunas cuestiones relacionadas con la conservación de los recursos hídricos, como es el vertido y reutilización de las aguas residuales como una fuente alterna de suministro de agua para diversos usos, así como la protección de los recursos hídricos subterráneos tanto a nivel regional, de todo un acuífero, como a nivel local, de una captación de agua en particular. También se trata, en relación con las aguas subterráneas, la recarga artificial de acuíferos como una forma de recuperar acuíferos sometidos a una explotación intensa y almacenar agua a largo plazo.



# Capítulo VI.1. Vertidos: aguas residuales, generación, composición y parámetros de medida

Las aguas residuales son el resultado de la utilización del agua para distintos fines. Como consecuencia de este uso, el agua recoge materias en suspensión y disueltas que alteran sus propiedades. Dependiendo del tipo de utilización, las aguas residuales presentan características muy diferentes. En especial, existe una gran diferencia entre las aguas residuales urbanas o domésticas, originadas en el uso del agua en las casas, y las aguas residuales industriales, provenientes de instalaciones fabriles. Entre estas últimas la diversidad es muy acusada, ya que la alteración de propiedades del agua resultante del uso industrial puede variar entre contaminación puramente física (como ocurre en la contaminación térmica que presentan las aguas de refrigeración) hasta contaminación bioquímica de gran complejidad (aguas que reciben efluentes de industrias farmacéuticas o químicas).

Como ya se ha mencionado, dentro del concepto de aguas residuales se incluyen aguas con diversos orígenes (Metcalf and Eddy, 1991):

a) **Aguas residuales domésticas o aguas negras.** Aguas recogidas en las aglomeraciones urbanas procedentes de los vertidos de las actividades humanas domésticas, o la combinación de éstas con las procedentes de actividades comerciales, industriales y agrarias integradas en dicha aglomeración, y con las de drenaje y escorrentía de dicho núcleo. Suelen contener gran cantidad de materia orgánica y microorganismos, así como restos de jabones, detergentes, lejía y grasas. Sus volúmenes son menores que los de las aguas blancas y sus caudales y contaminación mucho más regulares. El agua residual urbana en las zonas urbanizadas está formada por la reunión de las aguas residuales procedentes de alcantarillado municipal, de las industrias asentadas en el casco urbano y en la mayor parte de los casos de las aguas de lluvia que son recogidas por el alcantarillado.

b) **Aguas blancas.** Pueden ser de procedencia atmosférica (lluvia, nieve o hielo) o del riego y limpieza de calles, parques y lugares públicos. En aquellos lugares en que las precipitaciones atmosféricas son muy abundantes, éstas pueden evacuarse por separado para que no saturen los sistemas de depuración.

c) **Aguas residuales industriales.** Proceden de los procesamientos realizados en fábricas y establecimientos industriales y contienen aceites, detergentes, antibióticos, ácidos y grasas, y otros productos y subproductos de origen mineral, químico, vegetal o animal. Su composición es muy variable, dependiendo de las diferentes actividades industriales.

d) **Aguas residuales agrícolas.** Aguas procedentes de actividades agrícolas y ganaderas. Las aguas agrícolas pueden contener elementos propios tales como fertilizantes, biocidas (plaguicidas, pesticidas, productos fitosanitarios, etc.), estiércol.

## SECCIÓN VI. CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

### Composición

Las aguas residuales se caracterizan por su composición física, química y biológica (Espigares y Pérez, 1985; Rivas, 1978). La tabla VI.1.1 muestra las principales propiedades físicas del agua residual, así como sus principales constituyentes químicos y biológicos, y su procedencia. Es conveniente observar que muchos de los parámetros que aparecen en la tabla están relacionados entre ellos. Por ejemplo, una propiedad física como la temperatura afecta tanto a la actividad biológica como a la cantidad de gases disueltos en el agua residual.

Las aguas residuales, debido a la gran cantidad de sustancias (algunas de ellas tóxicas) y microorganismos que portan, pueden ser causa y vehículo de contaminación en aquellos lugares donde son evacuadas sin un tratamiento previo.

Se puede definir la contaminación del agua como una modificación, generalmente provocada por el hombre, de la calidad del agua, haciéndola impropia y peligrosa para el consumo humano, la industria, la agricultura, la pesca y las actividades recreativas, así como para los animales domésticos y la vida natural.

**Tabla VI.1.1. Características físicas, químicas y biológicas del agua residual y sus procedencias.**

Características	Procedencia
Propiedades físicas	
Color	Aguas residuales domésticas e industriales, degradación natural de materia orgánica
Olor	Agua residual en descomposición, residuos industriales
Sólidos	Agua de suministro, aguas residuales domésticas e industriales, erosión del suelo.
Temperatura	Aguas residuales domésticas e industriales
Constituyentes químicos	
Carbohidratos	Aguas residuales domésticas, industriales y comerciales
Grasas animales, aceites	Aguas residuales domésticas, industriales, comerciales y grasa
Pesticidas	Residuos agrícolas
Fenoles	Vertidos industriales
Compuestos orgánicos volátiles	Aguas residuales domésticas, industriales y comerciales
Alcalinidad	Aguas residuales domésticas, agua de suministro, infiltración de agua subterránea
Cloruros	Aguas residuales domésticas, agua de suministro, infiltración de agua subterránea
Metales pesados	Vertidos industriales
Nitrógeno	Residuos agrícolas y aguas residuales domésticas
pH	Aguas residuales domésticas, industriales y comerciales
Fósforo	Aguas residuales domésticas, industriales y comerciales
Sulfuro de hidrógeno	Descomposición de residuos domésticos
Metano	Descomposición de residuos domésticos
Oxígeno	Agua de suministro; infiltración de agua superficial
Constituyentes biológicos	
Animales	Cursos de agua y plantas de tratamiento
Plantas	Cursos de agua y plantas de tratamiento
Microorganismos	Aguas residuales domésticas

Según esta definición, la contaminación sería una consecuencia ineludible del desarrollo y la civilización. Esto es explicable, ya que conforme aumenta el desarrollo de las poblaciones, se incrementa a su vez la diversidad de los agentes contaminantes procedentes de actividades agrícolas, industriales y urbanas que el hombre no se preocupa de destruir o reciclar, o no lo hace en la magnitud suficiente. De esta forma, se acaba saturando el poder autodepurador del medio natural.

Algunas de las sustancias añadidas al agua por el uso tienen un comportamiento en los organismos vivos que no se conoce. En otros casos, es evidente que la contaminación ambiental por diversas sustancias que quizás no



estén en alta concentración en el medio, pero a las que el hombre está expuesto durante largos periodos de tiempo pueden afectar la salud del hombre. Por ejemplo, hay diversas sustancias relacionadas con enfermedades crónicas, incluido el cáncer

A continuación se relacionan los principales inconvenientes de las aguas residuales (Rivas, 1978).

- Malos olores y sabores. Son consecuencia de la diversidad de sustancias que portan y, sobre todo, de los productos de la descomposición de éstas, especialmente en aquellos procesos, sobre todo anaerobios, en los que se descompone materia orgánica, con desprendimiento de gases. A esto hay que añadir las causas naturales de olores y sabores: la proliferación de microorganismos, los procesos de descomposición, la presencia de vegetación acuática, mohos, hongos, etc., y la reducción de sulfatos a sulfuros, en condiciones anóxicas.

- Acción tóxica. Es el efecto y la repercusión que tienen algunos residuos sobre la flora y fauna natural de las masas hídricas receptoras y sobre los consumidores que utilicen esas aguas, o que se vean afectados por la acumulación de estas sustancias tóxicas en la cadena alimentaria. A este respecto, es importante tener en cuenta que en numerosas ocasiones las aguas residuales se utilizan, sin un tratamiento previo, para el riego de cultivos de verduras y hortalizas, con el enorme riesgo que esto supone, ya que el hombre puede consumirlas crudas, pasando a él directamente la contaminación por tóxicos o microorganismos.

En otras ocasiones, no son directamente los residuos los que provocan la desaparición de los organismos del agua, sino que para la descomposición de las sustancias contaminantes son necesarias grandes cantidades de oxígeno, llegando a agotarse y creando condiciones anóxicas que impiden la vida acuática.

Por estas razones se están realizando diversos estudios sobre la toxicidad de algunos compuestos sobre organismos y microorganismos acuáticos, y sobre los niveles de resistencia y adaptación de éstos a algunas sustancias y elementos presentes en el agua.

Estos organismos se pueden utilizar como bioindicadores de la calidad de las aguas, ya que su presencia o ausencia nos indica el nivel de contaminación, siempre teniendo en cuenta el medio de referencia, ya que la presencia de un mismo organismo en distintos medios puede indicar distintos grados de polución, según el medio del que se trate, y la simple comparación puede llevar a una subestimación del grado de contaminación.

Los efectos tóxicos pueden ser:

- Letales: causan muerte por envenenamiento directo.
- Subletales: por debajo de los niveles que causan la muerte, pero que pueden afectar al crecimiento, reproducción o actividad de los organismos.
- Agudos: causan un efecto (normalmente la muerte) en un corto periodo de tiempo.
- Crónicos: causan un efecto letal o subletal durante un periodo de tiempo prolongado.
- Acumulativos: se incrementa el efecto con dosis sucesivas.

Los compuestos con acción tóxica tienen características y orígenes diversos (Espigares y Pérez, 1985):

### **a) Compuestos orgánicos**

Los compuestos orgánicos de efluentes domésticos e industriales representan el problema más antiguo y conocido de contaminación del agua. En un principio se priorizaban los efectos de los residuos domésticos sobre los industriales, debido al potencial de efectos agudos sobre la salud que poseían los residuos humanos, en comparación con la creencia de que los residuos industriales producían sólo efectos indirectos. Pero conforme

## SECCIÓN VI. CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

fueron apareciendo nuevos compuestos químicos procedentes de las industrias, se empezó a prestar una mayor atención a los efectos de los residuos industriales sobre la salud y su impacto en el medio ambiente.

Hay una gran diversidad de compuestos orgánicos presentes en el ambiente acuático causando la polución de éste, y existen numerosas técnicas para detectarlos.

Es posible citar a los hidrocarburos, y dentro de éstos a los hidrocarburos aromáticos policíclicos, algunos de los cuales son cancerígenos. También son muy importantes los fenoles que provocan problemas de olor y sabor acentuados cuando reaccionan con el cloro en los procesos de cloración del agua.

Otras sustancias a tomar en cuenta son los compuestos organometálicos, ya que su presencia en el medio ambiente, incluso a pequeñas concentraciones, puede afectar a la cadena alimentaria, alcanzando concentraciones mucho mayores en los organismos. Los de mayor interés son los derivados del plomo, cadmio, estaño y mercurio.

Mención especial merecen las industrias estacionales (azucareras, almazaras, etc.) que provocan contaminaciones agudas en determinadas épocas del año.

### b) Compuestos inorgánicos y minerales

Proceden de industrias mineras y de productos químicos inorgánicos. Entre ellos podemos citar al amonio, cianuros, fluoruros, sulfuros, sulfitos y nitritos.

También están los metales pesados, que se acumulan en la cadena alimentaria a través de la captación por el fitoplancton, peces y organismos filtradores, y pueden afectar al hombre.

De todos los residuos industriales, el drenaje ácido de las minas alcanza el récord en cuanto a perjuicios para las fuentes de agua, puesto que aumenta los costos de tratamiento y distribución y origina corrosiones.

### c) Compuestos procedentes de efluentes agrícolas

Los residuos agrícolas contienen altos niveles de nitratos, fosfatos, amonio y sulfuros, y el drenaje de los silos puede ser tóxico, debido a sus bajos niveles de pH. Pero los compuestos más tóxicos de estos efluentes son los fertilizantes, herbicidas, fungicidas e insecticidas.

### d) Compuestos que se forman durante el tratamiento del agua

Los compuestos que se forman durante el tratamiento del agua, asociados al proceso de cloración son los trihalometanos, de los cuales uno de los más peligrosos es el cloroformo, por su posible carácter carcinogénico. La formación de trihalometanos se ve acentuada cuando el agua tiene gran contenido en materia orgánica, como consecuencia de los crecimientos explosivos de algas en los meses estivales.

Por otro lado, en encuentran los microorganismos presentes en las aguas residuales. Hay que tener en cuenta que los patógenos humanos transmitidos por el agua incluyen muchos tipos de microorganismos tales como: bacterias, virus, protozoos y, en ocasiones, helmintos (lombrices), todos ellos muy diferentes en tamaño, estructura y composición.

Las bacterias más comunes son (tabla VI.1.2):

*Shigellae dysenteriae*, que causa la disentería (diarrea sangrante), una enfermedad que se manifiesta con fiebres altas, síntomas tóxicos, retortijones, pujos intensos e incluso convulsiones.

## CAPÍTULO VI.1. VERTIDOS: AGUAS RESIDUALES, GENERACIÓN, COMPOSICIÓN...

Esta enfermedad puede causar epidemias de gran magnitud, con altísimos índices de mortalidad, como la que se registró en América Latina entre 1969 y 1973, que causó más de 500 mil enfermos y 9 mil muertos.

*Salmonella typhi*, es un bacilo que causa la fiebre tifoidea, una enfermedad sistémica grave que puede dar lugar a hemorragia o perforación intestinal. Aunque el agente de la fiebre tifoidea puede transmitirse también por alimentos contaminados y por contacto directo con personas infectadas, la forma más común de transmisión es a través del agua. La fiebre tifoidea ha sido prácticamente eliminada de muchas partes del mundo, principalmente como resultado del desarrollo de métodos efectivos para tratar el agua.

*Salmonella spp.*, agente de salmonelosis, enfermedad más frecuente que la fiebre tifoidea, pero generalmente menos severa.

*Vibrio cholerae*, agente etiológico del cólera, se transmite habitualmente a través del agua. Sin embargo, también puede transmitirse por consumo de mariscos u hortalizas crudas. La enfermedad ha sido prácticamente eliminada en los países desarrollados gracias a la eficaz potabilización del agua.

*Escherichia coli*, generalmente las cepas de *E. coli* que colonizan el intestino son comensales; sin embargo, dentro de esta especie se encuentran bacterias patógenas causantes de una diversidad de enfermedades gastrointestinales. Dentro de los *E. coli* patógenos se incluyen: *E. coli enteropatógeno*, *E. coli enterotoxigénico*, *E. coli enteroinvasivo*, *E. coli enterohemorrágico*, *E. coli enteroadherente*, *E. coli enteroagregativo*.

**Tabla VI.1.2. Principales bacterias existentes en el agua.**

Bacterias	Fuente	Periodo de incubación	Duración	Síntomas clínicos
<i>Salmonella typhi</i>	Heces, orina	7 - 28 días (14)	5 - 7 días (semanas –meses)	Fiebre, tos, náusea, dolor de cabeza, vómito, diarrea
<i>Salmonella sp.</i>	Heces	8 - 48 horas	3 - 5 días	Diarrea acuosa con sangre
<i>Shigellae sp.</i>	Heces	1 - 7 días	4 - 7 días	Disentería (diarrea con sangre), fiebres altas, síntomas tóxicos, retortijones, pujos intensos e incluso convulsiones.
<i>Vibrio cholerae</i>	Heces	9 - 72 horas	3 - 4 días	Diarrea acuosa, vómito, deshidratación
<i>V. cholerae No.-01</i>	Heces	1 - 5 días	3 - 4 días	Diarrea acuosa
<i>Escherichia coli enterohemorrágica O157:H7</i>	Heces	3 - 9 días	1 - 9 días	Diarrea acuosa con sangre y moco, dolor abdominal agudo, vómitos, no hay fiebre
<i>Escherichia coli enteroinvasiva</i>				Diarrea, fiebre, cefalea, mialgias, dolor abdominal, a veces las heces son mucosas y con sangre
<i>Escherichia coli enterotoxigénica</i>	Heces	8 - 24 horas	1 - 2 semanas	Dolores abdominales, diarrea acuosa, fiebre con escalofríos, náusea, mialgia
<i>Yersinia enterocolitica</i>	Heces	5 - 48 horas	3 - 19 días	Dolor abdominal, diarrea con moco, sangre, fiebre, vómito
<i>Campylobacter jejuni</i>	Heces, orina	1 - 11 días (24 - 48 horas)	1 - 21 días (9)	Diarrea, dolores abdominales, fiebre y algunas veces heces fecales con sangre, dolor de cabeza
<i>Plesiomonas shigelloides</i>	Heces	2 - 5 días (42 - 72 horas)	7 - 10 días	Fiebre, escalofríos, dolor abdominal, náusea, diarrea o vómito
<i>Aeromonas sp.</i>	Heces	20 - 24 horas	1 - 2 días	Diarrea, dolor abdominal, náuseas, dolor de cabeza y colitis, las heces son acuosas y no son sanguinolentas
	Heces	Desconocido	1 - 7 días	

En el caso de los virus, hay que destacar el de la hepatitis A y E, los enterovirus, los adenovirus y los rotavirus, una de las principales causas de la gastroenteritis infantil. Los virus adquieren una importancia especial para la salud pública, ya que se evacuan en gran cantidad a través de deposiciones de individuos infectados (tabla VI.1.3).

## SECCIÓN VI. CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

**Tabla VI.1.3. Principales virus existentes en el agua.**

Virus	Fuente	Periodo de incubación	Duración	Síntomas clínicos
Enterovirus (Poliovirus 1, 2, 3, Coxsackie A y B, Echovirus).	Heces	3 - 14 días (5 - 10)	Variable	Gastrointestinales (vómitos, diarrea, dolor abdominal y hepatitis); encefalitis, enfermedades respiratorias, meningitis, hiperangina, conjuntivitis
Astrovirus	Heces	1 - 4 días	2 - 3 días	Náusea, vómito, diarrea, dolor abdominal, fiebre
Virus de la Hepatitis A (VHA)	Heces	15 - 50 días (25 - 30)	1 - 2 semanas hasta meses	Cansancio, debilidad muscular, síntomas gastrointestinales como pérdida de apetito, diarrea y vómito, o síntomas parecidos a la gripe como dolor de cabeza, escalofríos y fiebre; sin embargo, los síntomas más llamativos de esta enfermedad son la ictericia, es decir, el cambio que se produce en el color de los ojos y la piel hacia un tono amarillo (a veces intenso), las heces pálidas y la coloración intensa de la orina. A diferencia de los adultos, en niños se presentan signos más atípicos y síntomas gastrointestinales como náusea, vómito, dolores abdominales y diarrea.
Virus de la Hepatitis E (VHE)	Heces	15 - 65 días (35 - 40)	Similar a lo descrito para VHA	Similar a lo descrito para VHA
Rotavirus (Grupo A)	Heces	1 - 3 días	5 - 7 días	Gastroenteritis
Rotavirus (Grupo B)	Heces	2 - 3 días	3 - 7 días	Gastroenteritis
Calicivirus	Heces	1 - 3 días	1 - 3 días	Diarrea, náusea, vómito, dolor de cabeza, dolor abdominal
Virus Norwalk-like	Heces	1 - 2 días	1 - 4 días	

Entre los protozoos, se pueden reseñar (tabla VI.1.4):

*Giardia lamblia*, agente de giardiasis, una forma de gastroenteritis aguda. Es un protozoo flagelado que se transmite a las personas principalmente por el agua contaminada. Las células del protozoo, trofozoítos, producen una forma de reposo llamada "quiste" y ésta es la forma primaria transmitida por el agua.

*Cryptosporidium*, agente de cryptosporidiosis caracterizada por una fuerte diarrea, autolimitada en individuos normales. En 1994 se reportaron 400 mil casos de cryptosporidiosis en Milwaukee, Wisconsin, EEUU.

**Tabla VI.1.4. Principales parásitos transmitidos por el agua.**

Parásito	Fuente	Periodo de incubación	Duración	Síntomas clínicos
Giardia lamblia	Heces	5 - 25 días	Meses - años	Puede ser asintomática (hasta un 50%) o provocar una diarrea leve. También puede ser responsable de diarreas crónicas con mala absorción y distensión abdominal.
Cryptosporidium parvum	Heces	1 - 2 semanas	4 - 21 días	Provoca diarrea acuosa, con dolor abdominal y pérdida de peso. Es un cuadro grave en un huésped comprometido y una infección oportunista en otros pacientes.
Entamoeba histolytica / Amebiasis	Heces	2 - 4 semanas	Semanas - meses	Dolor abdominal, estreñimiento, diarrea con moco y sangre
Cyclospora var. cayetanensis	Heces	3 - 7 días	Semanas - meses	Diarrea acuosa con frecuentes deposiciones, náuseas, anorexia, dolor abdominal, fatiga, pérdida de peso, dolores musculares, meteorismo, y escasa fiebre.
Balantidium coli	(oocistes)	Desconocido	Desconocido	Dolor abdominal, diarrea con moco y sangre, pujo y tenesmo
Dracunculus medinensis	Heces	Desconocido	Desconocido	El parásito eventualmente emerge (del pie en el 90% de los casos), causando edema intenso y doloroso al igual que úlcera. La perforación de la piel se ve acompañada de fiebre, náuseas y vómitos.
	Larva	8 - 14 meses	Meses	

### Parámetros de medida

Las características físicas más importantes del agua residual son el contenido total de sólidos, término que engloba la materia en suspensión, la materia sedimentable, la materia coloidal y la materia disuelta. Otras características físicas importantes son el color, la temperatura, la densidad, y la turbiedad.

**Sólidos totales.** Analíticamente, se define el contenido de sólidos totales como la materia que se obtiene como residuo después de someter al agua a un proceso de evaporación entre 103 y 105 °C. No se define como sólida aquella materia que se pierde durante la evaporación debido a su alta presión de vapor. Los sólidos totales, o residuo de la evaporación, pueden clasificarse en filtrables o no filtrables (sólidos en suspensión).

Los sólidos sedimentables son los que sedimentan en el fondo de un recipiente de forma cónica (cono de Imhoff) en el transcurso de un periodo de 60 minutos. Los sólidos sedimentables, expresados en unidades de ml/L, constituyen una medida aproximada de la cantidad de fango que se obtendrá en la decantación primaria del agua residual.

**Olores.** Normalmente los olores son provocados por a los gases liberados durante el proceso de descomposición de la materia orgánica. El agua residual reciente tiene un olor peculiar, algo desagradable, que resulta más tolerable que el del agua residual séptica. El olor más característico del agua residual séptica es el generado por la presencia del sulfuro de hidrógeno que se produce al reducirse los sulfatos a sulfitos por acción de microorganismos anaerobios.

**Temperatura.** La temperatura del agua residual suele ser siempre más elevada que la del agua de suministro, hecho principalmente por la incorporación de agua caliente procedente de las casas y los diferentes usos industriales. Dado que el calor específico del agua es mucho mayor que el del aire, las temperaturas registradas de las aguas residuales son más altas que la temperatura del aire durante la mayor parte del año, y sólo son menores que ella durante los meses más calurosos del verano.

**Densidad.** Se define la densidad de un agua residual como su masa por unidad de volumen, expresada en kg/m<sup>3</sup>. Es una característica física importante del agua residual dado que de ella depende la potencial formación de corrientes de densidad en fangos de sedimentación y otras instalaciones de tratamiento.

**Turbidez.** Medida de las propiedades de transmisión de la luz de un agua, es otro parámetro que se emplea para indicar la calidad de las aguas vertidas o de las aguas naturales en relación con la materia coloidal y residual en suspensión. La medición de la turbiedad se lleva a cabo mediante la comparación entre la intensidad de la luz dispersada en la muestra y la intensidad registrada en una suspensión de referencia en las mismas condiciones

Entre las características químicas se encuentran:

**Materia orgánica.** Cerca del 75% de los sólidos en suspensión y del 40% de los sólidos filtrables de un agua residual de concentración media son de naturaleza orgánica. Son sólidos que provienen de los reinos animal y vegetal, así como de las actividades humanas relacionadas con la síntesis de compuestos orgánicos. Los compuestos orgánicos están formados normalmente por combinaciones de carbono, hidrógeno y oxígeno, con la presencia, en determinados casos, de nitrógeno. También pueden estar presentes otros elementos como azufre, fósforo o hierro. Los principales grupos de sustancias orgánicas presentes en el agua residual son las proteínas (40-60%), hidratos de carbono (25-50%), y grasas y aceites (10%). Otro compuesto orgánico con

## SECCIÓN VI. CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

importante presencia en el agua residual es la urea, principal constituyente de la orina. No obstante, debido a la velocidad del proceso de descomposición de la urea, raramente está presente en aguas residuales que no sean muy recientes.

A lo largo de los años se han ido desarrollando diferentes ensayos para la determinación del contenido orgánico de las aguas residuales. En general, los diferentes métodos pueden clasificarse en dos grupos; los empleados para determinar altas concentraciones de contenido orgánico, mayores de 1 mg/L, y los empleados para determinar las concentraciones a nivel de traza, para concentraciones en el intervalo de los 0,001 mg/L a 1 mg/L. El primer grupo incluye los siguientes ensayos de laboratorio: 1) demanda bioquímica de oxígeno (DBO), 2) demanda química de oxígeno (DQO), y 3) carbono orgánico total (COT). Como complemento a estos ensayos de laboratorio se emplea la demanda teórica de oxígeno (DTeO), parámetro que se determina a partir de la fórmula química de la materia orgánica.

**Materia inorgánica.** Los componentes inorgánicos de las aguas residuales y naturales que tienen importancia para la determinación y control de la calidad del agua son diversos. Las concentraciones de las sustancias inorgánicas en el agua aumentan tanto por el contacto del agua con las diferentes formaciones geológicas, como por las aguas residuales, tratadas o sin tratar, que a ella se descargan.

Las aguas naturales disuelven parte de las rocas y minerales con los que entran en contacto. Las aguas residuales, salvo el caso de determinados residuos industriales, no se suelen tratar con el objetivo específico de eliminar los constituyentes inorgánicos que se incorporan durante el ciclo de uso. Las concentraciones de constituyentes inorgánicos aumentan, igualmente, debido al proceso natural de evaporación que elimina parte del agua superficial y deja las sustancias inorgánicas en el agua. Las concentraciones de los diferentes constituyentes inorgánicos pueden afectar mucho a los usos del agua

**pH.** La concentración de ion hidrógeno es un parámetro de calidad de gran importancia tanto para el caso de aguas naturales como residuales. El intervalo de concentraciones adecuado para la adecuada proliferación y desarrollo de la mayor parte de la vida biológica es bastante estrecho y crítico. El agua residual con concentraciones de ion hidrógeno inadecuadas presenta dificultades de tratamiento con procesos biológicos, y el efluente puede modificar la concentración de ion hidrógeno en las aguas naturales si ésta no se modifica antes de la evacuación de las aguas.

**Cloruro.** Otro parámetro de calidad importante es la concentración de cloruros. Los cloruros que se encuentran en el agua natural proceden de la disolución de suelos y rocas que los contengan y que están en contacto con el agua. En el caso de aguas costeras, su presencia también se debe a la intrusión de aguas saladas. Otra fuente de cloruros es la descarga de aguas residuales domésticas, agrícolas e industriales a aguas superficiales.

**Alcalinidad.** La alcalinidad de un agua residual está provocada por la presencia de hidróxidos, carbonatos y bicarbonatos de elementos como el calcio, el magnesio, el sodio, el potasio o el amoníaco. De entre todos ellos, los más comunes son el bicarbonato de calcio y el bicarbonato de magnesio. La alcalinidad ayuda a regular los cambios del pH producidos por la adición de ácidos. Normalmente el agua residual es alcalina, propiedad que adquiere de las aguas de tratamiento, el agua subterránea, y los materiales añadidos en los usos domésticos.

**Formas del nitrógeno.** El contenido total en nitrógeno está compuesto por nitrógeno orgánico, amoníaco, nitritos y nitratos. El contenido en nitrógeno orgánico se determina con el método Kjeldahl. Se hierve la muestra acuosa con el objeto de eliminar el amoníaco, para dar paso al proceso de digestión en el que el nitrógeno

orgánico se convierte en amoníaco. El nitrógeno Kjeldahl total se determina del mismo modo que el nitrógeno orgánico, con la diferencia de que no se elimina el amoníaco presente antes del proceso de digestión. Por lo tanto, el nitrógeno Kjeldahl total incluye ambas formas de nitrógeno, el orgánico y el amoniacal.

**Fósforo.** El fósforo también es esencial para el crecimiento de algas y otros organismos biológicos. Debido a que en aguas superficiales tienen lugar nocivas proliferaciones incontroladas de algas, actualmente existe mucho interés en limitar la cantidad de compuestos de fósforo que alcanzan las aguas superficiales por medio de vertidos de aguas residuales domésticas, industriales, y a través de las escorrentías naturales. Como ejemplo podemos citar el caso de las aguas residuales municipales, cuyo contenido en fósforo como P puede variar entre 4 y 15 mg/L.





# Capítulo VI.2. Planes de saneamiento, sistemas de alcantarillado, gestión de vertidos y criterios administrativos

Cuando se intenta resolver el saneamiento urbano de un territorio se hace preciso solucionar el problema en dos etapas.

1. Recogida y transporte de las aguas residuales.
2. Destino final a las aguas residuales, mediante la depuración, el vertido o la reutilización de las mismas.

El objetivo elemental de todo proyecto de redes de saneamiento es evacuar y verter las aguas residuales antes de que éstas entren en un proceso generalizado de fermentación anaerobia; por ello, siempre deben instrumentalizarse los trazados adecuados para que las aguas permanezcan el menor tiempo posible dentro de las redes y se debe procurar que estas aguas se mantengan frescas dentro del alcantarillado ventilándolas adecuadamente.

## **Planes de saneamiento**

En España, las actuaciones en saneamiento y depuración de aguas residuales urbanas se iniciaron a principios de los setenta con el desarrollo de planes parciales en zonas del litoral, como la Costa Brava y Baleares. En los ochenta se construyeron sistemas de depuración en importantes núcleos urbanos costeros, a los que se sumaron los de la comunidad de Madrid, Sevilla, Burgos, Córdoba, Vitoria, Granada, Pamplona y Bilbao. En dicha década entró en vigor la Ley de Aguas y su posterior desarrollo reglamentario que obliga al control y depuración de vertidos urbanos, obligación también recogida en la reforma de la Ley de Aguas de 1999.

En el marco de la Unión Europea se publica en 1991 la Directiva relativa al tratamiento de las aguas residuales urbanas, con un horizonte de tiempo hasta 2005. Esta directiva especifica que todos los vertidos de aguas residuales urbanas deben tener un mínimo de depuración. Establece que a finales del año 2000 las aglomeraciones urbanas con más de 15,000 habitantes equivalentes deberían disponer de depuración de sus aguas, plazo que se amplía al año 2005 para aquellos municipios que tengan entre 2,000 y 15,000 habitantes equivalentes. Esta directiva establece tres tipos de áreas diferentes en las que los vertidos deben tener un tratamiento distinto: zonas normales, sensibles y menos sensibles.

En las zonas sensibles se requiere un tipo de tratamiento más riguroso, sobre todo cuando se vierte a lagos de agua dulce, estuarios y aguas costeras con peligro de eutrofización. En España se han designado varias zonas sensibles, entre las que se encuentran la mayor parte de humedales interiores y costeros, así como los tramos de ríos susceptibles de albergar vida piscícola.

## SECCIÓN VI. CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

La Directiva también incorpora unos parámetros nuevos; uno de ellos es que el grado de depuración de las aguas residuales debería referirse a la población equivalente y no a la población de hecho; es decir, cuando se pone en marcha una depuradora no sólo se ha de contabilizar el agua que llega de las poblaciones urbanas, sino también las aportaciones de aguas residuales en momentos de mayor aglomeración urbana (meses de verano), y las aportaciones de las industrias que haya en el casco urbano y otras instalaciones que vierten el agua a los colectores.

En 1995 se aprueba el Plan Nacional de Saneamiento y Depuración, con el consenso de todas las comunidades autónomas, como herramienta de planificación de las infraestructuras de saneamiento y depuración que debe ejecutar el Estado Español hasta el año 2005. El Plan establece un plazo de ejecución hasta el año 2005, año en el que la Directiva ha de estar también cumplida.

### Sistemas de alcantarillado

Existen diferentes sistemas de saneamiento (Metcalf y Eddy, 1991); por ello interesa realizar una descripción de los mismos a fin de establecer criterios de selección que permitan elegir el sistema más adecuado para cada supuesto.

Según el modelo de circulación de las aguas pueden existir los siguientes sistemas:

#### a) Por gravedad

Las aguas discurren a lo largo de las redes a causa de las pendientes de los conductos.

#### b) A presión

Las aguas residuales circulan por diferencia de presión gracias sobre todo al empleo de bombas dilaceradoras.

#### c) Por elevación

El agua fluye por gravedad y en un cierto punto de la red sufre una elevación por medios mecánicos para de nuevo fluir por gravedad.

#### d) Por impulsión

Las aguas residuales son elevadas por impulsión en determinados tramos de las redes.

Según el modo en que pueden ser transportadas los diferentes tipos de aguas residuales existen los siguientes sistemas (Metcalf y Eddy, 1991):

#### a) Unitarios

En el sistema unitario la red se dimensiona para absorber la totalidad de las aguas residuales. Es un método comparativamente económico, ya que sólo precisa para su construcción de una única red de canalizaciones, pero presenta los siguientes inconvenientes:

1. Gran variación de caudales, al sumar las aguas de lluvia y las negras, que se traduce en la aparición de importantes procesos de sedimentación.

2. Necesidad de implantar aliviaderos de crecidas, que propician vertidos a cauces naturales con un cierto grado de contaminación, aún a pesar de la dilución.

3. Exigencia de mayores consumos energéticos en las elevaciones y de plantas de depuración de gran entidad.

### b) Separativos

El sistema separativo utiliza dos redes totalmente independientes de alcantarillado, con cometidos diferentes. Una de las redes evacúa caudales reducidos y conocidos de aguas negras e industriales que no deben tener fermentaciones anaeróbicas dentro de un alcantarillado con largos recorridos. La otra red conduce importantes caudales de lluvia, de difícil determinación, que deben ser evacuados por los trayectos más cortos hacia los cauces naturales idóneos.

El sistema separativo presenta los siguientes inconvenientes:

1. Se trata de un sistema que utiliza doble red, en ramales, acometidas e instalaciones en edificios, por lo tanto su implantación eleva los costes de urbanización y edificación. Por lo expuesto, el sistema separativo tiene grandes gastos de mantenimiento (casi el doble que el sistema unitario)
2. La instalación del sistema separativo presenta notables dificultades (doble red).

Las ventajas que tiene el sistema son las siguientes:

1. Las estaciones de depuración en este sistema son más baratas, al ser más pequeñas ya que sólo depuran aguas negras.
2. Las alcantarillas tienen menores sedimentaciones.
3. Los colectores de aguas pluviales pueden tener escaso desarrollo ya que es posible una evacuación inmediata a cauces naturales.
4. Los vertidos de pluviales no son contaminantes en teoría; en la práctica eso se ha demostrado como no cierto.
5. Las inundaciones de pluviales no son tan nocivas

### c) Pseudoseparativo

El sistema pseudoseparativo también se desarrolla con dos redes independientes. En una de las redes se conducen escorrentías provenientes de viales, parques, plazas y jardines; en la otra red se conducen las aguas negras domésticas, las industriales y las pluviales procedentes de cubiertas y de patios de edificaciones. Este sistema se utiliza, cuando se intenta implantar un sistema separativo y la edificación cuenta con un sistema unitario.

### d) Doblemente separativo

En este sistema, las aguas residuales urbanas y las industriales discurren por conducciones independientes, sin mezclarse. Este sistema se adopta cuando las aguas residuales industriales manifiestan una alta toxicidad o peligrosidad, o en aquellos supuestos en los que sin ser problemáticas no hayan sido sometidas a un tratamiento previo de depuración.

### e) Restringido

El sistema restringido sólo canaliza las aguas negras. Cuando se adopta este sistema hay que tener en cuenta las siguientes recomendaciones:

## **SECCIÓN VI. CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS**

- El área a resolver debe ser de escasas dimensiones.
- Las pendientes de la red viaria no pueden superar el 6%.
- Las calles deben estar asfaltadas en su totalidad.

### **f) Deficitario**

Los sistemas deficitarios conducen las aguas negras sin que se verifiquen las condiciones anteriores. Estos sistemas nunca deben ser empleados.

# Capítulo VI.3. Sistemas centralizados vs. sistemas descentralizados, reducción de la contaminación y caudales en origen, sistemas individuales y colectivos

## Sistemas centralizados

El gran crecimiento de las comunidades industrializadas, principalmente en occidente, ha estado estrechamente vinculado al creciente suministro de grandes cantidades de agua, para sus diferentes usos: doméstico, industrial, servicios, etc.

Dicho desarrollo ha necesitado del avance de la tecnología asociada y de la creación de infraestructuras. La mayor parte del agua se utiliza, sobre todo en el sector urbano e industrial, como medio de evacuación de residuos. Estas aguas residuales requieren una enorme red de saneamiento que las recoja y transporte hasta los centros de tratamiento, para después conseguir la separación del agua tratada y los residuos incorporados. El fin último en la mayoría de los casos es el vertido “ambientalmente correcto”.

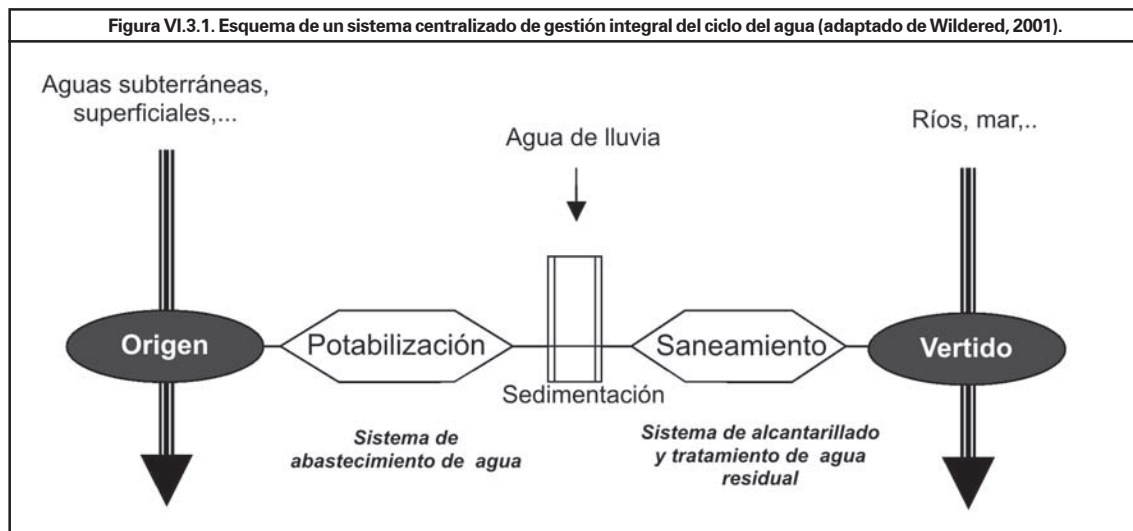
Si se desea reutilizar o gestionar estos subproductos, se hace además necesario invertir en nueva infraestructura y tecnología que permitan tratar aún más finamente y almacenar y distribuir de nuevo el agua regenerada y los subproductos a los potenciales usuarios.

Se puede afirmar que los sistemas de gestión municipal del ciclo integral del agua, desarrollados a lo largo de años en los países industrializados, se caracterizan por (Wildererd, 2001):

1. La adquisición o producción de agua potable a partir de los recursos naturales convencionales (aguas subterráneas, superficiales) o a partir del agua de mar mediante procesos de desalación.
2. Potabilización y distribución en las condiciones de calidad y cantidad suficientes.
3. Recolección de las aguas residuales y de lluvia por medio de la red de drenaje y alcantarillado.
4. Transporte del agua recogida fuera del área urbana.
5. Tratamiento del agua residual y, conjuntamente en menor medida, también del agua de lluvia.
6. Vertido controlado del agua depurada o, en su caso, tratamiento añadido y almacenamiento para el bombeo a un sistema de reutilización.
7. Tratamiento, distribución y utilización de los fangos residuales extraídos o, simplemente, transporte a un lugar de vertido controlado.

## SECCIÓN VI. CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

Este tipo de proceso se denomina **sistema centralizado** de gestión del ciclo agua (figura VI.3.1), ya que el agua es recolectada desde diferentes fuentes de producción hasta puntos concretos para su posterior distribución y, una vez usada, se vuelve a concentrar para su tratamiento. En el caso de una reutilización se distribuye de nuevo.



Este tipo de sistemas posee, a primera vista, numerosas ventajas (Wildererd, 2001). Las grandes estaciones de depuración pueden ser gestionadas y controladas de forma más eficiente y fácil. De manera general, puede afirmarse que este tipo de infraestructuras son menos costosas en cuanto a la inversión y costes de operación si se comparan con multitud de pequeñas instalaciones sirviendo a la misma área urbana. Sin embargo las ventajas económicas de los sistemas centralizados son discutibles si se piensa en instalaciones de tratamiento de tipo natural (principalmente en el bajo coste energético y de mantenimiento) y en el ahorro de las enormes costes de construcción y mantenimiento de toda la red de distribución y recolección de aguas. A su vez, estas redes, con el paso del tiempo, suelen deteriorarse y comenzar a tener pérdidas que, en el caso de la red de alcantarillado, se convierten en fuentes difusas de contaminación del subsuelo y las aguas subterráneas. Con el paso del tiempo los costes de rehabilitación de estas redes pueden llegar a ser muy importantes.

También se debe tener en cuenta que el sistema funciona con energía y aportes externos (desalación, bombes, depuración, tratamientos, etc.), sin aprovechar, en la mayoría de los casos, los recursos naturales (agua de lluvia) ni dar un uso múltiple al recurso.

### Sistemas descentralizados

Debido a las enormes inversiones que requieren los sistemas centralizados y sus costes asociados, parece lógico pensar que estos sistemas no tienen porque ser la única solución posible a la gestión del agua, principalmente cuando se habla de zonas que aún no se han conectado a la red de alcantarillado o donde es posible derivar las aguas para otros usos. Esto es especialmente posible en las áreas rurales.

### CAPÍTULO VI.3. SISTEMAS CENTRALIZADOS VS. SISTEMAS DESCENTRALIZADOS...

En este sentido, surgen nuevos conceptos como por ejemplo la creación de sistemas descentralizados o la combinación de ambos métodos, como alternativas viables y sostenibles a la gestión del agua (Lettinga *et al.*, 2001). La idea básica es aprovechar las aguas captadas localmente y tratar el agua residual *in situ*, por medio de pequeños sistemas, y reutilizar directamente los subproductos obtenidos.

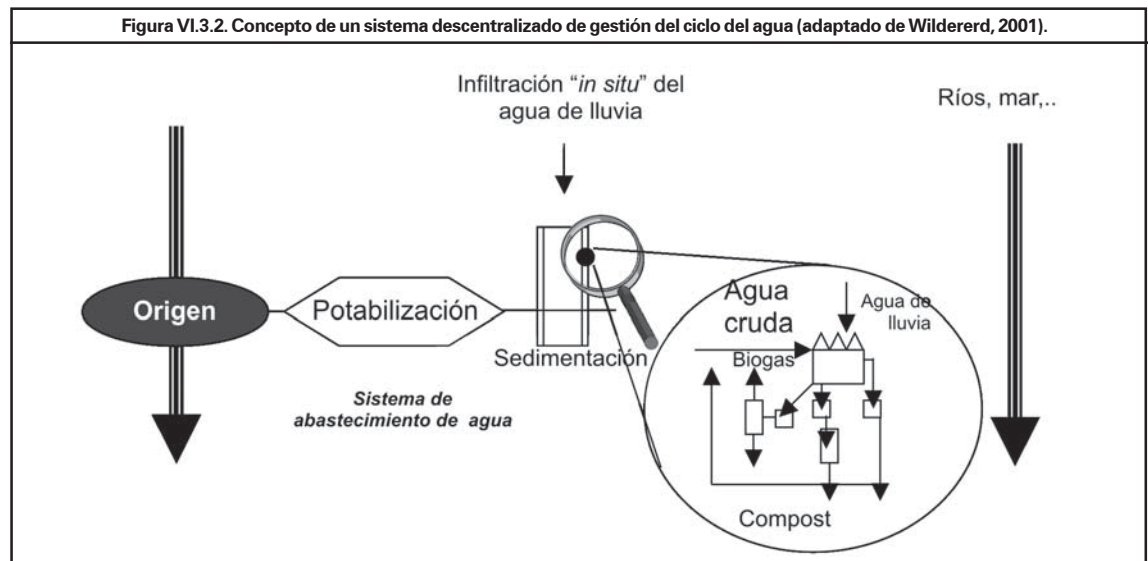
Los sistemas descentralizados (figura VI.3.2) se caracterizan por (Wildererd, 2001):

1. Una integración de la gestión del agua en cada punto (agua potable, agua de lluvia, aguas residuales).
2. Recogida separada y tratamiento de los diferentes tipos de aguas residuales generados en el área de captación.
3. Recuperación y reutilización local de las sustancias valorizables (agua, nutrientes, compost, biogas,...)

Entre las ventajas de los sistemas descentralizados cabe destacar:

- La inclusión de procesos de nulo o bajo coste energético.
- El uso de tecnologías sencillas y efectivas (edafodepuración, lagunas, humedales), que pueden ser mantenidas con personal local debidamente formado.
- La utilización de materiales del entorno.
- La integración ecológica de los sistemas.
- Una mayor autonomía de funcionamiento.
- La posibilidad de reutilización local de subproductos.
- etcétera

Es por ello que en el momento de diseñar nuevos sistemas de gestión de aguas, se debe analizar el entorno y decidir qué métodos, tecnologías y modelos de gestión son los mejor adaptados a cada situación, generando en cada caso el modelo más adecuado y sostenible.







# Capítulo VI.4. La reutilización de aguas residuales, el concepto de riesgo y su aplicación a la reutilización y legislación comparada

## La reutilización de aguas residuales

En situaciones de escasez de agua, ya sea ocasional (sequías) o estructural (oferta incapaz de satisfacer la demanda), cuando los recursos convencionales (aguas superficiales y subterráneas) no son suficientes para satisfacer la demanda de agua, se plantea el problema de encontrar nuevas fuentes de abastecimiento. La solución tradicional ha sido la búsqueda de más aguas superficiales y subterráneas; es decir, más recursos convencionales que puedan extraerse del ciclo natural y pasen al ciclo antrópico, incrementado de esta manera los caudales disponibles. En ocasiones, esta solución no es posible, ya que no existen recursos cuya extracción, transporte o transformación sean económicamente viables.

En este caso, se puede recurrir a los recursos no convencionales (tabla VI.4.1). Una parte de estos recursos no convencionales se extrae del ciclo natural del agua (agua de mar, etc.) y otra se obtiene del ciclo antrópico (agua residual regenerada) o por otros medios.

Tabla VI.4.1. Recursos hídricos.		
Recursos hídricos convencionales	Recursos hídricos no convencionales	Movimiento de agua entre cuencas
- Aguas epicontinentales	- Agua de escorrentía	- Trasvases
- Aguas subterráneas	- Agua de mar	- Transporte en barcos
	- Aguas salobres	
	- Agua atmosférica	
	- Agua residual	

La reutilización de aguas residuales es la utilización de las aguas residuales tratadas para un uso posterior (Asano y Levine, 1998). Esta reutilización puede ser directa o indirecta. Se hablará de reutilización indirecta cuando las aguas residuales provenientes de una alcantarilla o de una planta de depuración son vertidas a las aguas superficiales o subterráneas, en las que se diluyen en un cierto grado, y son reutilizadas aguas abajo. La reutilización directa consiste en canalizar las aguas residuales a la salida de una depuradora para dirigir las directamente hacia un nuevo sistema de distribución de agua (CEDES, 1999).

## SECCIÓN VI. CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

El tratamiento y reutilización de aguas residuales contribuye a la preservación de las aguas subterráneas y superficiales al mejorar la calidad y reducir la cantidad del efluente vertido. Por otra parte, la reutilización del agua residual también genera un beneficio económico. En zonas áridas y semiáridas la reutilización de agua residual regenerada es especialmente necesaria debido a la escasez de recursos naturales y a la existencia de periodos de sequía.

Históricamente, el mayor volumen de agua residual regenerada era utilizado en aquellas prácticas que no requerían una alta calidad del efluente, como el riego de pastos o cultivos no comestibles. Pero el agua residual regenerada es ahora valorada como un recurso y, en los últimos años, la tendencia ha cambiado hacia usos donde se requiere una calidad del agua superior (Metcalf y Eddy, 1991), como riego urbano, usos industriales y reutilización indirecta para agua potable, como se puede observar en la tabla VI.4.2.

No obstante, el uso principal del agua residual regenerada sigue siendo, sin duda, el riego en la agricultura. Recuérdese que aproximadamente 70% de la demanda de agua en todo el mundo está asociada con la producción agrícola.

El uso del agua residual para riego agrícola ayuda a resolver el problema de la escasez de recursos hídricos en determinadas zonas del mundo, permitiendo la eliminación de grandes cantidades de agua durante todo el año y reduciendo el vertido del efluente a las aguas superficiales, preservando así su calidad (EPA, 1992; Blumenthal *et al.*, 2000). Además, en el agua residual se encuentran una serie de elementos químicos, como el nitrógeno, el fósforo y el potasio, que son utilizados como nutrientes por las plantas, incrementando así la producción de los cultivos y haciendo disminuir el uso de fertilizantes químicos. Diversos estudios han demostrado que con esta agua se puede llegar a aumentar la producción agrícola entre 10 y 30%.

Tabla VI.4.2. Usos del agua residual.

Categoría de uso	Tipo específico de uso
Riego paisajístico	<ul style="list-style-type: none"><li>• Usos recreacionales</li><li>• Parques, cementerios, campos de golf, medianas de autopistas, campos de colegios, zonas verdes</li></ul>
Riego para agricultura	<ul style="list-style-type: none"><li>• Cultivos comestibles, forrajeros, viveros, silvicultura</li></ul>
Usos urbanos no potables (diferentes al riego)	<ul style="list-style-type: none"><li>• Agua para WC, extinción de incendios, agua para refrigeración, lavado de vehículos, limpieza de calles, fuentes decorativas</li></ul>
Usos industriales	<ul style="list-style-type: none"><li>• Refrigeración, calderas, limpieza de chimeneas, agua de procesos</li></ul>
Usos ambientales	<ul style="list-style-type: none"><li>• Aumento de caudales, pantanos, restauración de humedales, acuicultura</li></ul>
Recarga artificial de acuíferos	<ul style="list-style-type: none"><li>• Recarga de acuíferos, control de la intrusión marina, control de la subsidencia del suelo</li><li>• Aumento del agua superficial, recarga del agua subterránea</li></ul>
Incremento de las fuentes de agua potable	<ul style="list-style-type: none"><li>• Práctica de deportes acuáticos, nieve artificial</li><li>• Compactación de suelos, control del polvo, lavado de instalaciones ganaderas</li></ul>

En las últimas dos décadas, el uso del agua residual regenerada para riego en la agricultura ha aumentado en las regiones áridas y semiáridas del planeta, en respuesta a las necesidades de fuentes alternativas de recursos hídricos y para aumentar la producción local de alimentos. Así, en Israel 67% del efluente total de agua residual es utilizado para riego de cultivos, 25% en la India y 24% en Sudáfrica.

**Riesgo sanitario asociado a la reutilización**

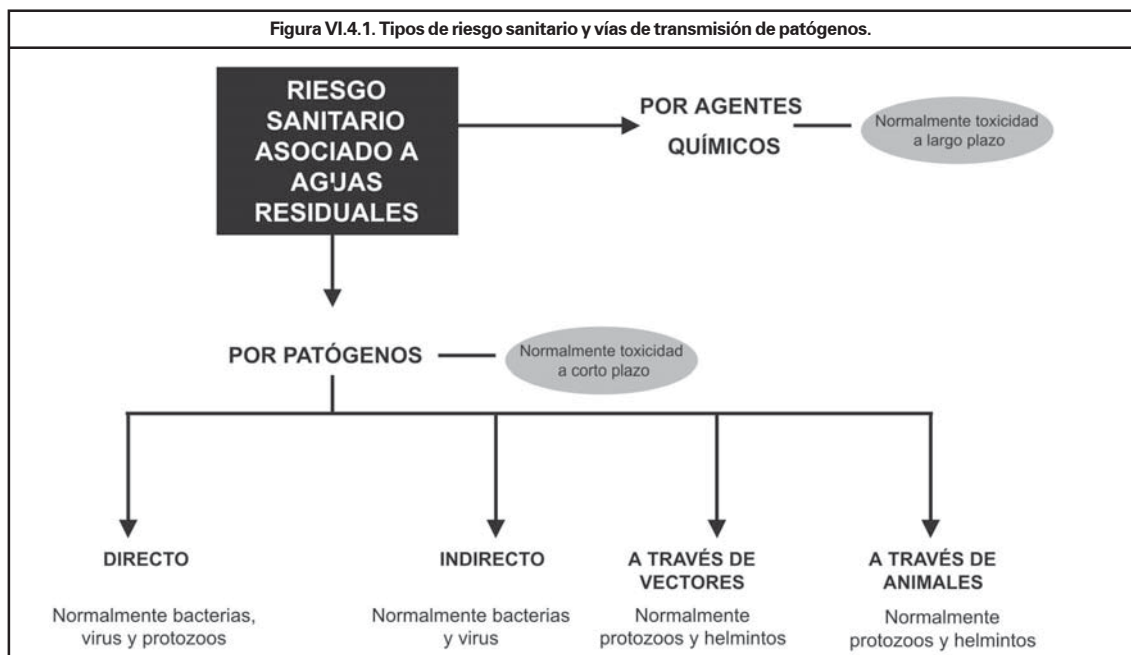
El riesgo es un concepto que se utiliza en múltiples disciplinas (por ejemplo en finanzas o en suministro de materias primas), así como en las prácticas relacionadas con el ambiente. Se puede comprobar que la definición de riesgo varía según el campo de la ciencia y tecnología en que este concepto sea aplicado. De manera general, y en el campo que interesa aquí, se define riesgo como la probabilidad de ser afectado, enfermar o morir en condiciones determinadas.

A pesar de la larga historia de la reutilización del agua residual en muchas partes del mundo, la “seguridad” de la reutilización del agua residual es todavía una cuestión difícil de definir y el “riesgo” aceptable para la salud ha sido ampliamente debatido.

Debido a su origen, el agua residual contiene una serie de contaminantes químicos y microorganismos patógenos que representan un riesgo para la salud y son una fuente de contaminación del medio ambiente (Salgot, 2001). Por consiguiente, es necesario caracterizar la calidad del agua a nivel físico-químico y microbiológico para evaluar la seguridad de la reutilización del agua residual regenerada y la efectividad de los sistemas de tratamiento.

Los microorganismos patógenos, y no los contaminantes químicos, son la principal causa de enfermedad asociada al consumo de agua o alimentos. A pesar de esto, es también importante tener presente que existe un riesgo sanitario asociado a agentes químicos, que pueden provocar una toxicidad generalmente a largo plazo.

Cuando el agua residual es utilizada en aplicaciones donde existe la posibilidad de contacto con el hombre, el factor de riesgo más importante está asociado a la exposición a agentes biológicos patógenos, principalmente bacterias, virus, helmintos y protozoos.



## SECCIÓN VI. CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

La reutilización del agua residual regenerada para riego en agricultura es uno de los usos más comunes y que conlleva mayor riesgo sanitario. Diversos estudios epidemiológicos han puesto en evidencia la transmisión de enfermedades debida al consumo de hortalizas regadas con agua residual sin tratar o parcialmente tratada, así como el riesgo para los trabajadores (OMS, 1989; Cooper y Olivieri, 1998). La mayoría de estos estudios están relacionados con la presencia de bacterias y parásitos patógenos en el agua residual. La fiebre tifoidea y las infecciones por huevos de helmintos también pueden ser transmitidas por esta vía.

El riesgo de infección varía dependiendo del tipo de microorganismo, ya que no todos tienen la misma resistencia a los sistemas de tratamiento y condiciones ambientales, y la dosis infectiva mínima varía de unos a otros. En general, los virus son más resistentes a las condiciones ambientales adversas que la mayoría de las bacterias, aunque algunos virus persisten por poco tiempo en el agua residual. La presencia de virus patógenos en el agua residual ha sido considerada una de las principales preocupaciones sanitarias debido a la posibilidad de contraer enfermedades con una dosis infectiva relativamente baja de estos organismos. Los quistes de los parásitos patógenos mantienen su viabilidad, una vez excretados, por periodos de tiempo más largos que bacterias y virus.

Los grupos de riesgo más importantes son los consumidores de cultivos regados con agua residual y los agricultores expuestos. El riesgo de infección también varía entre diferentes grupos de edad.

El nivel de higiene de la población así como el grado de endemismo de los diferentes organismos patógenos también son factores que se deben considerar al realizar un estudio del riesgo sanitario por la utilización de agua residual tratada. Estas características variarán dependiendo del país en el que se realice el estudio. Por ejemplo, en países industrializados y con un alto nivel sanitario el control de los virus entéricos es la mayor preocupación relacionada con la reutilización de aguas residuales, mientras que en muchos países en vías de desarrollo el índice de parasitismo por nemátodos es mayor, lo que constituye el mayor riesgo sanitario en la reutilización del agua residual. El control de este riesgo requiere sistemas de tratamiento que sean efectivos en la eliminación de microorganismos patógenos, así como métodos de control de la calidad sanitaria del efluente.

Cuando se ha querido establecer una base racional para la implantación de una política pública de reutilización, se han desarrollado protocolos de evaluación de riesgo asociado con las prácticas de regeneración del agua residual. Estos protocolos no deben responder únicamente a la pregunta general de qué es seguro o no, sino que también deben garantizar que esta decisión no se ha basado en criterios poco fundamentados o en falsos negativos. Las normas sanitarias que regulan actualmente la reutilización del agua residual imponen límites estrictos de calidad, basados en criterios de "riesgo cero" (U. S. Environmental Protection Agency, 1992) o en niveles de "riesgo aceptable" (OMS, 1989). Tal y como se verá en el siguiente apartado, existe un número relativamente reducido de parámetros utilizados para establecer leyes, normas y recomendaciones de reutilización, y están básicamente relacionados con la microbiología y muy poco con el riesgo de otro tipo (riesgo químico).

### Legislación comparada

En el momento de implantar un proyecto de reutilización de agua residuales, uno de los puntos más importantes es la ausencia o existencia de normas claras. El agua regenerada debe cumplir normas determinadas, que en algunos países se establecieron hace ya bastantes años y en otros aún no se han promulgado.

En principio, se hablará de normatividad cuando tienen un rango legal y son de cumplimiento obligado; y de recomendaciones o guías, que se siguen, teóricamente, de forma voluntaria. Las recomendaciones para la reutilización del agua residual regenerada están dirigidas principalmente a la protección de la salud pública y

del medio ambiente. En ellas se estipula la calidad física, química y microbiológica del agua residual regenerada dependiendo del uso que se le quiera dar, así como el sistema de tratamiento más adecuado

Las recomendaciones no son de aplicación directa y absoluta. Su función es proporcionar una base de la cual puedan derivar las normativas nacionales o regionales. De hecho, las normativas son recomendaciones fijadas por ley en cada país después de haber sido modificadas y adaptadas según las respectivas condiciones económicas, técnicas, socioculturales y políticas.

En general, al hablar de legislación de reutilización de aguas residuales se piensa inmediatamente en la definición de estándares numéricos, asociándose casi directamente con las normativas de California o con las recomendaciones de la Organización Mundial de la Salud (oms).

A principios del siglo xx se promulgaron las primeras normativas de la calidad del agua utilizada para riego en agricultura. Estas normas eran muy estrictas, ya que estaban basadas en evaluaciones teóricas del riesgo potencial asociado a la supervivencia de los organismos patógenos en el agua residual, el suelo y los cultivos; sin tener una evidencia epidemiológica válida de la transmisión de enfermedades causada por la práctica de la reutilización. Un ejemplo es la normativa que el Estado de California estableció en 1918, con un límite de 2.2 coliformes totales/100 mL para el riego de cultivos comestibles. Esta normativa está considerada una de las más restrictivas actualmente en uso.

En 1971, la oms reconoció que la normativa extremadamente estricta del Estado de California no era justificable según las evidencias epidemiológicas disponibles y recomendó una calidad microbiológica del agua para riego de cultivos para ser consumidos cocinados de no más de 100 coliformes totales/100 mL. Más tarde se han ido sucediendo diversos cambios.

En la actualidad, de las diferentes recomendaciones y normativas existentes (oms, 1991, Crook; 1998; Salgot *et al.*, 1999; Blumenthal *et al.*, 2000; Salgot y Angelakis, 2001), dos de ellas son las utilizadas con más frecuencia como referencia para evaluar la calidad microbiológica del agua residual regenerada. Éstas son las recomendaciones de la oms y la legislación del Estado de California. A nivel de requerimientos del control microbiológico, las recomendaciones de la oms plantean un control de los coliformes fecales y los nemátodos intestinales; mientras que el criterio de California confía en los sistemas de tratamiento y el control únicamente de la concentración de los coliformes totales para asegurar la calidad microbiológica.

La legislación del Estado de California es más restrictiva, no está basada en criterios epidemiológicos y ha sido desarrollada para ser aplicada en ese estado, por lo que en teoría no es apropiada para ser aplicada en países en vías de desarrollo debido a las diferencias económicas y tecnológicas existentes.

En cambio, las recomendaciones de la oms son significativamente menos restrictivas que las normativas de muchos países desarrollados. Uno de sus objetivos es proveer a países en vías de desarrollo de recomendaciones básicas para la reutilización del agua residual regenerada que puedan ser aplicadas por estos. Las recomendaciones en cuanto al límite de coliformes fecales y huevos de helmintos son consideradas técnicamente asequibles para países en vías de desarrollo

Varios países han escogido como referencia las recomendaciones de la oms para elaborar sus propias normativas para la reutilización del agua residual regenerada. Entre ellos podemos citar a Francia, México y Jordania. Otros países, como Israel, han sido influenciados por las normativas de Estados Unidos.

En España, la legislación es competencia del Estado y de las Comunidades Autónomas. Hasta la fecha, no existen unas normas vigentes a escala nacional y la comunidad autónoma donde existe legislación sobre el tema es Baleares. Cataluña y Andalucía tienen recomendaciones de las Autoridades Sanitarias y está previsto que la legislación al respecto aparezca en el nuevo Reglamento del Dominio Público Hidráulico que deberá promulgarse en el año 2003.

## SECCIÓN VI. CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

En 1999, el CEDEX redactó una propuesta de calidades mínimas exigibles para la reutilización directa de efluentes depurados según los distintos usos posibles, así como de aspectos relativos a la metodología, frecuencia de muestreo y criterios de cumplimiento de los análisis establecidos, para incluir en dicha normativa de carácter estatal. Esta propuesta describe catorce categorías (tipos) de reutilización tal como se resumen en la tabla VI.4.3.

**Tabla VI.4.3. Tipos de reutilización según el uso final del agua regenerada, y criterios de calidad mínima físico-química y biológica.**

Uso del agua residual regenerada	Criterios de Calidad				Otros Criterios
	Biológica		Físico-química		
	Huevos de Nemátodos intestinales	Escherichia coli	Sólidos en suspensión	Turbidez	
1 Usos domiciliarios: riego de jardines privados, descarga de aparatos sanitarios, sistemas de calefacción y refrigeración de aire domésticos, lavado de vehículos.	< 1 huevo/10 L	< 1 ufc/100 mL	< 10 mg/L	< 2 NTU	
2 Usos y Servicios urbanos: riego de zonas verdes de acceso público (campos deportivos, campos de golf, parques públicos, etc.); baldeo de calles; sistemas contra incendios; fuentes y láminas orna-mentales.	< 1 huevo/L	< 200 ufc/100 mL	< 20 mg/L	< 5 NTU	
3 Cultivos de Invernadero. Riego de cultivos para consumo en crudo.	< 1 huevo/L	< 200 ufc/100 mL	< 20 mg/L	< 5 NTU	<i>Legionella pneumophila</i> < 1 ufc/100 mL
4 Frutales regados por aspersión.	< 1 huevo/L	< 200 ufc/100 mL	< 20 mg/L	< 5 NTU	
5 Riego de pastos para consumo de ani-males productores de leche o carne. Riego de cultivos destinados a industrias	< 1 huevo/L	< 1.000 ufc/100 mL	< 35 mg/L	No se fija límite	<i>Taenia saginata</i> y <i>T. solium</i> < 1 huevo/L
6 conserveras y productos que no se consuman crudos. Riego de frutales excepto por aspersión	< 1 huevo/L	< 1.000 ufc/100 mL	< 35 mg/L	No se fija límite	
7 Riego de cultivos industriales, viveros, forrajes ensilados, cereales y semillas oleaginosas. Riego de bosques, zonas verdes y de otro tipo no accesibles al público. Silvicultura.	< 1 huevo/L	< 10.000 ufc/100 mL	< 35 mg/L	No se fija límite	
8 Refrigeración Industrial, excepto industria alimentaria.	< 1 huevo/L	No se fija límite	< 35 mg/L	No se fija límite	<i>Legionella pneumophila</i> < 1 ufc/100 mL
9 Estanques, masas de agua y caudales circulantes, de uso recreativo en los que está permitido el contacto del público con el agua (excepto baño).	No se fija límite	< 10.000 ufc/100 mL	< 35 mg/L	No se fija límite	
10 Estanques, masas de agua y caudales circulantes ornamentales, en los que está impedido el contacto del público con el agua.	< 1 huevo/L	< 200 ufc/100 mL	< 35 mg/L	No se fija límite	
11 Acuicultura (Biomasa vegetal o animal) Recarga de acuíferos por percolación localizada a través del terreno	No se fija límite	No se fija límite	< 35 mg/L	No se fija límite	
12 Recarga de acuíferos por inyección directa	< 1 huevo/L	< 1.000 ufc/100 mL	< 35 mg/L	No se fija límite	Nitrógeno Total < 50 mg/L
13	< 1 huevo/L	< 1.000 ufc/100 mL	< 35 mg/L	No se fija límite	Nitrógeno Total < 15 mg/L
14	< 1 huevo/10 L	0 ufc/100 mL	< 10 mg/L	< 2 NTU	

# Capítulo VI. 5. Vulnerabilidad de acuíferos a la contaminación antrópica\*

En las dos últimas décadas ha sido muy notoria la creciente preocupación de la sociedad por el problema de la degradación de los recursos hídricos subterráneos. La gran dependencia con respecto al uso de aguas subterráneas como medio de abastecimiento público y producción económica ha forzado a los gobiernos a establecer programas efectivos de protección de la calidad de aguas de los acuíferos o remediación de áreas contaminadas.

Adicionalmente los responsables del manejo de los recursos hídricos están cada vez más concientes de las limitaciones técnicas, económicas, así como de la falta de disponibilidad de expertos para remediar la contaminación existente, sobre todo en los países en vías de desarrollo. Esta situación ha mostrado que es mucho más interesante proteger los acuíferos que remediar. Como resultado, se ha notado la popularización del uso de las técnicas de mapeo de vulnerabilidad ante problemas de contaminación de acuíferos, como una herramienta para la protección de los recursos hídricos subterráneos. Esta cartografía permite compatibilizar las actividades antrópicas y la capacidad del terreno como medio de soporte ambiental.

Cualquier área urbana o rural presenta una compleja ocupación, con la presencia de varias actividades potencialmente contaminantes. Los programas de protección de las aguas subterráneas, que intentan controlar o monitorear todas las actividades, son económicamente poco viables y su aplicación presenta restricciones económicas, administrativas y sociales. Entonces, la mejor estrategia de protección debe involucrar:

- a) la identificación de áreas que necesitan de mayor atención ambiental o actividades que representen mayor amenaza a la calidad de las aguas subterráneas, con el fin de dirigir a ellas los recursos técnicos y financieros de órganos de control ambiental, en estudios de detalle y aplicación de programas de monitoreo;
- b) El conocimiento de la vulnerabilidad de la zona no-saturada, que puede reducir los costos y exigencias ambientales para la instalación de nuevas actividades;
- c) El control de ocupación de las áreas más sensibles a la contaminación de acuíferos; y
- d) La protección de manantiales subterráneos importantes, que son o serán utilizados para el abastecimiento público.

En este capítulo se aborda un breve bosquejo histórico sobre el desarrollo del concepto de vulnerabilidad y los procesos que controlan su determinación, así como los principales métodos y técnicas empleados y, finalmente, se hacen consideraciones sobre el futuro de los métodos en programas de protección acuíferos con énfasis a la realidad latinoamericana.

---

\* Agradecimiento al Dr. Victoriano Rolando Apaza Campos por la revisión del texto en español, a la Sra. Thelma Samara y la Geól. Alexandra Suhogushof por la ayuda en las figuras del texto.

## SECCIÓN VI. CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

### Evolución del concepto de vulnerabilidad

La vulnerabilidad de un acuífero a la contaminación puede ser determinada en función de varios aspectos y su empleo se diversifica con relación al contexto donde se inserta. Así, este término es utilizado por los hidrogeólogos y administradores de recursos hídricos para expresar una de las tres ideas siguientes:

a) susceptibilidad del acuífero de que no sea afectado por una carga de contaminante antrópica impuesta, la cual es función de las características del medio hidrogeológico;

b) importancia socio-económica de los recursos hídricos en el presente y futuro, incluyendo la posibilidad de ser sustituido por otras fuentes (Hirata, 1994); e

c) importancia del acuífero en mantener áreas ecológicamente trascendentes y frágiles (Canter *et al.*, 1987).

En el medio técnico-científico, la primera definición presentada, con algunas variaciones entre autores, es la más ampliamente aceptada y utilizada. El concepto, entendido de esta forma, fue preliminarmente utilizado en los años sesenta por Le Grand (1964), en USA, y por Albinet y Margat (1970), en Francia, y de forma más amplia en los años ochenta por varios otros autores (Aller *et al.*, 1987; Bachmat y Collin, 1987; Foster e Hirata, 1988).

Se considera aquí que el concepto más apropiado corresponde al de Foster e Hirata (1988), para quienes la vulnerabilidad de un acuífero puede ser caracterizada en función de la interacción de dos propiedades de las capas protectoras del acuífero (zona no saturada y/o acuitardo):

a) Accesibilidad hidráulica de los contaminantes para infiltrarse y alcanzar la zona saturada del acuífero (advección de contaminantes). La accesibilidad hidráulica es función de la conductividad hidráulica de la zona no-saturada, de la profundidad del nivel del agua subterránea, y del tipo de acuífero (libre o confinado); y

b) Capacidad de atenuación, que resulta de los procesos de dispersión, retardación y degradación de contaminantes.

Según esta definición, habría degradación del acuífero cuando el contaminante: 1) tenga la capacidad hidráulica de atravesar las capas protectoras del acuífero y capacidad de alcanzar la zona saturada; y 2) el contaminante sea químicamente persistente y tenga concentración suficiente para que pueda superar la capacidad de atenuación impuesta por las capas protectoras, llegando hasta el acuífero en concentraciones que excedan las normas de calidad de agua potable.

En esta misma línea, Foster e Hirata (1988) definen el concepto de peligro de contaminación de las aguas subterráneas (anteriormente llamado de riesgo por los mismos autores) como la interrelación entre la vulnerabilidad del acuífero y una carga contaminante potencial que se asocia a una actividad ya existente. Así, una actividad presentará un gran nivel de peligro cuando haya una elevada carga contaminante y se localice en un acuífero de alta vulnerabilidad. Contrariamente, la ausencia de actividad generadora de carga contaminante en áreas de baja vulnerabilidad caracterizaría la inexistencia o un bajo nivel de peligro.

El término de vulnerabilidad tiene varios significados, los más usuales son los siguientes:

a) Vulnerabilidad relativa: las vulnerabilidades de una región son clasificadas una con relación a la otra y no poseen significado absoluto.

b) Vulnerabilidad absoluta: cada unidad posee un significado en sí, es decir, cada índice de vulnerabilidad sería asociado a la capacidad de degradación de contaminantes o grupo de contaminantes.

c) Vulnerabilidad general o universal: el mapa generado involucra indistintamente a todas las actividades o clases de contaminantes.



## CAPÍTULO VI.5. VULNERABILIDAD DE LOS ACUÍFEROS A LA CONTAMINACIÓN ANTRÓPICA

d) Vulnerabilidad específica: el mapa es dirigido a un cierto tipo de contaminante o para una actividad o clase de contaminantes. La delineación de las unidades de mapeo lleva en consideración la carga potencial del contaminante. En un sentido amplio, el término se asemeja al concepto de peligro de Foster e Hirata (1988).

La complejidad hidrogeológica, que determina que cada ambiente sea único, dificulta la elaboración de mapas de vulnerabilidad absoluta, para los cuales cada unidad tendrá significado propio. La gran mayoría de métodos existentes clasifica los acuíferos de forma relativa.

A pesar de que un índice de vulnerabilidad relativo sea más simple y más confiable esto crea dificultades prácticas en su aplicación. Mapas generados por diferentes métodos pueden presentar incompatibilidades. De la misma forma, el planificador enfrenta una serie de dificultades para establecer los usos del suelo frente a la vulnerabilidad relativa.

En este sentido, Foster (1998) y Foster *et al.* (2002) ha sugerido una definición práctica de clases de vulnerabilidad absoluta (tabla VI.5.1).

Clases de Vulnerabilidad	Definición práctica	Algunos ejemplos de compuestos contaminantes
Extrema	Vulnerabilidad a muchos contaminantes, incluyendo los rápidamente degradables bajo diferentes escenarios de contaminación	Vulnerable inclusive a pesticidas catiónicos, metales pesados no asociados a la elevada carga orgánica o en condiciones de pH y Eh extremas.
Alta	Vulnerable a muchos contaminantes, excepto aquellos muy poco móviles y poco persistentes	Vulnerable a bacterias y virus y compuestos aromáticos
Moderada	Vulnerable a algunos contaminantes, y solamente cuando se introducen continuamente	Vulnerable a hidrocarburos clorados y no-clorados
Baja	Solamente vulnerable a contaminantes conservativos a largo plazo, cuando se introducen de forma continua y amplia	Vulnerable a sales y nitrato
Inapreciable	Capas confinantes con flujo vertical descendente no significativo	Vulnerable a sales y nitrato cuando hidráulicamente es posible

### Procesos que controlan el transporte de contaminantes

Los procesos que controlan el transporte de contaminantes en subsuperficie corresponden a la advección y la atenuación. La advección es gobernada por la ley de Darcy, que permite cuantificar el flujo a través de la zona no-saturada, y por lo tanto depende de la conductividad hidráulica (que es función también de la humedad) y del gradiente hidráulico del medio.

La atenuación de una pluma contaminante, cuando está atravesando la zona no-saturada y/o acuitado, puede, en función del tipo de contaminante, ser resultado de uno o más de los siguientes procesos:

*a) Dispersión/dilución.* Fenómeno en el cual el soluto que es transportado por la advección sufre dilución a consecuencia de: mezcla debido a heterogeneidades de conductividad hidráulica del medio; mezcla producida con aguas de recarga no contaminadas; y concentración de líneas de flujo, como ocurre, por ejemplo, en las áreas de descarga. Estos mecanismos causan una reducción en la concentración, sin alterar la masa. El efecto de la dispersión es más pronunciado en la zona saturada. Para contaminantes muy persistentes y móviles es el mecanismo más eficiente de reducción del impacto al acuífero, sobretodo en áreas de alta recarga.

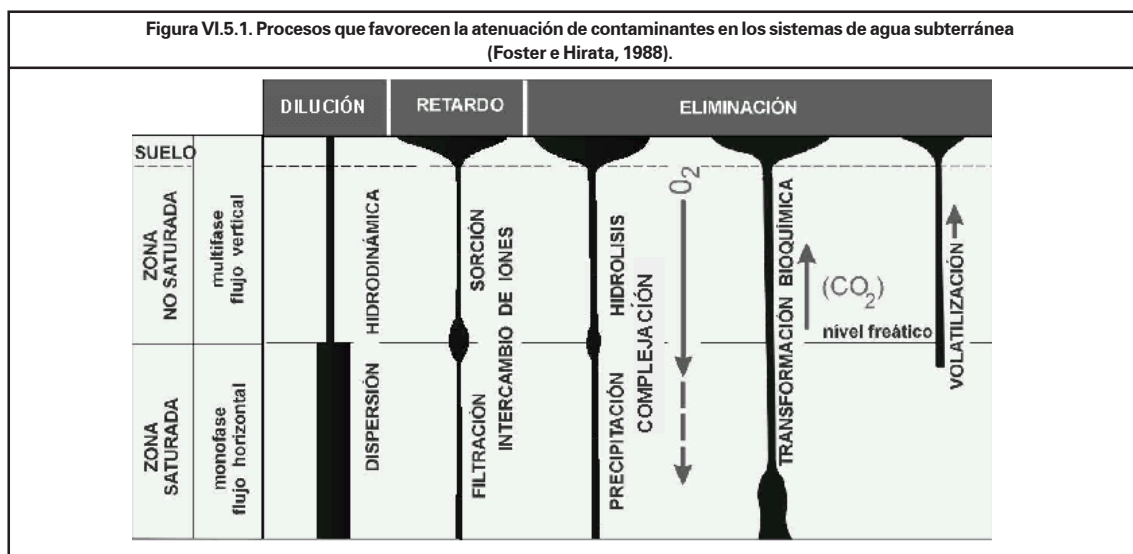
*b) Retardo.* Fenómeno causado por sorción (interacción del contaminante con la superficie de los sólidos), que da lugar a que la velocidad de transporte del contaminante sea menor que las aguas subterráneas. Debido

## SECCIÓN VI. CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

a este proceso, algunos contaminantes, mientras no existan cambios significativos de las condiciones físico-químicas del medio, pueden ser considerados inmóviles y por lo tanto de bajo impacto al acuífero.

*c) Degradación.* Fenómeno que causa la reducción de la masa del contaminante por reacciones bio-físico-químicas. Este proceso permite una eliminación natural de contaminantes, constituye en sí, una vía de atenuación muy importante y efectiva del contaminante.

La zona no-saturada, particularmente el suelo biológicamente activo, muestra una gran capacidad de atenuación relacionada con: *a)* la sorción y eliminación de bacterias y virus patogénicos; *b)* la atenuación de metales pesados y otros compuestos inorgánicos a través de adsorción, cambio catiónico y precipitación, como carbonatos, sulfatos e hidróxidos; y *c)* la adsorción y biodegradación de muchos hidrocarburos y compuestos orgánicos sintéticos (figura VI.5.1).



Diferentes clases de arcillas, óxidos, hidróxidos y la materia orgánica presentan diferentes capacidades de adsorción de contaminantes y cambio iónico, retardando y/o reduciendo la concentración de las sustancias a través de la zona no-saturada.

En los casos en que la carga contaminante es aplicada debajo del suelo, en la base de las excavaciones, tales como zanjas y canteras, la capacidad de atenuación del perfil del suelo no contribuye en la reducción de la vulnerabilidad. Es importante mencionar que cuando la actividad del contaminante tiene suficiente carga orgánica y ácida para producir cambios generales significativos en el Eh y pH de la zona no-saturada, las características de las capas protectoras del acuífero pueden sufrir alteraciones, cambiando el nivel de vulnerabilidad del acuífero.

Para sustancias poco persistentes y de poca movilidad (microorganismos patógenos, por ejemplo) el tiempo de llegada al acuífero es un factor importante. Para estos compuestos, la retardación y advección son elementos claves para la definición de la vulnerabilidad. Cuanto más prolongado es el tiempo de tránsito en la zona no-saturada y/o acuitardo, mayor será la posibilidad de atenuación de los contaminantes, pues habrá más tiempo para que las reacciones de degradación puedan actuar. En cambio, para compuestos muy persistentes y móviles (sales inorgánicas, por ejemplo), tales parámetros son poco significativos, ya que la contaminación del

## CAPÍTULO VI.5. VULNERABILIDAD DE LOS ACUÍFEROS A LA CONTAMINACIÓN ANTRÓPICA

acuifero ocurrirá más temprano o más tarde. En relación con estos compuestos, el proceso de dispersión, aunque de difícil estimación, puede desempeñar un papel importante en una evaluación de peligro de contaminación, sobretodo con relación a las áreas de recarga o en acuíferos semiconfinados. En algunos casos, una cartografía de vulnerabilidad para compuestos persistentes y móviles tendrá poco significado práctico (Foster, 1987), una vez que la contaminación ha ocurrido.

Muchos compuestos presentan un comportamiento variable en función de las características físico-químicas del medio. La desnitrificación y la movilidad de metales pesados pueden servir de ejemplo. Lamentablemente una cartografía que destaque estas características es extremadamente difícil, debido a la carencia de datos (tabla VI.5.2) y los cambios de estos factores en el tiempo y el espacio.

Bajo condiciones de recarga natural, el clima y la conductividad hidráulica, controlan el tiempo de tránsito en la zona no-saturada. Para climas semiáridos, el agua disponible para la recarga natural es más determinante que la propia conductividad hidráulica en la movilidad advectiva del contaminante. En climas húmedos ocurre lo

**Tabla VI.5.2. Sumario del comportamiento en subsuperficie de un grupo seleccionado de contaminantes (Foster e Hirata 1988).**

Medio	Transformaciones Bioquímicas		Reacciones químicas		Retardación físico-química	
	aeróbico	anaeróbico	ácido	alcalino	ácido	alcalino
<b>Metales pesados</b>						
cadmio (Cd)	o	o	o	**	o	*
chromo (Cr)	o	o	*	o	**	o
cobre (Cu)	o	o	*	**	**	*
Plomo (Pb)	o	o	*	**	*	**
mercurio (Hg)	*	o	*	**	*	**
plata (Ag)	o	o	*	**	o	**
cinc (Zn)	o	o	o	**	o	**
<b>Compuestos inorgánicos</b>						
amonio (NH <sub>4</sub> )	**	o	o	o	o	**
nitrato (NO <sub>3</sub> )	o	**	o	o	o	o
sodio (en la)	o	o	o	o	o	*
sulfato (SO <sub>4</sub> )	o	**	o	*	o	o
Fluoruro (F)	o	o	*	*	**	o
Cloruro (Cl)	o	o	o	o	o	o
arsénico (As)	o	o	*	o	*	**
selenio (Se)	o	o	**	*	**	o
Cianuro (CN)	o	o	o	o	**	o
<b>Compuestos orgánicos</b>						
Hidrocarburos alifáticos	**	o	o	o	**	**
Fenoles	**	*	o	o	*	*
Benceno	**	o	o	o	**	**
Tolueno	**	o	o	o	**	**
Aromáticos poliaromáticos	*	o	o	o	*	*
Tricloroeteno	o	*	o	o	o	o
Tetracloroeteno	o	*	o	o	*	*
111 tricloroetano	o	*	o	o	*	*
Tetracloroeto de carbono	o	*	o	o	*	*
Cloroformo	o	*	o	o	o	o
Cloruro de metilo	*	*	o	o	o	o
Clorobenceno	**	o	o	o	**	**
Clorofenoles	**	*	o	o	*	*
<b>Microorganismos</b>						
Coliformes fecales	o	o	o	o	*	*
bacterias patógenas	o	o	o	o	*	*
virus patógenos	o	o	**	*	*	**

o probablemente no ocurre

\* puede ocurrir

\*\* ocurre

## SECCIÓN VI. CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

inverso, ya que el control de la vulnerabilidad es controlado por la conductividad hidráulica del suelo (Hirata y Bertolo, 2002).

### Métodos de cartografía de vulnerabilidad

Los métodos de cartografía de vulnerabilidad deben reflejar la facilidad en que ciertos contaminantes alcancen o terminen disipándose en la zona saturada del acuífero. El problema es compatibilizar la complejidad de la interacción entre contaminantes y el ambiente hidrogeológico y simplificar para hacer el método, aplicable, reproducible y confiable.

Para comprender esta complejidad, algunos métodos incluyen una gran variedad de factores (Hargerty, *et al.*, 1973; Phillips, *et al.*, 1977; Kulfs *et al.*, 1980) como se ilustra en la tabla 3. Sin embargo, muchos factores pueden resultar en una suma o multiplicación de incertidumbres de los datos, los cuales incrementan la posibilidad de equivocarse. En otros casos, el método requiere informaciones detalladas de escasos puntos, olvidando que la cantidad de los datos debe ser compatible con la escala de los mapas, entendiendo que la variación espacial de los parámetros determina la delimitación de las diferentes unidades (tabla VI.5.3).

Algunos autores prefieren la elaboración de mapas de vulnerabilidad específica en forma de atlas (varios mapas de vulnerabilidad para determinados contaminantes) o apenas para un tipo de actividad o contaminante. Los mapas específicos, aún teniendo más sentido desde el punto de vista técnico-científico, encarecen los trabajos, de cierta forma dificultan la interpretación ambiental y pueden presentarse problemas de inexistencia de datos adecuados y suficientes. Consecuentemente, otros autores (Albinet y Margat, 1970; Haertlé, 1983; Aller *et al.*, 1987; Foster e Hirata, 1988; Hirata *et al.*, 1991) consideran mejor la elaboración de mapas de vulnerabilidad general, es decir, para todos los contaminantes.

Una gran ventaja de los mapas de vulnerabilidad es la utilización de datos cualitativos, en oposición a los datos cuantitativos que se requiere en los modelos numéricos de simulación.

De esta forma se puede entender que la cartografía de la vulnerabilidad es más indicado para grandes áreas, con un nivel de información reducido, considerando los parámetros hidráulicos y físico-químicos. En estos casos, se debe utilizar información más general y distribuida homogéneamente en términos geográficos.

Hirata (1993) afirma que un inventario de las actividades contaminantes, acompañado de una definición clara de los compuestos químicos implicados, procesos involucrados, formas de distribución de las materias primas y residuos, constituye una información más importante que la propia determinación de la vulnerabilidad dentro de un estudio de peligro de contaminación de acuíferos.

El método GOD (Foster e Hirata, 1988) por su simplicidad de concepto y aplicación, se ha convertido en una de las técnicas más utilizadas en América Latina y el Caribe en trabajos de evaluación de vulnerabilidad.

La información mínima requerida para emplear el método GOD pueden encontrarse en estudios básicos de hidrogeología regional. La denominación GOD es un acrónimo que considera tres factores:

- a) Grado de confinamiento del acuífero (*Groundwater hydraulic confinement*) el cual puede clasificarse como confinado, semiconfinado o libre;
- b) Ocurrencia y composición de la zona no-saturada o del acuitardo, y grado de fracturación (*Overlying strata*).
- c) Distancia desde la superficie hasta el nivel de agua o techo del acuífero confinado (*Depth to groundwater or water table*).

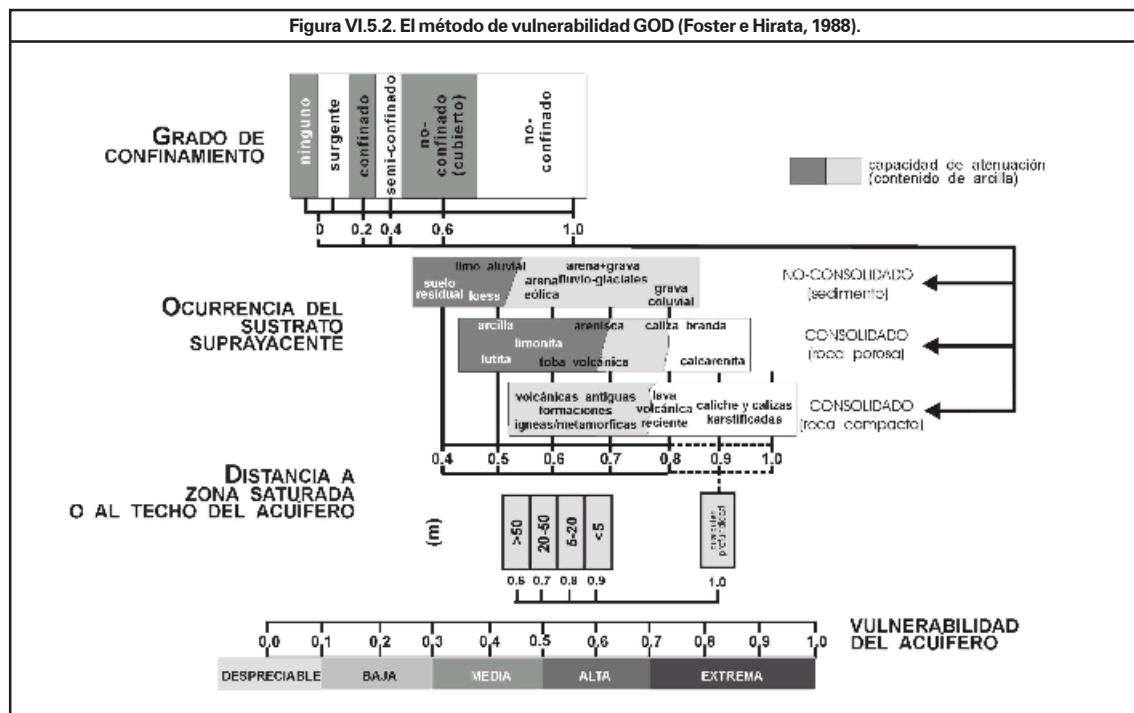
## CAPÍTULO VI.5. VULNERABILIDAD DE LOS ACUÍFEROS A LA CONTAMINACIÓN ANTRÓPICA

**Tabla VI.5.3. Principales métodos para la determinación de la vulnerabilidad y peligro de contaminación de acuíferos (Hirata y Rebouças, 1999).**

Método	Evaluación de	Factores analizados	Referencia
SURFACE IMPOUNDMENT ASSESSMENT	Sistemas de disposición de aguas residuales Vulnerabilidad específica	- zona no-saturada - importancia del recurso y cualidad de aguas subterráneas - peligro del material manejado - distancia relleno y pozos productores	Le Grand (1964)
LANDFILL SITE RANKING(método Le Grand-Brown)	Rellenos sanitarios nuevos y en operación Vulnerabilidad específica	- profundidad del nivel del agua - gradiente del acuífero - permeabilidad y capacidad de atenuación	Le Grand (1983)
SITE RANKING SYSTEM	Disposición de productos químicos, emplazamiento de nuevos y en operación Vulnerabilidad específica	- suelos: propiedades hidráulicas de sorción y químicas - aire - población próxima	Hagerty <i>et al.</i> (1973)
WASTE-SOIL INTERACTION MATRIX	Disposición de residuos sólidos y líquidos Vulnerabilidad específica	- efectos en la salud - característica del producto químico - comportamiento del producto - capacidad de atenuación del suelo - hidrogeología - características del emplazamiento	Philips <i>et al.</i> (1977)
SITE RANKING METHODOLOGY	Disposición de residuos sólidos y líquidos y nuevas industrias Vulnerabilidad específica	- receptor-población/uso del agua/uso local/degradación ambiental - caminos, nivel y tipo de contaminación; profundidad del nivel del agua; pluviometría; permeabilidad del suelo - característica del residuo-toxicidad, persistencia - práctica de manejo-aspectos operacionales y constructivos	Kulfs <i>et al.</i> (1980)
TPE	Áreas de peligro de contaminación	- velocidad del agua subterránea - porcentaje de arcilla - actividad potencialmente contaminante - explotación de los acuíferos	Silva <i>et al.</i> (1980)
HAZARD RANKING SYSTEM	Áreas prioritarias para limpieza del acuífero	- migración-característica del medio y residuo; cantidad de producto; población próxima - explosión y fuego - contacto directo	Caldwell <i>et al.</i> (1981)
BRINE DISPOSAL METHODOLOGY	Aguas de formación en campos de petróleo y gas Vulnerabilidad específica	- método de disposición del efluente - volumen - geología - densidad de pozos de petróleo - proximidad de pozos de agua	Western Michigan University (1981)
PESTICIDE INDEX	Pesticidas, uso normal Vulnerabilidad específica	- característica físico-química del pesticida - clima - perfil del solo - cultivo	Rao <i>et al.</i> (1985)
DRASTIC	Vulnerabilidad general	- D profundidad del agua subterránea - R recarga - A medio acuífero - S suelo - T topografía - I impacto en el acuífero - C conductividad hidráulica de la zona saturada - G tipo de acuífero	Aller <i>et al.</i> (1987)
GOD GROUNDWATER VULNERABILITY MAP FOR NITRATE	Vulnerabilidad general Potencial de lixiviación de nitrato Vulnerabilidad a contaminante específico	- O litología zona no-saturada - D profundidad del agua - tipo de suelo - característica hidráulica y litológica del acuífero	Foster e Hirata (1988) Carter <i>et al.</i> (1987)
SINTACS	Vulnerabilidad general	- igual al DRASTIC, con pesos diferentes	Civita <i>et al.</i> (1990)
MAPA DE VULNERABILIDAD DE ACUÍFEROS FRACTURADOS (VULFRAC)	Vulnerabilidad general	- intensidad de fracturamiento - profundidad del nivel estático - naturaleza de la zona no-saturada	Fernandes e Hirata (en preparación)

## SECCIÓN VI. CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

Para cada uno de estos factores existe un índice que varía de 0 a 0.3 a 1 que, multiplicados entre sí, definen el grado de vulnerabilidad del acuífero (figura VI.5.2).



En Europa y Estados Unidos el método más popular de cartografía de vulnerabilidad es el DRASTIC. Este método genera un índice relativo de vulnerabilidad, que es obtenido por la suma ponderada de siete parámetros (tabla VI.5.4). Hay que reseñar que el DRASTIC es un método de vulnerabilidad general que analiza también la recarga natural y la zona saturada (conductividad hidráulica), factores no incluidos en el GOD.

**Tabla VI.5.4. Parámetros e índices de ponderación del método DRASTIC.**

Índices	Parámetros	Índice de ponderación	Significado
D	Profundidad del agua subterránea	x5	Cuanto menor es la profundidad, mayor es la vulnerabilidad
R	Recarga natural	x4	Cuanta más recarga más vulnerable
A	Medio acuífero	x3	Litología de la zona saturada del acuífero
S	Suelo	x2	Textura y composición mineralógica del suelo
T	Topografía	x1	Clases de pendiente en %
I	Impacto de la zona no saturada	x5	Naturaleza del material geológico que constituye la zona no saturada
C	Conductividad hidráulica de la zona saturada	x3	Más conductividad más dispersión del contaminante

## CAPÍTULO VI.5. VULNERABILIDAD DE LOS ACUÍFEROS A LA CONTAMINACIÓN ANTRÓPICA

Considerando que el transporte de muchos contaminantes hasta la zona saturada del acuífero puede ocurrir en la fase disuelta, como parte del proceso de recarga (Foster, 1998), es poco realista la incorporación de la recarga natural en los métodos de determinación de la vulnerabilidad general, pues la mayoría de las ocupaciones antrópicas acaba por inducir cambios en las tasas de recarga. Muchas actividades pueden generar importantes cargas hidráulicas adicionales (Foster e Hirata, 1988), independientemente del clima local. Un buen ejemplo de este caso es la recarga inducida por una laguna de oxidación o por áreas urbanizadas. Llama la atención que diferentes ciudades bajo diferentes condiciones climáticas tienen recargas similares debido a fugas en la red de agua potable y de alcantarillado, drenajes pluviales o excesos de riego de parques y jardines (Foster *et al.* 1999).

Por este motivo, es más práctico analizar la recarga como parte de la evaluación de la carga contaminante, que intentar incorporarla a un índice de vulnerabilidad, salvo el método que genere un mapa de vulnerabilidad específica, es decir, aquel que lleva en consideración un tipo específico de actividad antrópica. La recarga natural solamente tendrá importancia cuando las actividades antrópicas no incorporen una carga hidráulica adicional, como la agricultura sin riego. Sin embargo, se puede reconocer que cualquier ocupación del terreno alterará la recarga del acuífero.

En el método GOD, el tipo de acuífero, sea confinado o libre, es un factor que ejerce el mayor control sobre la vulnerabilidad, independientemente del contaminante considerado (Hirata, 1994). Por ejemplo, acuíferos confinados con flujo ascendente, difícilmente se contaminaría, excepto por efecto de la explotación del propio acuífero, que generaría una inversión del sentido del flujo.

Los acuíferos multicapas presentan mucha dificultad a la hora de evaluar su vulnerabilidad (figura VI.5.3), debido a su compleja geometría y la estratificación de la contaminación, que generalmente es mayor en los niveles más someros del acuífero preservando los más profundos.

En el caso de contaminantes móviles y persistentes, que logran alcanzar la zona saturada, las recargas naturales pueden producir un efecto de dilución de éstos. Este caso ocurre en áreas urbanizadas que no disponen de una red de alcantarillado, donde la concentración final del nitrato resultante en el acuífero será el resultado de la mezcla de aguas contaminadas y no contaminadas provenientes de la infiltración de la lluvia o fugas en la red de agua potable (Foster e Hirata, 1988).

### **Limitaciones de los mapas de vulnerabilidad**

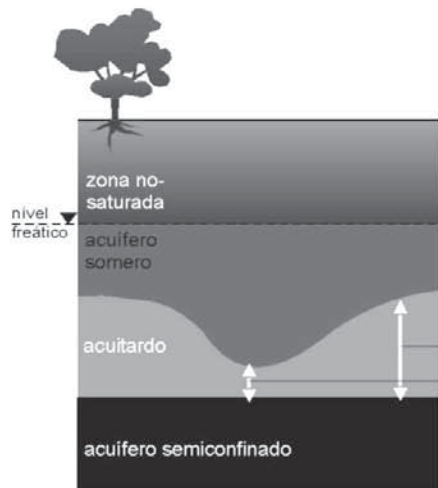
En la planeación territorial, la zonificación del terreno es importante para regularización de la ocupación antrópica. Para ésto, los métodos de evaluación de vulnerabilidad constituyen una herramienta extremadamente útil. Sin embargo, existen algunos problemas relacionados que necesitan profundizar y buscar soluciones.

No existe una concordancia general sobre el concepto de vulnerabilidad, a pesar de las tentativas de unificación realizadas por algunos autores y grupos de profesionales de hidrogeólogos (NRC, 1993; Vrba & Zaporozec, 1994). Uno de los puntos de la falta de entendimiento se centra en lo siguiente: algunos métodos sólo se limitan a analizar la facilidad con que un determinado material existente entre la superficie del suelo y la zona saturada del acuífero permite el paso del contaminante, mientras que otros incluyen además la movilidad del contaminante en la zona saturada.

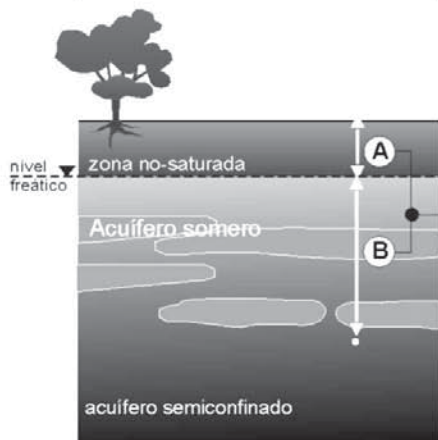
La falta de concepto universal dificulta la comparación de resultados obtenidos a partir de la aplicación de diferentes métodos, sobre todo porque la totalidad de ellos generan índices de vulnerabilidad relativos.

## SECCIÓN VI. CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

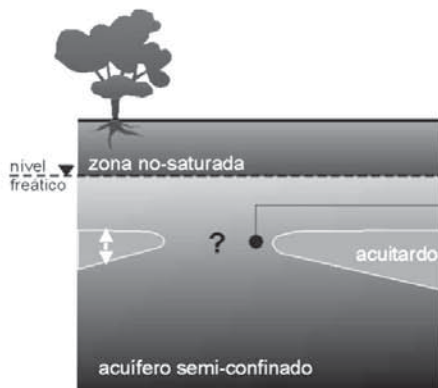
Figura VI.5.3. El problema de la determinación de la vulnerabilidad en acuíferos multicapas (Foster *et al.*, 2002).



*Problema:* en el método GOD el término "O" representa las características litológicas de la zona no saturada o de las capas confinantes, el cual es difícil de determinar en acuíferos semiconfinados. *Solución:* considerar la parte más delgada del acuitardo y calcular el término "O" como un valor ponderado entre los distintos materiales (zona no saturada, acuífero somero, acuitardo).



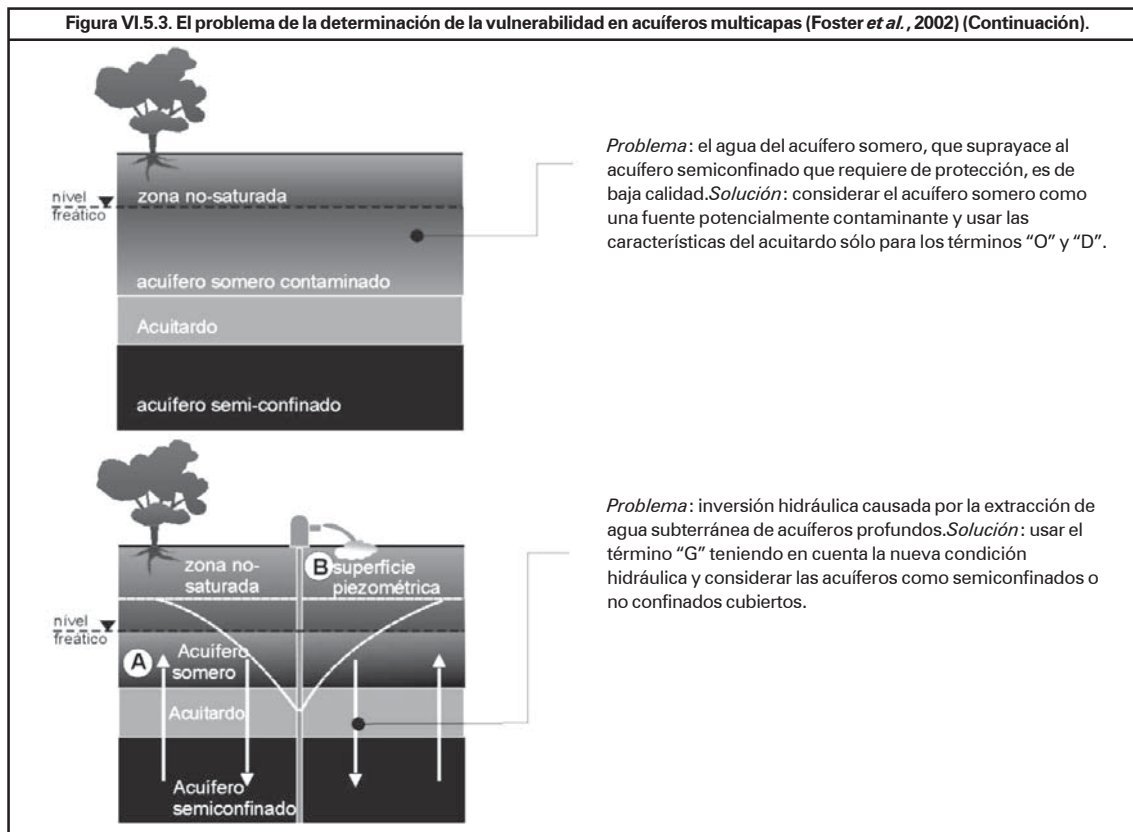
*Problema:* en el método GOD el término "D" representa la distancia entre la superficie del terreno y el nivel freático o el techo del acuífero confinado, pero ¿cuál es el valor correcto en acuíferos semiconfinados? *Solución:* usar la profundidad del acuífero (A+B).



*Problema:* ventana (discontinuidad en el acuitardo) que conecta directamente el acuífero somero con el acuífero semiconfinado. *Solución:* considerar la profundidad del nivel del agua del acuífero somero.



Figura VI.5.3. El problema de la determinación de la vulnerabilidad en acuíferos multicapas (Foster *et al.*, 2002) (Continuación).



Los diferentes métodos han sido insuficientes para evaluar la vulnerabilidad en áreas de acuíferos cristalinos, volcánicos recientes, multicapas (figura VI.5.3), cársticos y sistemas con doble porosidad. Existe la dificultad de analizar la red de fracturas a escala regional con significación hidrogeológica. Fernandes e Hirata (en preparación) propusieron un método de análisis del grado de fracturamiento de las rocas, con base en un estudio de alineamientos y neotectónica, con el objetivo de superar las dificultades de los métodos tradicionales de vulnerabilidad de acuíferos. Estos autores, así como Fernandes y Rudolph (2001), consideran que la tectónica cenozoica controla en gran parte el sentido de flujo de agua en rocas de baja permeabilidad primaria.

Existen algunos trabajos que analizan críticamente los métodos existentes, sobre todo el DRASTIC (Holden *et al.*, 1992; Kalinski, 1994; Rosen, 1994). Falta todavía una comprobación de las diferentes técnicas a partir de estudios de detalle en campo, con monitoreo sistemático de la calidad de las aguas subterráneas. El análisis de varios casos de estudio de contaminación, incluyendo una variada gama de actividades antrópicas, podría proporcionar las bases necesarias para la validar diferentes métodos. De la misma forma, este tipo de estudios auxiliaría en la mejor definición de un índice absoluto de vulnerabilidad o permitiría una comparación entre diferentes métodos.

Finalmente, muchas limitaciones podrían ser superadas si se tuviera conciencia de que la cartografía de vulnerabilidad no es un sustituto de los estudios de detalle, pero sí un primer paso en la identificación de los mayores

## SECCIÓN VI. CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

peligros ambientales a escala municipal y cuencas hidrográficas. De esta forma, la zonificación de la vulnerabilidad podría auxiliar en la identificación de prioridades de acción a órganos gubernamentales de control ambiental.

### El futuro de los métodos de vulnerabilidad de acuíferos

Con el advenimiento de las computadoras personales y la popularización de los modelos numéricos de simulación de flujo de las aguas subterráneas y transporte de contaminantes, se creyó erróneamente que los métodos de cartografía de vulnerabilidad serían abandonados. La realidad ha mostrado que la complejidad geológica y la falta de datos confiables para una simulación matemática restringen el uso de los modelos matemáticos en programas de protección de los recursos hídricos subterráneos. Consecuentemente, en los últimos años se ha observado un nuevo impulso en el desarrollo y en la aplicación de técnicas de vulnerabilidad de acuíferos.

Existen decenas de técnicas para la cartografía de vulnerabilidad, muchas de las cuales están basadas en diferentes criterios y hasta en diferentes conceptos de vulnerabilidad. De esta forma, existe la necesidad de una amplia revisión sobre el tema, incluyendo:

- a) Redefinición del concepto de vulnerabilidad de acuíferos, lo cual permite que el concepto sea aceptado por la comunidad usuaria y geocientífica;
- b) Establecimiento de criterios básicos y consistentes para el mapeo de la vulnerabilidad de acuíferos;
- c) Validación de los métodos de vulnerabilidad con base en estudios de monitoreo detallado de la calidad de las aguas subterráneas, y sobre todo asociado a modelos numéricos de flujo y de transporte de contaminante para la zona no saturada;
- d) Desarrollar métodos de vulnerabilidad en acuíferos complejos y en acuíferos cristalinos, (Fernandes e Hirata, en preparación), cársticos y volcánicos recientes;
- e) Adaptar métodos que permitan una mejor caracterización de acuíferos multicapas, especialmente donde la porción superficial ya esté contaminada y donde niveles más profundos son explotados.

Por otro lado, las técnicas digitales han revolucionado la cartografía (Vrba y Zaporozec, 1994), lo cual ha permitido:

- a) Facilitar la elaboración de mapas a través del análisis integrado de datos en un ambiente de sistema de información geográfica (SIG), lo cual también posibilita y optimiza la elaboración de atlas con diversos mapas de vulnerabilidad específica;
- b) Normalizar los métodos para obtener atributos básicos;
- c) Mejorar la calidad y precisión gráfica en la definición de las clases de vulnerabilidad, con base en el conocimiento del flujo de agua y transporte de contaminantes;
- d) Incrementar la producción de mapas de vulnerabilidad a gran escala;
- e) Actualizar los mapas existentes con nuevos datos que permitan integrar a los trabajos de planeación local y regional.

Todas las mejoras relacionadas a las tecnologías de SIG permiten la utilización de los mapas de vulnerabilidad en programas de manejo de recursos hídricos. La utilización de estos mapas, junto con los perímetros de protección de pozos, es discutida en el capítulo VI.6. Perímetros de protección de pozos.

# Capítulo VI. 6. Perímetros de protección de pozos

**R**estringir el uso del terreno que circunda una fuente de captación de agua subterránea de interés, es una de las formas más antiguas de protegerla contra la contaminación. Las primeras experiencias en este sentido se registraron en Europa, en el siglo XIX. Trabajos científicos de los años treinta ya establecían que los pozos debían estar alejados de las fuentes potenciales de contaminación antrópica a una distancia que permitiera que las aguas subterráneas tuvieran un tiempo de tránsito superior a 50 días, para la erradicación de las bacterias y virus patógenos (Knorr, 1937 y 1951 en Schileyer *et al.*, 1992).

El perímetro o área de protección de pozo (PPP) es una técnica basada en el establecimiento de restricciones de la ocupación humana en toda o parte del área de recarga de un pozo o una captación de agua. El término tiene equivalentes en inglés americano *Wellhead Protection Area* (WHPA) y en el británico *Source Protection Area* (SPA).

Los programas de PPP fueron inicialmente aplicados en países europeos. En el continente americano, el primer país en utilizarlo para la protección de sus fuentes fue Barbados. En esta isla, en 1963, se estableció una división del territorio basado en PPP y en áreas de recarga y descarga del acuífero (cartografía de vulnerabilidad a la contaminación). Con pocas alteraciones, este sistema aún es aplicado y ha mostrado ser bastante eficaz, especialmente para contaminantes no persistentes. En EUA, apenas en 1986, con la promulgación del *Safe Drinking Water Act* (SDWA) (USA, 1986) se estableció, de forma oficial, el uso de PPP para preservar las aguas subterráneas en todos sus estados. En Brasil, a pesar de que esta técnica no ha sido aplicada de forma institucional, aparece en la Ley de Aguas Subterráneas para el Estado de São Paulo como criterio de restricción de la ocupación territorial (São Paulo, 1988 y 1991).

El PPP es actualmente la técnica más ampliamente utilizada en todo el mundo como forma de protección de la calidad de las aguas subterráneas.

## **Hidráulica de pozos y la definición de PPP**

La USEPA (1987) establece para un PPP tres diferentes zonas, según sus características hidráulicas: la zona de influencia (ZI), la zona de contribución (ZOC) y la zona de transporte (ZT) (tabla VI.6.1 y figura VI.6.1).

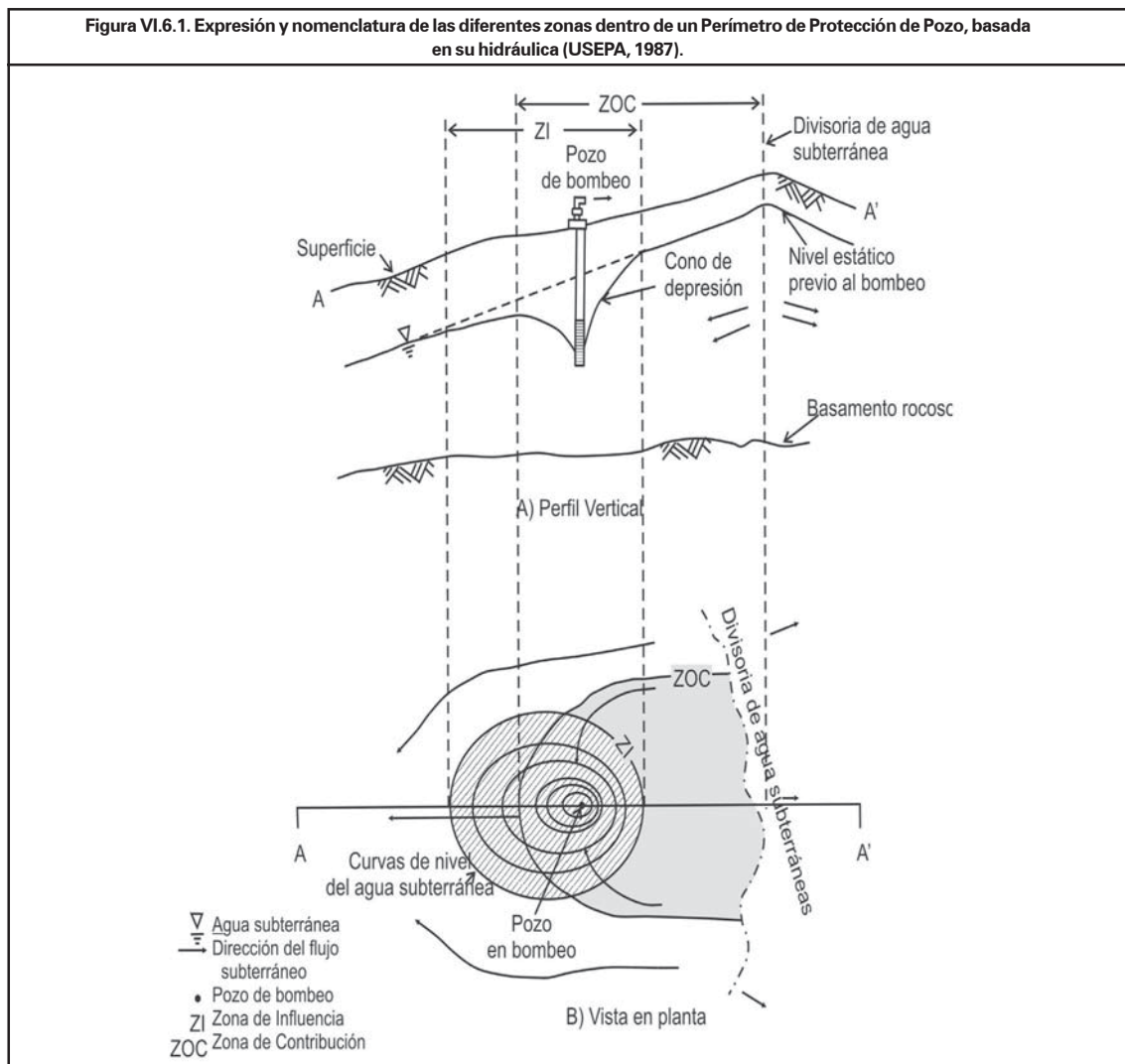
Analizando el comportamiento hidráulico de los acuíferos, las ZOC y ZI son iguales solamente cuando la superficie piezométrica es perfectamente plana y horizontal, en un acuífero homogéneo e isótropo. Cuando el acuífero presenta una superficie piezométrica inclinada, situación más común, la ZOC pierde el formato circular, adquiriendo uno elíptico.

## SECCIÓN VI. CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

**Tabla VI.6.1. Descripción de las zonas de división de PPP (USEPA, 1987).**

Zona de influencia ZI	Zona de contribución ZOC	Zona de transporte ZT
Es aquella asociada al cono de depresión (abatimiento de la superficie piezométrica) de un pozo en bombeo.	Es el área de recarga asociada a un pozo. Teóricamente, cualquier sustancia móvil y persistente que se encuentre dentro de esta zona es conducida hacia el pozo en explotación. Por este motivo, es el área de mayor preocupación con relación a la preservación de la calidad del agua en el pozo	Es la zona de captura para determinado tiempo de tránsito, establecido con relación a los tiempos específicos que supuestas plumas contaminantes emplean para alcanzar el pozo, muchas veces sin considerar la dispersión hidrodinámica o el retardo.  La ZT fue creada para restringir la ZOC, que, puede alcanzar grandes áreas. Normalmente, el cálculo de la ZT asume estado estacionario para el acuífero bombeado.

**Figura VI.6.1. Expresión y nomenclatura de las diferentes zonas dentro de un Perímetro de Protección de Pozo, basada en su hidráulica (USEPA, 1987).**



La ZI en muchas situaciones es establecida en condiciones de régimen transitorio. Solamente hay equilibrio cuando las condiciones de recarga se estabilizan con las tasas de explotación o cuando el cono intercepta una barrera positiva cualquiera, con disponibilidad superior al régimen de bombeo (cuerpos de agua superficial, drenaje de acuíferos supra-subyacentes, recarga).

Es importante aclarar que el PPP es un concepto administrativo y que debe ser diferenciado de la ZOC, que es un término técnico y se limita a establecer la zona donde hay contribución hidráulica a una captación.

### **Problemas e incertidumbres en el trazado de la zona de captura de pozo**

La heterogeneidad y la anisotropía del medio son las características hidrogeológicas que imponen mayores dificultades en el trazado de la ZOC, generando incertidumbres técnicas que influyen negativamente en el establecimiento del PPP y en las subsecuentes decisiones administrativas.

El trazado del ZOC está influenciado por los siguientes factores:

- a) diferentes métodos de definición de la ZOC generan diferentes trazados. La selección del método depende de la disponibilidad de informaciones y recursos financieros;
- b) anisotropía del medio, principalmente asociada a la conductividad hidráulica de diferentes litologías;
- c) heterogeneidad del medio, continuidad de los estratos más y menos permeables, y grados de confinamiento y fracturación del acuífero;
- d) influencias del abatimiento de otros pozos de producción en la región, alterando los flujos subterráneos;
- e) geometría del acuífero, presencia de barreras positivas y negativas, condiciones de contorno;
- f) fluctuaciones estacionales de las superficies piezométricas
- g) desconocimiento de las porosidades efectivas del acuífero.

El trazado de ZOC es, en última instancia, resultado de los condicionantes hidrogeológicos y de las tasas de bombeo de los pozos a ser protegidos. Varios trabajos han discutido la sensibilidad de los métodos de diseño de ZOC, especialmente con relación a la heterogeneidad de los acuíferos, sumada a la falta de informaciones precisas. Entre estos autores, destacan: Cleary (1992), quien discute las influencias del gradiente regional, transmisividad, anisotropía y heterogeneidad de la conductividad hidráulica, recarga inducida de ríos y porosidad eficaz. Lerner (1992) detalla los efectos de la recarga provocada por lluvias en ZOC y de las condiciones de contorno particulares. NRA (1991) y Foster *et al.* (2002) definen las dificultades operativas de implementación de PPP en diferentes situaciones hidrogeológicas y Foster *et al.* (1988) discuten problemas de densidad de PPP en áreas urbanizadas. Trabajos bastante completos, como el de USEPA (1991a y b), discuten el PPP para situaciones de acuíferos fracturados y confinados, respectivamente.

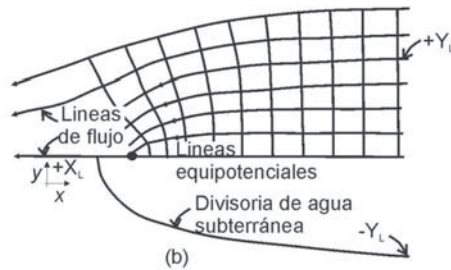
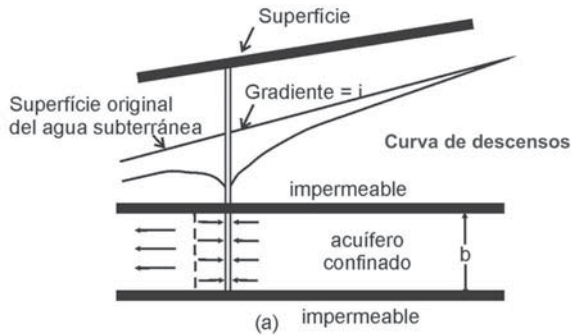
Algunos de los efectos causados por situaciones geológicas específicas se discuten a continuación.

#### 1. Efecto del gradiente regional y de la transmisividad

Según Hantush (1964), la influencia de los gradientes hidráulicos en el trazado de una ZOC se puede deducir analizando la figura VI.6.2.

## SECCIÓN VI. CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

Figura VI.6.2. Influencia de la anisotropía y heterogeneidad del medio en el trazado del Perímetro de Protección de Pozo (basado en Cleary, 1989).



$$\frac{Y}{X} = \tan\left(\frac{2\pi Kbi}{Q} Y\right)$$

Ecuación del flujo uniforme

$$X_L = -\frac{Q}{2\pi Kbi}$$

distancia hasta la región sin flujo

$$Y_L = \pm \frac{Q}{2Kbi}$$

límites del contorno

Donde:

Q = caudal de la captación (L<sup>3</sup>/T)

K = conductividad hidráulica (L/T)

b = espesor saturado (L)

i = gradiente del acuífero (L/L)

$\pi = 3,1416$

● pozo de bombeo

En la figura puede apreciarse que la longitud de la ZOC es inversamente proporcional a la transmisividad (conductividad hidráulica \* espesor saturado del acuífero) y al gradiente hidráulico. Cuanto mayor es el gradiente hidráulico (i), más delgada y alargada es la ZOC.

Según USEPA (1991b), los gradientes hidráulicos superiores a 0.0005 afectan el formato de los elipsoides de la zona de captura del PPP. En el caso de valores menores a 0.0005, el formato de la ZOC debe considerarse apenas el correspondiente al abatimiento producido por el bombeo del pozo.

## 2. Efecto de la anisotropía de la conductividad hidráulica

Freeze y Cherry (1979) y Custodio y Llamas (1983) demuestran que en acuíferos isótropos, el flujo de las aguas es perpendicular a las líneas isopotenciales (figura VI.6.3a) y que, en situaciones de anisotropía de la conductividad hidráulica, el flujo declina en favor de la dirección de mayor conductividad hidráulica.

Este ángulo de declinación obedece a la relación (Cleary, 1989):

$$\theta_{\text{aniso}} = \arctg(Kr\theta_{\text{iso}}) \quad [\text{VI.6.1}]$$

Donde:

$\theta_{\text{aniso}}$  = ángulo entre el eje X de la conductividad hidráulica y el flujo anisótropo

$\theta_{\text{iso}}$  = ángulo entre la dirección isótropa y el eje X

Kr = relación entre las conductividades hidráulicas en las direcciones Y y X

La figura VI.6.3b ilustra la influencia de una conductividad hidráulica 5 veces mayor en la dirección X que en la dirección Y.

## 3. Efecto de la heterogeneidad del medio

La variación espacial de una determinada característica hidráulica es una de las mayores dificultades que un técnico enfrenta al definir el PPP. Las influencias de la heterogeneidad del medio pueden ser más drásticas en acuíferos fracturados. La figura VI.6.3c muestra como está influenciado el trazado de una ZOC por efecto de una fractura con una conductividad 10 veces mayor que la medio circundante ya que las líneas de flujo se desplazan más acentuadamente a lo largo del medio de mayor conductividad hidráulica (figura VI.6.3d).

La heterogeneidad puede estar asociada a la conductividad hidráulica y a la porosidad (o al coeficiente de almacenamiento), así como a la continuidad de las distribuciones de las cargas hidráulicas.

## 4. Efecto de la recarga

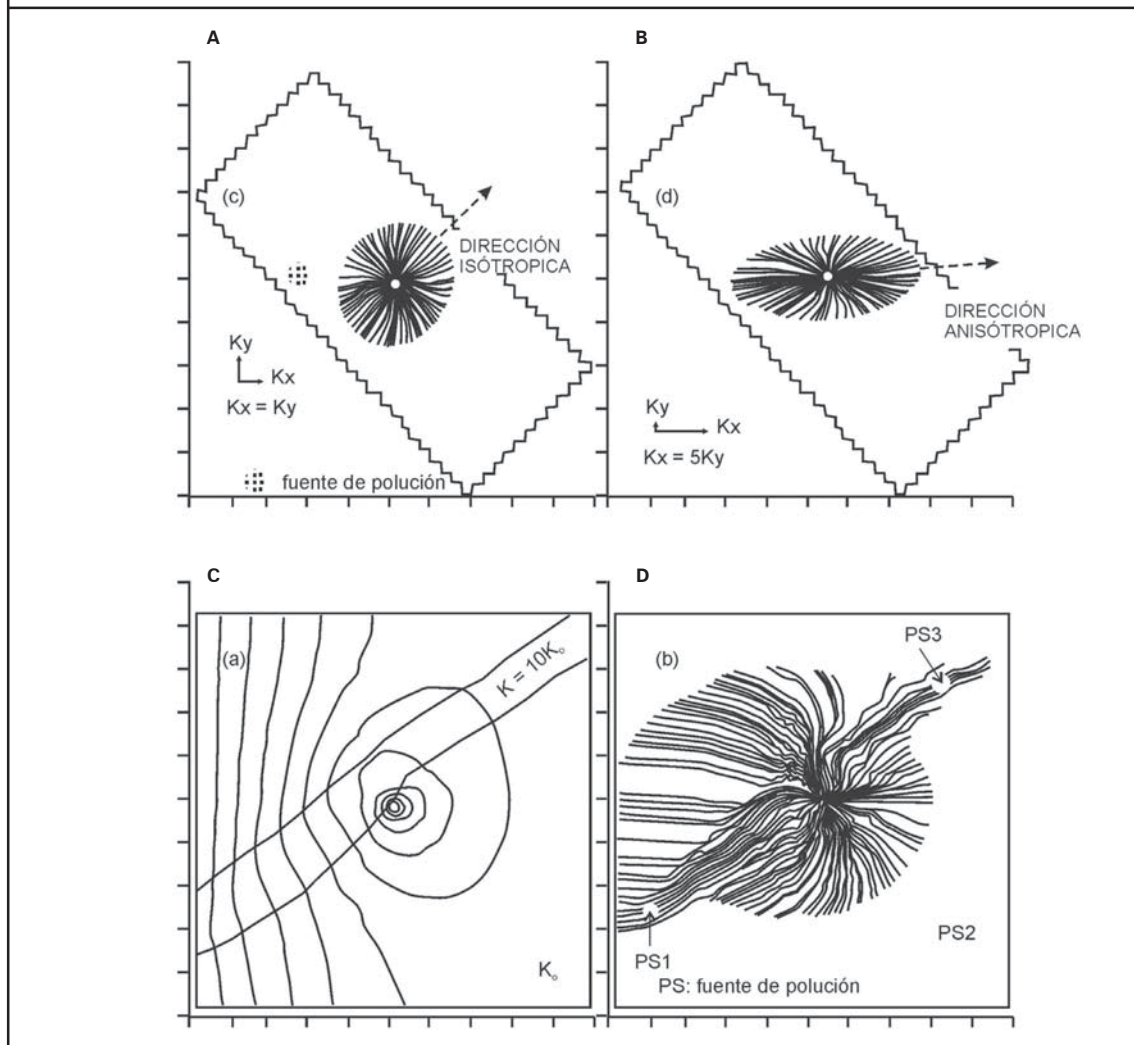
La zona de influencia de un pozo puede, teóricamente, extenderse indefinidamente hasta el agotamiento del acuífero. Este estado cesa cuando, en su zona de contribución, aguas venidas de fuentes externas ingresan al sistema, equilibrando las entradas y salidas de agua. Normalmente estas fuentes externas son representadas por recarga difusa (lluvias), recargas puntuales o lineales (cuerpos de agua superficiales, ríos, lagos) o a partir del drenaje de acuíferos supra o subyacentes.

En la práctica, la presencia de algún efecto de recarga limita el tamaño de una ZOC, o puede incluso definir un nuevo formato por la alteración de sus condiciones de contorno (barreras positivas). La limitación de una ZOC por barreras positivas, como drenajes superficiales, es bastante común (figura VI.6.4).

Según Lerner (1992), la recarga, tanto difusa como lineal, puede alterar las velocidades de las aguas subterráneas, como lo expresa la siguiente relación:

## SECCIÓN VI. CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

Figura VI.6.3. Influencia de la anisotropía y heterogeneidad del medio en el trazado de Perímetro de Protección de Pozo (basado en Cleary, 1989). A) Acuífero isótropo, B) acuífero anisótropo, C) Acuífero con fractura, D) Líneas de flujo en un acuífero con fractura.



$$V_{xr} = \frac{R_x}{bn_{ef}} + \frac{T(H_o - H_c)}{2abn_{ef}}$$

[VI.6.2]

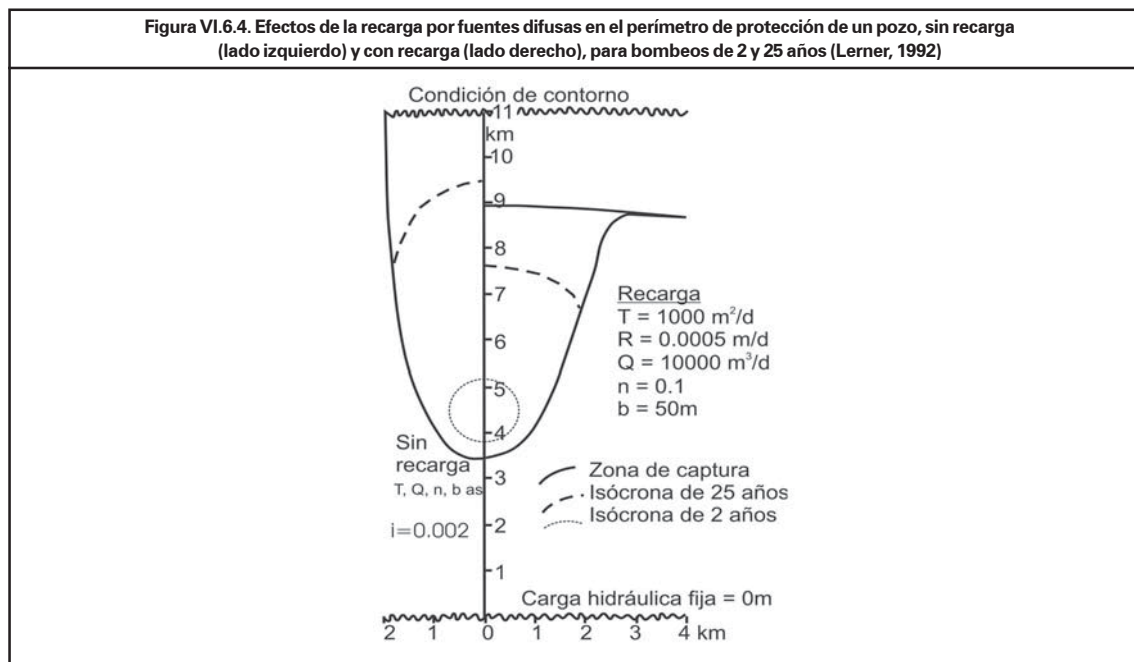
donde:

$V_{xr}$  = velocidad del agua subterránea (L/T)

$R_x$  = recarga (L/T)



- b = espesor saturado (L)
- T = transmisividad ( $L^2/T$ )
- 2a = ancho del acuífero (L)
- $n_{ef}$  = porosidad eficaz ( $L^3/L^3$ )
- $H_o$  = carga hidráulica inicial (L)
- $H_c$  = carga hidráulica final (L)



### 5. Efecto de la porosidad eficaz

Según Roadcap y Bair (1990), la porosidad eficaz es uno de los parámetros de mayor dificultad de definición en campo y puede generar las mayores incertidumbres en el trazado de una ZOC, especialmente cuando la situación no permite el uso de métodos numéricos.

La figura VI.6.5 muestra dos situaciones donde la porosidad eficaz asume valores de 0.4 (figura VI.6.5b) y 0.2 (figura VI.6.5c). Se puede apreciar que a mayores valores de porosidad las dimensiones de la ZOC son menores. Es interesante destacar que cuando se utilizan métodos analíticos para la definición de la ZOC, tipo flujo uniforme, no se considera el valor de la porosidad eficaz.

La porosidad eficaz ( $n_{ef}$ ) al ser un parámetro que actúa directamente sobre la velocidad de las aguas subterráneas, influye en la ZT y la ZI. Mayores valores de  $n_{ef}$  provocan menores tiempos de tránsito, reduciendo las dimensiones de la ZT y, por el mayor almacenamiento de aguas en el acuífero, menores ZI.

## SECCIÓN VI. CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

### 6. Capacidad asimilativa del acuífero

Todos los contaminantes, en mayor o menor grado, están influenciados por el medio, y su interacción con él puede degradarlos o retardar su movimiento. El conocimiento preciso de esta información permite una cuantificación real de la ZOC. Teóricamente es como incorporar características de vulnerabilidad de acuíferos a la ZOC para contaminantes específicos.

Hay que tener en cuenta que las sustancias poco móviles y muy degradables representan bajo peligro de contaminación para los acuíferos, al contrario que las móviles y persistentes. Partiendo de este principio, en los métodos de delimitación de la ZOC no se considera la capacidad asimilativa del acuífero y parten del principio de que la pluma contaminante no sufrirá ningún retraso con respecto al movimiento de las aguas subterráneas, ni tampoco se degradará ni dispersará. Esta actitud conservadora es adoptada por la dificultad que hay a la hora de definir parámetros en campo y las consideraciones de carácter general que estos métodos deben asumir, ya que muchas veces es posible establecer el comportamiento de contaminantes específicos, pero no definir cuales sustancias contaminantes están presentes en el área.

### Métodos existentes para el trazado de una zoc

Según USEPA (1987 y 1991a, b) el trazado de una ZOC puede ser realizado por alguno de los métodos mostrados en la tabla VI.6.2.

**Tabla VI.6.2. Métodos para el trazado de ZOC (USEPA 1987, 1991a, 1991b).**

Nombre y descripción del método	Ventajas	Desventajas
<p>Radio fijo arbitrario (RFA)</p> <p>Trazado a partir de un valor fijo de radio, definido por un hidrogeólogo de experiencia. Se crean áreas circulares alrededor de pozos o baterías de pozos.</p>	<p>Método rápido, simple y de bajo costo. Se puede convencer fácilmente al público. Puede ser utilizado como una primera aproximación, en un programa continuado de PPP</p>	<p>No considera características hidrogeológicas o de transporte de contaminantes. Por la ausencia de una base técnico-científica, puede generar áreas sub o sobre estimadas, especialmente en acuíferos anisótropos o heterogéneos.</p>
<p>Radio fijo calculado (RFC)</p> <p>El radio se calcula con base en los tiempos de tránsito de las aguas al pozo, como función de las tasas diarias de bombeo, la porosidad eficaz, el espesor saturado del acuífero:</p> $R = \sqrt{\frac{Qt}{n_{ef}b}} \quad [VI.6.3]$ <p>donde: Q = caudal, t = tiempo de tránsito, <math>n_{ef}</math> = porosidad eficaz, b = espesor saturado del acuífero</p>	<p>Método rápido, simple y de bajo costo.</p> <p>El método es flexible, barato, y requiere personal medianamente entrenado.</p>	<p>La exactitud de esta técnica es baja, especialmente en acuíferos anisótropos y heterogéneos. Por no considerar el flujo de aguas subterráneas, se termina generando ZOC's de dimensiones superestimadas.</p>
<p>Mapeo hidrogeológico o de los sistemas de flujo (CH) Esta técnica identifica los factores físicos que controlan el flujo del agua subterráneas, que incluyen: contactos geológicos que delimitan el acuífero, estructuras geológicas (como fracturas o litologías de baja conductividad hidráulica), divisorias de aguas subterráneas, condicionantes hidráulicos (drenajes superficiales). A partir de la definición de estos parámetros y su trazado en mapas se establecen las ZOC.</p>		<p>El método asume un flujo uniforme y bidimensional. Si se utiliza solo, puede generar ZOC extremadamente grande, cuando el pozo está muy alejado de la divisoria de agua subterránea. Los flujos de las aguas subterráneas normalmente son considerados isotrópicos y en situación estacionaria.</p>

Tabla 2. Métodos para el trazado de ZOC (USEPA 1987, 1991a, 1991b)(CONTINUACIÓN)

Nombre y descripción del método	Ventajas	Desventajas
<p>Formato simple variable (FSV) Este método es una combinación del método analítico, que utiliza una ecuación de flujo uniforme, del tiempo de tránsito y de líneas de flujo, para generar formatos-estándares que son aplicados sobre los pozos y manantiales que se quieren proteger.</p>	<p>Método de fácil aplicación y bajo costo, requiere pocos datos adicionales al método anterior, pero se obtiene mejores resultados, aproximándose más a la realidad.</p>	<p>No funciona en acuíferos heterogéneos donde los pozos tienen características muy diferentes de las consideradas en los métodos analíticos que generaron los formatos simples variables. El método es poco flexible.</p>
<p>Cartografía de los sistemas de flujo con base en la ecuación de tiempo de tránsito (MSFETT) A partir del mapa hidrogeológico, se establecen los gradientes y los tipos de acuíferos existentes. Teniendo los valores medios de conductividad hidráulica y porosidad eficaz, es posible definir la velocidad real media, utilizando la ley de Darcy. Considerando el bombeo del pozo, se puede aplicar el método de SWA (1985):</p>	<p>Parte del concepto de degradación del contaminante, aproximándose más a la realidad. Puede ser utilizado en conjunto con otros métodos, especialmente cuando se trata de limitar áreas muy grandes. Es simple y requiere costos medios para su definición. El método no utiliza conceptos matemáticos avanzados.</p>	<p>El método se limita a asumir el medio como uniforme, bi-mensional y con porosidad primaria. Diferentes compuestos tienen diferentes comportamientos con relación a la degradación por lo que es difícil la previsión.</p>
$t_x = S \left[ \pm (x - rw) + \log \left( \frac{Z \pm rw}{Z \pm rx} \right) \right] \quad [VI.6.4]$		
<p>donde: <math>Z = xI = \frac{Q}{2\pi b v} \rightarrow v = \pm K \frac{dh}{dl}</math> [VI.6.5]</p>		
<p><math>t_x</math> = tiempo de tránsito, en días, del punto X hasta el pozo en bombeo; S = coeficiente de almacenamiento o porosidad eficaz, en acuíferos libres; Q = caudal del pozo, b = espesor saturado del acuífero, rw = radio del pozo, rx = distancia del pozo hasta el punto de <math>t_x</math> días, <math>\pm</math> = si el punto está aguas arriba del pozo (+), si es el punto está aguas abajo (-), v = velocidad real media, k conductividad hidráulica, dh/dl, gradiente hidráulico</p>		
<p>Cartografía de los sistemas de flujo con base en la ecuación de flujo uniforme (FU) La construcción de mapas de superficies piezométricas permite la aplicación de las ecuaciones de flujo uniforme (Todd, 1980) para definir la ZOC para un pozo bombeando. La Figura 2 describe el método asociado a las ecuaciones utilizadas normalmente.</p>	<p>El método permite el delineamiento de la ZOC sin definir el cono de depresión (ZI). Es simple, requiere de poca información y de personal con limitadas informaciones técnicas y entrenamiento.</p>	<p>El método asume un flujo uniforme en dos dimensiones ignorando el efecto de muchas condiciones de contorno, de la heterogeneidad del acuífero y de recargas no-uniformes.</p>
<p>Aproximación a partir de los tiempos de tránsito (ATT) Esta técnica utiliza datos de hidrogeoquímica y de isótopos para identificar los recorridos del agua subterránea y las tasas de flujo.</p>	<p>Puede ser utilizado en acuíferos de porosidad primaria y secundaria. El método puede dar información sobre la edad de las aguas, útil en la delimitación de los PPPs.</p>	<p>El método requiere de interpretaciones geoquímicas e isotópicas detalladas. Algunas veces los resultados son ambiguos y las técnicas isotópicas son costosas. El método no delimita las ZOC o ZT, pero ayuda a confirmar los resultados obtenidos por medio de otros métodos o técnicas.</p>
<p>Modelos numéricos de flujo/transporte (MN) Usa ecuaciones de flujo y transporte, con soluciones numéricas. Las zonas de captura (ZOC) pueden ser definidas a partir de la técnica de trazado de partículas (<i>particle tracking</i>), que define las trayectorias que el agua/con-taminante siguen hacia el pozo. A través del cálculo del tiempo de tránsito es posible establecer ZTs específicas.</p>	<p>Pueden ser utilizados en cualquier medio hidrogeológico, inclusive los fracturados. Son altamente flexibles. Es, seguramente, el método que permite obtener mayor detalle y precisión en los resultados.</p>	<p>La mayoría de los modelos requieren una gran cantidad de datos, calibración y verificaciones generalmente tardadas y costosas. Requiere técnicos especializados y costosos.</p>

## SECCIÓN VI. CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

La selección de uno de los métodos o de la unión de varios métodos debe basarse en uno de los siguientes criterios (tabla VI.6.3):

- objetivos perseguidos con la definición de PPP;
- disponibilidad de recursos humanos, financieros y tiempo para la definición de PPP;
- tipo de acuífero, si es libre o confinado o por porosidad granular o fracturación;
- disponibilidad de informaciones técnicas, principalmente conductividad hidráulica y sus variaciones espaciales, gradiente de las superficies piezométricas, espesor saturado del acuífero, relaciones hidráulicas con otros acuíferos o cuerpos de agua superficiales;
- régimen de explotación de los pozos en la región (privados y públicos);
- tipo y densidad de ocupación del terreno, incluyendo actividades potencialmente contaminantes;
- características hidrológicas y climáticas del área.

### El trazado de la ZOC en situaciones geológicas particulares

#### ZOC en acuíferos fracturados

La gran heterogeneidad y anisotropía y la falta de continuidad de las fracturas y fallas geológicas en acuíferos fisurados dificultan la definición precisa de una ZOC de un pozo o manantial. La circulación de las aguas en estos acuíferos se distingue del medio poroso por varias características, las cuales se presentan en la tabla VI.6.4.

Los acuíferos fracturados tienden a ser menos homogéneos e isótropos y muchas veces el flujo de las aguas no obedece a la Ley de Darcy, por el movimiento rápido y turbulento. A pesar de que los flujos turbulentos puedan ser modelados, la gran cantidad de datos necesarios y las complejas ecuaciones empleadas convierten los estudios en impracticables para la definición de una ZOC.

**Tabla VI.6.3. Datos normalmente necesarios para la definición de perímetros de protección de pozos (modificado de USEPA, 1991a).**

	Datos requeridos										Nivel de información	Recomendación		
	K	V	Q	n	i	b	S	R	C	G		poroso	fracturado	confinado
Radiofijo arbitrario											r Cr	RI	R	RI
Radio fijo calculado											r Cr	RI	PR	RI
Cartografía de vulnerabilidad											m Cm	PR	R	R
Cartografía de flujo analítico											m Cm	R	R	R
Formato simple variable.											r Cr	PR	R	RI
Tiempo de tránsito											e Ce	R	R	R
Sist. flujo + Ecuac. tiempo Tránsito											m Cr	R	PR	R
Sist. flujo + Ecuac. flujo uniforme											m Cr	R	PR	R
Modelo numérico											e Ce	R	R	R

Necesidad del dato	Nivel de recomendación	Complejidad tecnológica	Nivel de información
no es requerido	R recomendable	Cr Reducido	r reducido
es requerido	PR poco recomendable	Cm Moderado	m moderado
	RI recomendable, en una primera aproximación	Ce Elevado	e elevado
	NR no recomendable		

**K:** conductividad hidráulica; **v:** velocidad del agua subterránea; **Q:** caudal del pozo; **n:** porosidad eficaz; **i:** gradiente hidráulico; **b** espesor del acuífero; **S:** coeficiente de almacenamiento; **R:** recarga; **C:** geometría del acuífero; **G:** geología.

De acuerdo con USEPA (1991a), un medio fracturado puede ser analizado según aproximaciones discretas o continuas. Las primeras consideran cada fractura individualmente y las segundas asumen que el medio en su conjunto actúa como un material poroso. La ventaja de esta última aproximación es prescindir de la información de cada fractura y por lo tanto permite trabajar con los datos regionales. El problema es que muchas fallas importantes pueden convertirse en vías de flujo preferencial, induciendo flujos regionales no esperados.

**Tabla VI.6.4. Diferencias hidráulicas entre acuíferos fracturados y de porosidad primaria.**

Características del acuífero	Medio poroso	Medio fracturado
Porosidad	Predominantemente primario	Predominantemente secundario
Flujo	Lento, laminar	Posiblemente rápido y turbulento
Isotropía	Más isotrópico	Menos isotrópico
Homogeneidad	Más homogéneo	Menos homogéneo
Flujo	Ley de Darcy aplicable	Ley de Darcy no aplicable

Long *et al.* (1982) detallan criterios teóricos a partir de los cuales se puede asumir que un medio fracturado tiene comportamiento de medio poroso. Estos criterios son:

- a) gran densidad de fracturas;
- b) las aberturas de las fracturas son más uniformes que distribuidas;
- c) generalmente no existe constancia en la fracturas. Además, su observación sistemática y rigurosa de estas secciones es difícil y, los estudios, costosos.

La USEPA (1991a) sugiere una serie de pruebas y observaciones que permiten concluir el comportamiento del acuífero fracturado:

1. *Respuesta a pruebas de bombeo:* Hickey (1984 en USEPA, 1991a) sugiere realizar una prueba de bombeo escalonada con etapas de una hora. Si el acuífero asume una característica de medio poroso, el caudal específico debe ser constante. Davis y Dewiest (1966) proponen una prueba de bombeo en la que se efectúen medidas en por lo menos dos pozos localizados en diferentes direcciones, de forma que las curvas de abatimiento deben tener el mismo formato y no presentar “escalones”. El cono de abatimiento que se genera cuando se bombea un pozo monitoreando por varios multipiezómetros debe tener una forma elíptica o circular.

2. *Configuración de la superficie piezométrica:* el mapa hidrogeológico debe estar representado por isopiezas continuas, sin cambios abruptos o anomalías de los niveles piezométricos de agua.

3. *Relación entre escalas de problema y de fracturas:* en medios fracturados equivalentes a medios porosos, las fracturas deben ser abundantes y sus longitudes no pueden ser mayores que la ZOC que se quiere considerar. Según USEPA (1991a), una regla práctica es que el área de la ZOC debe ser 100 veces mayor que la longitud de las fracturas.

4. *Distribución de la conductividad hidráulica:* según Bradbury y Rothschild (1985), en un área con comportamiento de medio poroso esta distribución debe ser log-normal. Tendencias de tipo bi-modalidad dan claros indicios de un medio estrictamente fracturado.

5. *Variación hidroquímica:* la variación de parámetros químicos ha sido utilizada para determinar el comportamiento del medio fracturado. En estos medios los cambios tienden a ser mayores en el espacio y en el tiempo (Shuster y White, 1971).

## SECCIÓN VI. CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

Si el medio no tiene un comportamiento de acuífero poroso, es necesario un estudio de la geología estructural, identificando las familias de fracturas y las fallas geológicas que tengan mayores capacidades de transmitir y almacenar agua (abiertas y no-rellenadas).

El procedimiento más común es identificar, a través de fotografías aéreas (escalas 1:60,000 analizadas en conjunto a 1:25,000) e imágenes de otros sensores remotos, los lineamientos fotogeológicos y correlacionarlos con la productividad de los pozos. En este caso particular, un análisis de la geología estructural, especialmente de la neotectónica, es fundamental (Fernandes y Rudolph, 2000).

Para seleccionar el método para definir el PPP en un acuífero fracturado se deben considerar factores tales como el nivel técnico de los profesionales disponibles y el costo/beneficio involucrado. Cuando el acuífero fracturado presenta características de medio poroso, la selección del método es más fácil. Si se demuestra el comportamiento típicamente fracturado, la evaluación debe considerar características más cualitativas que cuantitativas. Métodos sofisticados, como la modelación matemática, pierden muchas veces el sentido por la escasez de datos sobre la hidráulica del acuífero. En muchos casos es preferible el uso de métodos simples, como el radio fijo arbitrario y/o cartografía geológica o de vulnerabilidad para el establecimiento de la ZOC.

Hay que analizar la posibilidad de que un estudio detallado de la geología estructural asociado con la cartografía hidrogeológica sea la opción científicamente más correcta en áreas de baja densidad de informaciones, con gran heterogeneidad y anisotropía del medio, como suele ocurrir en acuíferos localizados en países en vía de desarrollo.

### ZOC en acuíferos confinados

Los acuíferos confinados son menos vulnerables a la contaminación antrópica que otros sistemas acuíferos. La presencia de capas de baja conductividad hidráulica (acuitardos) reduce los impactos de la carga contaminante y, en algunos casos, las condiciones hidráulicas del confinamiento acaban generando flujos ascendentes que dificultan el ingreso de contaminantes en la zona saturada.

La contaminación de acuíferos confinados se puede dar con mayor facilidad en acuíferos donde:

- a) existan fallas, fracturas, y otras discontinuidades en el acuitardo y existan pozos tubulares abandonados que atraviesen las capas confinantes, todo lo cual permite flujos preferenciales;
- b) se revierta el flujo del agua subterránea, debido al abatimiento de los niveles piezométricos ocasionados por el bombeo en pozos.

Una de las mayores dificultades para el establecimiento de la ZOC en estos acuíferos es la definición de su grado de confinamiento. Entre el confinamiento completo y la situación de acuífero libre, hay innumerables casos de semiconfinamiento y aún de acuíferos libres cubiertos por capas de menor permeabilidad. El grado de confinamiento puede ser medido por la conductividad hidráulica comparativa entre el acuitardo y el acuífero y por la continuidad de los estratos confinantes.

Muchas veces es difícil definir la extensión de la capa confinante y más aún su efectividad en la protección de las aguas subterráneas. USEPA (1991b) sugiere que un acuífero es considerado confinado cuando las aguas tienen edades superiores a 40 años. Este valor fue establecido con base en la determinación de tritio en las aguas subterráneas.

El grado de confinamiento puede ser medido a partir de estudios de la geología, de la hidrogeoquímica y de la hidrodinámica del acuífero, como se describe a continuación:

1). *Método geológico*: la cartografía geológica clásica define las litologías de una determinada área, la geometría de las capas y su posicionamiento espacial. Fallas y otras estructuras de ruptura en superficie pueden ser indicativas de discontinuidades en el acuífero. El ambiente de sedimentación y la identificación de las facies indican la geometría y la posible coalescencia de las capas. Las perforaciones exploratorias y sondeos geofísicos pueden auxiliar en esta cartografía de la sub-superficie.

2). *Métodos hidrogeológicos*: las características hidrodinámicas de los acuíferos también pueden ayudar a definir su grado de confinamiento. Sobreponiendo mapas de superficies piezométricas y geológicas, se pueden identificar acuíferos confinados. Sin embargo, debe prestarse atención al hecho de que el trazado de mapas piezométricos se basa generalmente en datos obtenidos en pozos de producción, con rejillas a diferentes profundidades y que pueden interceptar diferentes niveles acuíferos.

La interpretación de estas pruebas puede indicar el grado de drenaje al que un acuífero está sometido. La configuración de las curvas de abatimiento versus el tiempo de bombeo puede indicar el grado de drenaje del acuífero y la cantidad de agua que éste está recibiendo (Hantush, 1959 y 1960; Neumann, 1972 y 1975). Los acuíferos confinados tienen valores de drenajes inferiores a  $5 \times 10^{-8}$  m<sup>3</sup>/día/m<sup>2</sup>, y los semiconfinados entre  $5 \times 10^{-8}$  y  $5 \times 10^{-5}$  m<sup>3</sup>/día/m<sup>2</sup>. Valores superiores a  $5 \times 10^{-5}$  m<sup>3</sup>/día/m<sup>2</sup> son indicativos de acuíferos susceptibles a la contaminación y por lo tanto merecen atención especial.

3). *Métodos hidroquímicos*: permiten, por medio de la determinación de isótopos, la definición de la edad y tiempo de tránsito de las aguas. Se pueden detectar algunas variaciones de la composición, como el enriquecimiento de muchos iones, durante el trayecto desde el área de recarga hasta el área de descarga del acuífero.

Entre los isótopos más usados están el tritio y el carbono-14. El freón (hidrocarburo perfluorohalogenado) y el CFC (clorofluorcarbono) han sido empleados para la datación de aguas con edades inferiores a 60 años, por lo menos en el hemisferio norte. Estos compuestos han sido incorporados en la atmósfera en los últimos 60 años y pueden permitir una datación similar a la del tritio.

Si existe un grado de confinamiento a niveles razonables, la preocupación a la hora de establecer el PPP está asociada al área de recarga del acuífero. En estos casos, la distancia entre el pozo y la zona de recarga, o el tiempo de tránsito, es el criterio utilizado en el trazado del PPP.

Según USEPA (1991b), entre los diferentes métodos existentes para la definición de ZOC, son recomendables los que utilizan criterios de tiempo de tránsito, ya que una distancia lateral no caracteriza bien el área de recarga. Hay que tener presente que los criterios de capacidad asimilativa así como las divisorias de drenajes son de difícil definición e interpretación. Los conos de abatimiento en acuíferos confinados son muy extensos (algunos alcanzan decenas de kilómetros), y los PPP generados por esta técnica son por lo tanto poco realistas.

Desde un punto de vista práctico, los acuíferos altamente confinados, sin influencia de discontinuidades y sin pozos abandonados, deben ser considerados poco vulnerables y muchas veces sus PPPs tienen poco significado práctico.

### **Programa de gestión de los recursos hídricos subterráneos**

#### **Divisiones de las diferentes zonas dentro de un perímetro de protección de pozo.**

A pesar de que el concepto de PPP es simple y de que su trazado dependa de delimitaciones puramente técnicas, su aplicación, dentro de un programa de protección de las aguas subterráneas, es compleja, pues

## SECCIÓN VI. CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

involucra restricciones de algunas actividades económicas y socialmente importantes. De esta forma, la delimitación de un PPP efectivo deberá equilibrar intereses de la sociedad con los aspectos hidrogeológicos.

Con el fin de facilitar la aplicación de PPP, se establecen divisiones generalmente concéntricas definidas superficialmente en torno de los pozos y manantiales de abastecimiento público y/o que tengan importancia estratégica. Estas divisiones consideran las características hidrogeológicas del área y el régimen de exploración de la fuente:

1. *Área operacional de la captación*: el menor perímetro de protección es una pequeña área alrededor de la propia obra de captación, que generalmente no sobrepasa de 10 a 20 m y donde sólo se permiten actividades de operación de la captación.

2. *Área de protección microbiológica*: las bacterias y virus patogénicos son una seria amenaza para las captaciones de agua potable en todo el mundo. Sin embargo, los pozos bien construidos generalmente están exentos de este problema. Además, casi todas las formaciones acuíferas tienen capacidad de degradar estos contaminantes. La zona de protección microbiológica ha sido ampliamente utilizada para resguardar las captaciones de estos contaminantes. Esta zona generalmente es definida en función de una distancia media equivalente a un tiempo de tránsito horizontal del agua en la zona saturada del acuífero. En muchos países esta distancia está relacionada con un tiempo de 50 días, pero se han empleado valores entre 10 y 400 días.

3. *Áreas totales de captura de la fuente de abastecimiento*: es la zona de protección más exterior que puede ser definida para un pozo o manantial individualmente. Generalmente se relaciona con el área de captura de toda la recarga de la captación. De esta forma, toda y cualquier contaminación que tenga persistencia y concentración que esté dentro de esta zona llegará, temprano o tarde, al pozo.

4. *Otras divisiones*: Muchas veces el área total de captura es demasiado grande y de difícil aplicación. Por lo tanto, es bastante útil subdividir el área de captura en otras menores y determinar mayores restricciones de uso del terreno en las más próximas a la captación. Generalmente se define para este fin la isócrona de 500 días de flujo en la zona saturada del acuífero, a pesar de que la selección de este tiempo es algo arbitraria (Foster *et al.*, 2002). Hay que referenciar otras experiencias en algunas localidades en que el tiempo definido es de 10 años o una distancia de 3 km.

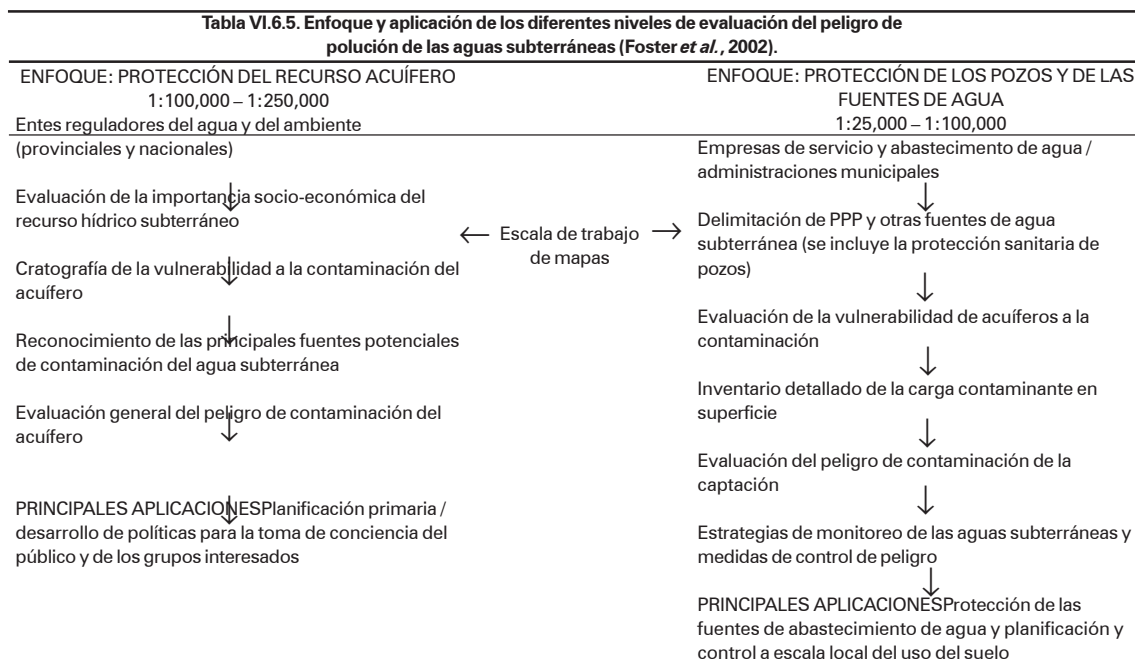
### La protección integrada de la calidad de las aguas subterráneas

Los programas efectivos de gestión de la calidad de los recursos hídricos subterráneos de muchos países, están basados en el establecimiento de Perímetros de Protección de Pozos (PPP) o en la cartografía de la vulnerabilidad de acuíferos a la contaminación antrópica.

Tanto las técnicas de vulnerabilidad como de PPP presentan limitaciones para la protección total del recurso subterráneo. El principal problema en la delimitación de PPP consiste en las imprecisiones y dificultades para obtener datos confiables sobre la hidrodinámica del acuífero. La cartografía de vulnerabilidad, a pesar de ser más flexible, no tiene el detalle ni es suficiente para garantizar la protección efectiva de los manantiales y/o pozos. Consecuentemente, el uso integrado de ambas técnicas es una estrategia razonable. Así los mapas de vulnerabilidad deberían ser usados por la administración del Estado para la planeación regional, identificando áreas prioritarias en términos de protección o exigencias ambientales, y los PPP por los municipios o compañías que son los responsables del abastecimiento de agua.



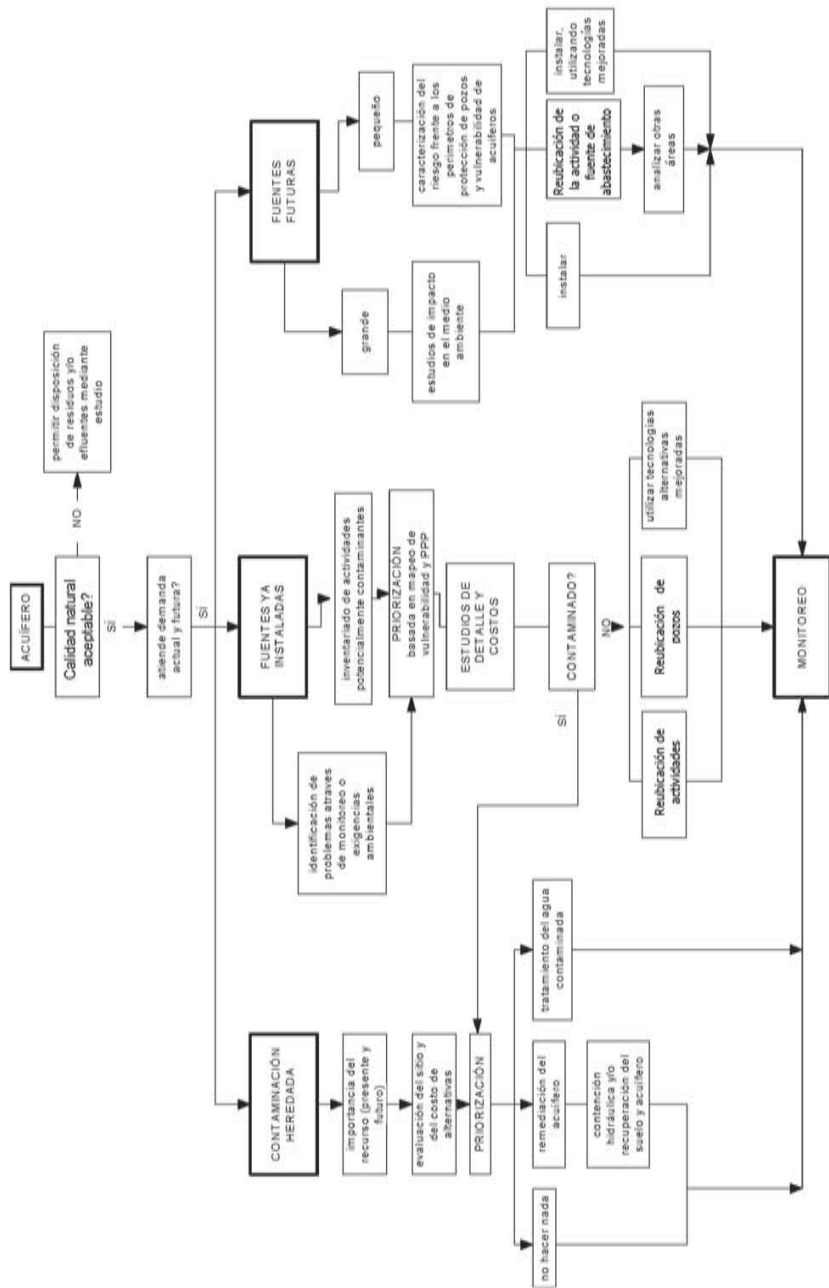
Los métodos de cartografía de vulnerabilidad son más eficientes para grandes áreas y para analizar un elevado número de actividades potencialmente contaminantes, inclusive en áreas con geología compleja. Generalmente los mapas de vulnerabilidad son realizados a escalas menores de 1:100,000. Por otro lado, los PPP son típicamente usados a escalas mayores a 1:10,000. Sin embargo, ambas técnicas pueden ser usadas a nivel de municipio a escalas intermedias (entre 1:25,000 y 1:50,000). La tabla VI.6.5 muestra cómo las técnicas de PPP y de vulnerabilidad de acuíferos pueden ser aplicadas a programas de protección de acuíferos, según los objetivos y las escalas de trabajo.



La figura VI.6.6 presenta la interacción de estas dos técnicas aplicadas en tres diferentes situaciones de uso del suelo, donde: *a)* las actividades potencialmente contaminantes ya existen; *b)* la ocupación futura se está planeando; y *c)* el acuífero ya está contaminado. Esta figura sintetiza algunas directrices, que se detallan a continuación;

1. *En áreas de futura ocupación territorial (fuentes futuras):* hay que elaborar mapas de vulnerabilidad general a la contaminación antrópica. Con la delimitación de las áreas más susceptibles es posible identificar cuáles actividades pueden desarrollarse, en el sentido de reducir al máximo las contaminaciones. La tabla VI.6.6 se puede utilizar para orientar el nivel de restricción impuesta a cada grado de vulnerabilidad. En el caso de grandes desarrollos, los estudios de impacto ambiental (EIA) deben dar énfasis a las aguas subterráneas, especialmente en las áreas más vulnerables. Las nuevas actividades antrópicas próximas a campos de pozos (baterías de pozos) o pozos individuales pueden ser restringidas con base en los mismos criterios que se utilizan en el trazado de la ZOC.

Figura VI.6.6. Estrategias de protección del recurso hídrico subterráneo frente a problemas de contaminación por fuentes antrópicas (Hirata y Rebouças, 1999).



## CAPÍTULO VI.6. PERÍMETROS DE PROTECCIÓN DE POZOS

**Tabla VI.6.6. Matriz de aceptabilidad de la instalación de actividades potencialmente contaminantes, según las diferentes clases de vulnerabilidad (Hirata y Reboucas, 1999 y Foster *et al.*, 2002).**

Actividad potencialmente contaminante	Perímetro de protección del pozo				Vulnerabilidad natural del acuífero		
	I	II	III	IV	Alta	Medía	Baja
<b>Saneamiento <i>in situ</i></b>							
unifamiliar	N	N	A	A	A	A	A
edificio, colectivos, públicos	N	N	PA	A	A	A	A
estación gasolinera	N	N	PN	PA	PA	A	A
Aeropuertos	N	N	PN	PA	PA	A	A
<b>Disposición de residuos sólidos</b>							
doméstico municipal	N	N	N	PN	PN	PA	A
material construcción (inerte)	N	N	PA	PA	A	A	A
residuos peligrosos	N	N	N	N	N	N	PA
industrial (clase I)	N	N	N	PN	PN	PA	A
industrial (clase II e III)	N	N	N	N	N	N	PA
cementerios	N	N	PN	A	PA	A	A
incinerador de residuos sólidos	N	N	N	PN	N	PN	PA
<b>Excavación de tierra</b>							
material construcción	N	N	PN	PA	PA	PA	A
otros, incluyendo petróleo y gas	N	N	N	N	N	PA	A
líneas de combustibles	N	N	N	PN	N	PA	A
<b>Industrias</b>							
clase I	N	N	PN	PA	PA	PA	A
clase II y III	N	N	N	N	PN/N	PA/N	PA/PN
Instalaciones militares	N	N	N	N	PN	PA	PA
<b>Lagunas de efluentes</b>							
municipal/agua de enfriamiento	N	N	PA	A	A	A	A
industrial	N	N	N	N	PN	PA	PA
<b>Drenaje/infiltración/Accidentes</b>							
aguas pluviales (techos de casas)	PA	A	A	A	A	A	A
carreteras principales	N	N	N	PN	PN	PA	A
carreteras secundarias	N	PN	PA	PA	PA	A	A
áreas de recreación	N	PA	PA	A	A	A	A
estacionamientos	N	N	PN	PA	PA	A	A
áreas industriales	N	N	N	PN	PN*	PA	A
ferrocarril y aeropuertos	N	N	N	PN	PN	PA	A
<b>Infiltración efluentes en suelo</b>							
industria alimenticia	N	N	PN	PA	PA	A	A
otras industrias	N	N	N	N	PU	PA	A
efluentes de desagüe	N	N	N	PN	PA	A	A
lodo de desagüe	N	N	PN	PA	PA	A	A
Lixiviados de granjas (purines)	N	N	PN	A	A	A	A
<b>Ganadería intensiva</b>							
efluentes en lagunas	N	N	N	PN	PA	A	A
Lixiviados de granjas (purines)	N	N	PN	PA	PA	A	A
<b>Actividad agrícola</b>							
uso de pesticidas	N	N	PN	A	PN	A	A
uso no controlado de fertilizante o disposición abierta	N	N	N	PN	PN	A	A
almacenamiento de pesticidas	N	N	PN	PA	PN	PA	A
<p>N no aceptable en virtualmente todos los casos</p> <p>PN probablemente no aceptable, excepto en algunos casos con estudio detallado y proyectos especiales</p> <p>PA probablemente aceptable, sujeto a estudio, y proyectos especiales</p> <p>A aceptable, con proyectos especiales</p> <p>*PA con conexiones a la red de alcantarillado</p> <p>I perímetro inmediato de protección (pocos metros del pozo)</p> <p>II perímetro bacteriológico</p> <p>III perímetro de productos químicos</p> <p>IV área de recarga del acuífero</p>							

## SECCIÓN VI. CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

2. *Áreas ya ocupadas (fuentes existentes)*: se deben elaborar mapas de vulnerabilidad general, y delimitar la ZOC de los pozos de mayor importancia, como los de abastecimiento público. El análisis integrado de estas zonas, definidos por métodos de vulnerabilidad y ZOC, junto con la carga contaminante potencial, deberá permitir identificar áreas o actividades de mayor peligro de contaminación. Este procedimiento permite que el poder público priorice las acciones de control y vigilancia ambiental, definiendo dónde deben desarrollarse los trabajos de detalle, incluyendo el monitoreo y control de actividades (figura VI.6.7). La carga contaminante podrá ser clasificada utilizando métodos como el Posh, de Foster e Hirata (1988) y Foster *et al.* (2002). Las áreas industriales abandonadas y antiguos depósitos de materiales peligrosos son fuentes de contaminantes y deben ser analizadas como actividades en operación. En economías de rápido crecimiento, como en América Latina, muchas de estas áreas son precipitadamente utilizadas para otros fines (escuelas, tiendas, restaurantes, etc.) sin estudios del riesgo de exposición o contaminación del medio ambiente o del ser humano.

3. *Áreas ya contaminadas (fuentes heredadas)*: hay que identificar la importancia del acuífero contaminado con relación al tipo de usuario, a la naturaleza de la demanda (futura o presente), a la calidad natural de las aguas y a la productividad del acuífero. Asimismo, se debe analizar los posibles efectos sobre la salud de individuos o poblaciones por la ingestión y/o contacto con aguas contaminadas. Ese tipo de evaluación de riesgo ha sido utilizada por Busmaster y Lear (1991) y ASTM (1995) para el establecimiento de las posibles acciones frente a los problemas existentes de contaminación de acuíferos. Se entiende que solamente valdrá la pena invertir en programas de descontaminación de acuíferos donde haya riesgos reales para la población o para el medio ambiente. Por otro lado, la existencia de la contaminación debe indicar a las autoridades ambientales la necesidad de exigir el cese de las emisiones de contaminantes al medio y un monitoreo efectivo (figura VI.6.7).

Figura VI.6.7. Niveles de prioridades de acción basados en las cartografías de PPP y de vulnerabilidad de acuíferos y la clasificación de la carga contaminante.

		VULNERABILIDAD DE ACUÍFERO			PERÍMETRO DE PROTECCIÓN DE POZO			
		BAJA	MOD	ALTA	IV	III	II	I
CARGA CONTAMINANTE	RED	3	3	2	3	3	1	1
	INTER	2	2	1	3	2	1	1
	ELE	2	1	1	2	1	1	1
		PRIORIZACIÓN			PRIORIZACIÓN			

3, 2 y 1 son los niveles de prioridad para un programa de protección de calidad de acuíferos (del más bajo hasta el más elevado). I, II, III, y IV son respectivamente los perímetros: inmediato de protección (alrededor del pozo); bacteriológico, de productos químicos y de recarga del acuífero. Baja vulnerabilidad: susceptible solamente a compuestos muy movibles y persistentes a largo plazo de tiempo. Moderada vulnerabilidad: susceptible solamente a compuestos moderadamente movibles y persistentes. Alta vulnerabilidad: susceptible a todos los compuestos, incluyendo bacteria y virus. Reducido, Intermedio y Elevado: se refieren a niveles de cargas contaminantes potenciales.

Adicionalmente existe el caso de nuevas captaciones de agua. En este caso es prioritario el inventario de las actividades potencialmente contaminantes ya existentes y trazar perímetros potenciales de impacto (PPI) de cada actividad (concepto análogo al PPP pero trazado a partir de la actividad potencialmente contaminante). Además, es necesario evaluar si las áreas que están fuera de estos PPI pueden suplir las necesidades de agua del usuario y, en caso necesario, hacer un análisis costo-beneficio de la reubicación de la actividad potencialmente contaminante.

La aplicación de PPP es difícil donde los acuíferos son explotados por un considerable número de pozos en régimen variable de bombeo y en áreas de notable crecimiento urbano. En estas situaciones, la cartografía de vulnerabilidad puede ser más práctica y eficiente (Foster *et al.*, 1992). Esta cartografía es también excelente en la evaluación del peligro de contaminación por actividades agrícolas, las cuales ocupan grandes áreas y manejan productos a bajas concentraciones y por grandes periodos de tiempo.

Finalmente, se debe considerar que en algunas unidades acuíferas, o en una parte de ellas, no son justificables programas de protección debido a sus características hidráulicas (baja producción) o químicas (aguas de baja calidad o contaminadas). En tales zonas, una posible estrategia sería prohibir su explotación y permitir la infiltración de efluentes o la disposición de residuos. Para la implantación de esta política debe existir una cuidadosa planeación y un control rígido para evitar riesgos asociados a:

- a) uso doméstico de las aguas durante las épocas de sequía, a través de pozos unifamiliares de difícil identificación;
- b) variación en la dirección de los flujos de las aguas subterráneas, afectando otras captaciones;
- c) nuevos campos de pozos o pozos importantes que varían la dirección del flujo de las aguas subterráneas.



# Capítulo VI.7. Recarga artificial de acuíferos

## **Definición de la recarga artificial y sus objetivos**

Custodio (1986) define la recarga artificial como “un conjunto de técnicas que permiten aumentar la disponibilidad de agua subterránea, con la calidad apropiada a los usos a los que se destina, mediante una intervención consciente, directa o indirecta, en el ciclo natural del agua”.

Por consiguiente, el objetivo principal de estas técnicas o métodos es incrementar los recursos de un acuífero; pero además, es posible establecer otros, entre los que destacan:

- Reducir los descensos del nivel del agua subterránea y, si es posible, elevarlo.
- Conservar y/o eliminar agua de escorrentía y de tormenta.
- Detener y/o reducir la intrusión marina y la formación de conos de ascenso salino.
- Almacenar agua dulce en el terreno cuando las obras superficiales no son posibles. Otra posibilidad es almacenar agua dulce en acuíferos salinos.
- Mejorar el uso conjunto de aguas subterráneas y superficiales.
- Aumentar la disponibilidad de agua de una calidad determinada mezclando el agua de recarga con la existente en el acuífero.
- Modificar la calidad del agua por medio de los diversos procesos que se dan en el terreno y en el acuífero.
- Recuperar aguas residuales, después de un pretratamiento y una depuración en el terreno.

En cada área de trabajo donde se plantee la posibilidad de recarga artificial para cubrir uno o varios objetivos, se debe realizar, ante todo, un estudio del área desde varios puntos de vista, como son el geológico, el hidrogeológico y el socioeconómico, para así establecer la viabilidad del proyecto de recarga.

## **Métodos de recarga**

Los métodos de recarga artificial se pueden agrupar en tres tipos de sistemas (Bouwer, 1999; EWRI, 2001):

1. Sistemas de recarga en superficie
2. Sistemas de recarga en profundidad
3. Sistemas mixtos de recarga

## SECCIÓN VI. CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

Oaksford (1985) considera también como método de recarga artificial el de recarga inducida, aunque ciertos autores (Custodio, 1986) no lo consideran como tal. La recarga inducida consiste en crear situaciones que favorezcan la infiltración natural del agua, como son preparar la superficie del terreno o la realización de campañas de bombeo para conseguir una sobreexplotación del acuífero en determinadas zonas, tales como sectores próximos a un río, lo cual permite incrementar las entradas de agua en el acuífero.

### a.1) Sistemas de recarga en superficie

Este sistema se emplea en los casos en que el acuífero a recargar sea libre y sin niveles poco permeables próximos a la superficie. Se basa en una circulación del agua a través del suelo desde la superficie hasta el acuífero por infiltración-percolación, lo que permite que se lleven a cabo procesos de autodepuración del agua cuando circula por esta franja no saturada del terreno.

Los problemas de este sistema son las pérdidas por evaporación del agua, los medioambientales y la necesidad de a acondicionamiento previo del terreno.

A continuación se exponen las características de los métodos más usuales.

#### • *Balsas y lagunas*

Frecuentemente son alargadas y poco profundas (figura VI.7.1) ya que una gran profundidad puede producir compactación del terreno, aunque si es muy escasa no se consigue suficiente carga de agua y se reduce la velocidad de infiltración; suelen ser también de gran superficie, con o sin fondo artificial de gravas y arenas y con una pendiente en las paredes que permita conseguir el máximo de superficie mojada. Este sistema es uno de los métodos más empleados en la recarga de acuíferos debido a su sencillez de construcción y mantenimiento; además, es muy adaptable según las condiciones existentes y permite regular las variaciones de caudal.

La infiltración se da, preferentemente, por el fondo de la balsa; la velocidad de infiltración varía en función de la permeabilidad horizontal del terreno y de la extensión de la balsa.

Se deben realizar labores de mantenimiento basadas en desecar y limpiar los limos que se van depositando en el fondo de la balsa, pues éstos impiden la infiltración. En los casos en que exista un fondo artificial de gravas o arenas éste se renovará. En algunas ocasiones los fondos de las balsas se tratan con métodos químicos y físicos, para poder incrementar su porosidad.

#### • *Actuaciones sobre el lecho de un río*

La recarga en el propio lecho del río se efectúa en áreas en las que no se dispone de terreno adecuado y a precio asequible para realizar otras obras de recarga o cuando no se precise de una capacidad adicional de almacenamiento de agua.

El acondicionamiento del lecho del río se realiza para mantener o aumentar la capacidad de infiltración, con base en el incrementó de la superficie y el tiempo de contacto entre el agua y el medio permeable.

#### • *Canales, zanjas y surcos*

Consiste en hacer circular el agua por surcos o canales, cuya profundidad depende de la topografía del sector y con una velocidad de circulación del agua lo suficientemente elevada como para evitar el depósito de materiales finos, pero no tan elevada como para producir erosión. La infiltración del agua en estos surcos se realiza por el fondo y a través de las paredes laterales.



Figura VI.7.1. Balsas de recarga en el acuífero detrítico del río Verde Guadix, Granada. España (ITGE, 2000).



Este método se usa cuando los suelos son pedregosos, el terreno tiene una fuerte pendiente y cuando el agua está cargada con mucha materia en suspensión. Su mayor inconveniente es la existencia de una menor superficie mojada en comparación con la que se consigue por medio de las balsas.

- *Fosas*

La profundidad de las fosas es bastante variable; normalmente son de algunos metros pero existen experiencias con fosas de 20 metros. En su fondo, generalmente, se coloca una capa de grava y arena que actúa como filtro. Este sistema se utiliza cuando el acuífero tiene un gran espesor de material suelto y permeable y su nivel piezométrico es profundo.

La infiltración del agua de recarga se produce sobre todo por las paredes laterales, de ahí que aunque se produzca una gran cantidad de depósitos en el fondo de la fosa, la infiltración mantiene un valor más o menos constante.

- *Áreas de extensión de agua*

Consiste en crear una lámina delgada y continua de agua sobre el suelo por medio de una inundación o un riego con elevadas dotaciones. Sólo es usado de forma ocasional pues presenta una serie de inconvenientes, como son la necesidad de una importante extensión de terreno, la contención y evaporación del agua. La principal ventaja de este sistema es su bajo costo de construcción y mantenimiento.

### a.2). Sistemas de recarga en profundidad

En estos sistemas el agua es conducida e introducida directamente en el acuífero. Se utilizan especialmente cuando un nivel semipermeable separa el acuífero de la superficie del terreno y en acuíferos que presentan alternancia de niveles permeables e impermeables y una alta permeabilidad horizontal.

## SECCIÓN VI. CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

El factor más importante a considerar es la calidad del agua de recarga pues ésta se mezcla directamente con la del acuífero, sin sufrir ninguno de los procesos de depuración que se dan cuando el agua circula por la zona no saturada. Además, este agua debe ser lo suficientemente limpia para no producir problemas de colmatación en los sistemas de recarga, pues de lo contrario habría que establecer sistemas de limpieza que implican altos costos de mantenimiento.

Los métodos más utilizados son los pozos y/o sondeos, drenes y aberturas naturales

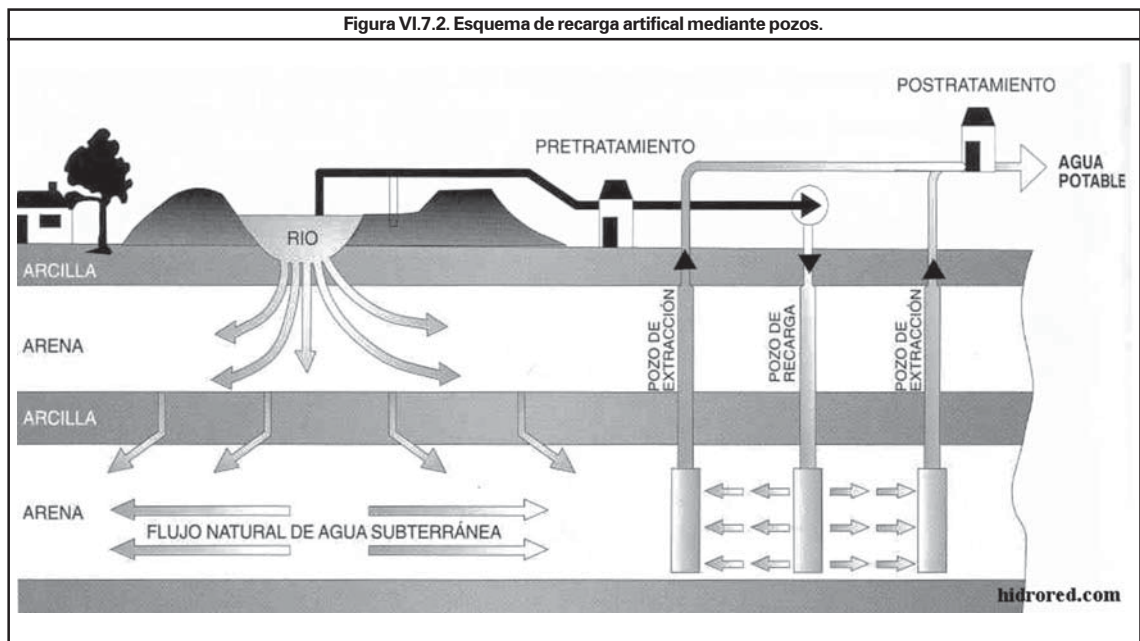
- *Pozos y sondeos*

Son los sistemas más comunes para recargar en profundidad. Presentan la ventaja de su escasa ocupación de terreno, además de ser los únicos métodos empleados en acuíferos con capas impermeables y profundos (figura VI.7.2); sus inconvenientes son el alto costo de construcción y mantenimiento y la necesidad de emplear agua de calidad aceptable para evitar, en lo posible, problemas de colmatación.

En algunos pozos se instala un empaque de gravas para incrementar el diámetro efectivo del pozo y la superficie de infiltración, así como para disminuir el efecto de los procesos de colmatación.

El diseño del pozo depende del objetivo a cubrir, del caudal de recarga y de la capacidad de admisión del acuífero, que a su vez es función de la permeabilidad y del gradiente hidráulico del acuífero, además de la profundidad, diámetro y tipo de pared del pozo.

La construcción de estos pozos de recarga no requiere ninguna técnica especial, se usan los mismos métodos que para los pozos de bombeo, si bien los pozos de recarga suelen ser más penetrantes y de mayor diámetro para así conseguir una mayor superficie de filtración y permitir también la colocación del macizo de gravas.



La entrada de agua se puede llevar a cabo por caída libre pero no es aconsejable pues existe una importante arrastre de aire que al entrar en el acuífero llena los poros del terreno reduciendo su permeabilidad; por tanto, la entrada de agua se debe realizar por debajo del nivel piezométrico a través de una tubería.

Es conveniente que en los pozos de recarga exista un equipo de bombeo permanente para facilitar las operaciones de limpieza y permitir el uso dual del pozo.

- *Drenes*

Estos sistemas de recarga (Oaksford, 1985) consisten en la construcción de unos drenes por debajo del área de infiltración. El agua es recogida en estos drenes subterráneos que tienen una serie de perforaciones por donde el agua sale, infiltrándose hacia el acuífero. Este método se utiliza cuando no se desea interferir en el uso del suelo.

- *Aberturas naturales*

Como son las simas y dolinas en sistemas kársticos y en otros tipos de rocas solubles. El principal inconveniente estriba en la dificultad de llevar a cabo recargas bien controladas en este tipo de acuíferos no regidos por los principios hidrodinámicos del caso más general de acuíferos homogéneos.

### a.3). Sistemas mixtos de recarga

Además de los anteriores métodos de recarga, existen toda una serie de sistemas mixtos (Oaksford, 1985) en los que se intenta combinar las ventajas de los sistemas en superficie (fácil mantenimiento, grandes áreas de infiltración, proceso de depuración durante la infiltración y capacidad de almacenamiento) y de los de profundidad (acceso a acuíferos profundos y mínima ocupación de espacio).

Los sistemas más empleados son los pozos con drenes colectores, que constan de una balsa de infiltración por debajo de la cual existen unos drenes colectores que recogen el agua y la transportan a los pozos, y de ahí la inyectan en el acuífero; así como sistemas de balsas con pozos (figura VI.7.3), que consisten en el

Figura VI.7.3. Sistema mixto de recarga (zanja con pozos) en el acuífero aluvial del Guadalquivir, Sevilla, España (ITGE, 2000).



## SECCIÓN VI. CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

almacenamiento de agua en una balsa, a partir de la cual se infiltra recorriendo, posteriormente, un trayecto más o menos largo hasta alcanzar un pozo, que inyectará el agua en el acuífero. Estas balsas se pueden rellenar de gravas y arenas que actuarían como un filtro.

### Factores que afectan a la recarga

Cuando se trata de plantear un método de recarga artificial para cubrir un objetivo establecido hay que tener en cuenta una serie de factores que inciden en la elección de ese método. Estos factores son tanto de carácter técnico como socio-económico y legales. A continuación se analizan los factores que juegan un papel más importante.

### Factores hidrogeológicos y geológicos

Como ya se ha apuntado la elección del sistema de recarga dependerá, especialmente, del tipo de acuífero; por lo tanto, habrá que realizar un estudio de sus características.

Las características a estudiar son (Oaksford, 1985):

- La conductividad hidráulica de la franja no saturada y su espesor, que tiene influencia en la velocidad de infiltración y en los procesos de depuración del agua durante su recorrido por la zona no saturada.
- El espesor, la conductividad hidráulica horizontal y vertical y el coeficiente de almacenamiento del acuífero, así como las fluctaciones y posición de nivel piezométrico. Estos factores determinan la capacidad de almacenamiento.
- La transmisividad y el gradiente hidráulico que inciden en la velocidad del movimiento del agua.
- La estructura del acuífero y las barreras litológicas, que afectan a la transmisividad y al gradiente hidráulico e influyen en la dirección y velocidad del agua subterránea.

La mayor parte de las experiencias de recarga artificial se han realizado en acuíferos libres formados por materiales granulares no consolidados. El mayor problema que presentan estos acuíferos es la alta variabilidad de la conductividad hidráulica de unos puntos a otros aunque a grandes rasgos se la puede considerar homogénea.

En acuíferos constituidos por materiales consolidados, por ejemplo calizas, se obtienen mayores caudales de admisión y existe menor probabilidad de colmatación, pero el problema que se plantea es la ubicación del punto de recarga, pues son acuíferos con características hidráulicas muy heterogéneas, por lo que los estudios hidrogeológicos deberán ser bastante detallados.

La recarga artificial en karst presenta el inconveniente de que, habitualmente, el tiempo de residencia del agua en el acuífero es baja y su control difícil, salvo en casos en que se conozcan bien los límites del acuífero y esté presente una adecuada regulación.

En los métodos de recarga en superficie otro factor a considerar es el tipo de suelo existente, por lo que se debe realizar un estudio de la textura del suelo, su permeabilidad, la profundidad del perfil, la presencia de arcillas, materia orgánica, costras calcáreas y el grado de compactación.

### Factores topográficos

Son muy importantes en obras de superficie. La pendiente de 1% a 2% es la más favorable, aunque con un acondicionamiento adecuado del terreno no importa la pendiente original.

### Características del agua de recarga

Las características del agua de recarga, junto con las del acuífero, son los dos factores que más peso tienen a la hora de condicionar la elección del tipo de método de recarga a emplear.

La característica física más importante del agua de recarga es la cantidad de sólidos en suspensión. Si su presencia es elevada, es preferible usar métodos de superficie ya que si se produce una colmatación por su depósito es fácil de remediarlo pues sólo es necesario extraer la capa de depósitos del fondo de la balsa; si el sistema de recarga está formado por varias balsas, una de ellas se puede utilizar como balsa de decantación.

En el caso de métodos en profundidad, la presencia de estos sólidos en suspensión debe ser escasa; pero si es elevada, es necesario un pretratamiento, porque la descolmatación de pozos y sondeos es difícil y costosa.

La temperatura del agua es otro factor ya que las aguas frías se infiltran peor que las de temperatura más elevada debido a su mayor viscosidad.

Por otro lado, el agua de recarga debe ser químicamente compatible con la del acuífero y con los materiales de dicho acuífero. Las reacciones de intercambio iónico, entre el agua de recarga y el terreno, pueden dispersar o hinchar las partículas de arcillas existentes, lo cual producirá una disminución de la conductividad hidráulica del acuífero y de la velocidad de infiltración (esta es la causa del fracaso de gran número de ensayos de recarga).

Otras causas que perjudican el proceso de infiltración del agua son las reacciones de precipitación y la presencia de gases disueltos. Estos gases producen alteraciones del pH y suelen tender a ocupar los poros del terreno, lo cual produce un descenso de la permeabilidad.

Las aguas con materia orgánica permiten el crecimiento de bacterias y, en algunos casos, de algas que pueden dar lugar a procesos de colmatación y originar la presencia de gases. La putrefacción de esta materia orgánica produce la aparición de nitratos u otros productos que pueden ser tóxicos.

En el caso en que el caudal de agua sufra fluctuaciones y su disponibilidad no sea continua es preferible usar sistemas en superficie; por el contrario, si existe un caudal continuo es posible utilizar pozos de recarga.

Generalmente el agua de recarga suele ser de origen superficial, con características muy variables, pero también se han utilizado aguas residuales domésticas, aguas sobrantes de estaciones de tratamiento de aguas residuales, aguas de drenaje de obras civiles o mineras e incluso aguas procedentes de otros acuíferos.

### Medida de la recarga

Para cuantificar la recarga realizada se deben establecer los valores de los caudales de infiltración o recarga. En obras superficiales este caudal de recarga se define como la tasa de infiltración o capacidad de infiltración, que corresponde al cociente entre el caudal que se infiltra y la extensión de la superficie por la cual se infiltra el agua. En el caso de los pozos de recarga, este caudal se denomina caudal específico, que equivale al cociente entre el caudal de inyección y el ascenso del nivel del agua en el pozo.

Los valores del caudal de recarga dependen de una serie de factores; unos de incidencia inmediata, como son la naturaleza del terreno, la permeabilidad, el gradiente hidráulico, la temperatura y la viscosidad del agua; y otros que afectan al cabo de cierto tiempo, entre los cuales cabe señalar el grado de colmatación, la evolución del gradiente hidráulico y las características del agua de recarga.

## SECCIÓN VI. CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

Si la altura de la lámina de agua de la balsa es mucho mayor que el nivel piezométrico la tasa de infiltración es directamente proporcional a altura de lámina de agua. Pero existen casos en que esta relación no se cumple; por ejemplo, cuando la altura de lámina de agua es tan elevada que produce un efecto de compactación en el terreno.

También se obtienen valores de la tasa de infiltración diferentes a los esperados cuando se produce una infiltración por las paredes de la balsa o cuando el nivel piezométrico asciende tanto que alcanza el fondo de la balsa produciéndose, entonces, un descenso de los valores de infiltración.

Si la recarga se realiza por medio de pozos, hay que distinguir si ésta se realiza por gravedad o por inyección a presión. Cuando se efectúa por gravedad el caudal de recarga (o de admisión) se mantiene en un valor constante, inicialmente, hasta que el cono de recarga llegue a la superficie; a partir de este momento el caudal disminuye hasta alcanzar el régimen permanente.

La recarga por medio de pozos de inyección a presión sólo se lleva a cabo en acuíferos cautivos o en libres que tengan una capa de escasa permeabilidad próxima a la superficie, de lo contrario el agua se escaparía hacia el exterior en el entorno del pozo; también es posible cementar el pozo hasta la superficie para evitar que el agua escape.

### **Reducción de la permeabilidad del terreno. La colmatación**

Durante la recarga se produce una variación en el valor de la infiltración debido fundamentalmente a un proceso de colmatación que da lugar a una reducción de la permeabilidad del terreno.

Son varios los procesos que inciden en la reducción progresiva de la capacidad de recarga (Custodio, 1986):

- a) La acumulación de material en suspensión
- b) La alteración de la superficie del suelo
- c) La actividad biológica.

### **La acumulación de material en suspensión**

La colmatación es un proceso de depósito y acumulación de las partículas en suspensión que contiene el agua de recarga; esta acumulación se produce en el fondo de la balsa, pero sobre todo en la zona de entrada.

Durante la sedimentación de las partículas, éstas penetran en los poros y fisuras del terreno reduciendo su permeabilidad. Esta penetración de las partículas depende del tipo de terreno y es tanto mayor cuanto más uniforme y grosero es el tamaño de los granos del terreno y más finas las partículas en suspensión que se depositan.

La composición del agua también influye en los procesos de colmatación ya que según su composición se puede producir floculación o dispersión de las arcillas del terreno, e incluso puede incidir en el comportamiento de la arcilla de los materiales que forman el acuífero.

Para evitar la colmatación en las balsas, normalmente se cubre su fondo con una capa filtrante que retiene los materiales en suspensión; esta retención mejora cuanto más fino y de mayor espesor sea el filtro. Los filtros más duraderos son los de arenas y cuando envejecen se renuevan.

Si la recarga se efectúa por medio de pozos, el depósito de los materiales en suspensión que transporta el agua se da en el entorno del pozo, penetrando unos pocos centímetros en el acuífero. Si se trata de pozos con

empaques de gravas la colmatación se da en la zona de contacto entre las gravas y el acuífero

Otras de las causas de colmatación en pozos es la penetración de aire y la liberación de gases, los cuales van ocupando los poros del terreno. Este proceso es de gran importancia en acuíferos finamente porosos y cautivos o con una capa impermeable entre la zona saturada y la superficie.

En estos pozos de recarga también se producen crecimientos de bacterias y depósitos químicos, como precipitados de hierro en las paredes del pozo, los cuales contribuyen a la colmatación.

### **La alteración de la superficie del suelo**

Se puede producir mecánicamente durante las operaciones de mantenimiento por el paso de vehículos y personas, y por el cese de la actividad de plantas y animales en periodos de larga duración que impide la perforación y movimiento del suelo que realizan estos seres vivos.

Otra alteración es la ocasionada por la inundación prolongada del fondo de la balsa, produciéndose un hinchamiento y movilización de la fracción arcillosa del suelo y su acumulación en otras zonas, lo cual da lugar a una reducción de la permeabilidad.

### **Actividad biológica**

Es muy frecuente que en los sistemas de recarga con balsas se produzcan crecimientos de algas y plantas y/o que las aguas de recarga aporten cierta cantidad de materia orgánica; ésto da lugar a una cierta actividad biológica que origina residuos y gran cantidad de células muertas que se van acumulando en los poros y fisuras del fondo de la balsa, lo que contribuye al proceso de colmatación.

Este proceso de colmatación biológica es más rápido y penetrante cuando el medio es anaerobio ya que la degradación de la materia orgánica en este medio es dificultosa. Alcanzar el medio anaerobio en una balsa es fácil pues, por ejemplo, en verano el agua se calienta, disuelve menos oxígeno y existe mayor actividad biológica, lo que conduce a un déficit de oxígeno que crea el medio anaerobio.

También se puede dar el caso de un medio inicialmente anaerobio a causa de que el agua de recarga ya es anaerobia o que tenga tan poco oxígeno que se consuma todo en la mineralización de la materia orgánica. La mejor forma de evitar estos procesos es establecer ciclos de llenado y vaciado en las balsas para así poder mantener un medio aerobio.

### **Pretratamiento del agua de recarga**

Los objetivos del pretratamiento del agua de recarga son (Custodio, 1986) :

- Disminuir el ritmo de colmatación.
- Mejorar la calidad química y biológica del agua para no contaminar el acuífero y para que el agua recuperada requiera un mínimo tratamiento para su uso.
- Evitar reacciones indeseables y formación de sustancias tóxicas.

Para cubrir estos objetivos se pueden llevar a cabo los siguientes métodos de tratamiento de aguas :

- a) Reducción del contenido de sólidos disueltos por medio de filtros, procesos de decantación, extensión del

## SECCIÓN VI. CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

agua en campos, etc.

b) Aireación del agua para llegar a su punto de saturación e incluso sobresaturación en oxígeno. Esta aireación se consigue por agitación por medio de turbinas, lagunación del agua o por cascadas.

c) Reducción de la carga biológica por medio de una cloración.

d) Evitar el crecimiento de algas.

e) Reducir la presencia de materia orgánica con tratamientos de depuración de aguas.

El grado de pretratamiento a realizar depende, sobre todo, del sistema de recarga y del uso final del agua recuperada, se puede pretratar el agua hasta el punto de que su adición al acuífero no impida los potenciales usos del agua subterránea; de este modo el pretratamiento estará en función de la utilización del agua, o bien que el grado de pretratamiento del agua sea el más elevado y así obtener agua de calidad potable, sea cual sea su uso posterior.

De todos los métodos posibles de pretratamiento, el más empleado es el de decantación. Esta decantación se puede realizar en balsas separadas de la de recarga o bien dentro de la propia balsa. En algunas experiencias se han añadido reactivos químicos (cloruro férrico, sulfato de alúmina, polielectrolitos ) para conseguir una mayor y más rápida floculación.

El control del crecimiento de algas se realiza sobre todo cuando se recarga con aguas residuales que presenten un elevado contenido en nutrientes. Habrá que tener en cuenta que cierta cantidad de algas puede ser beneficiosa pues ayuda a oxigenar el agua y reduce la presencia de nitrógeno y fósforo.

Otro procedimiento es la cloración, la cual se emplea, sobre todo, en aguas de tipo residual y cuando la recarga se realiza por medio de pozos. Con la cloración se eliminan organismos patógenos, se disminuye el grado de nitrificación y se evita la colmatación microbiológica, pero su dosificación es problemática.

En algunos casos se aconseja no utilizar desinfectantes antes de la recarga si ésta se realiza con balsas, pues este desinfectante puede afectar también a los microorganismos que se encuentran en la zona no saturada y que intervienen en los procesos de depuración del agua.



# Capítulo VI. 8. Metodología para el desarrollo de sondeos de inyección profunda con aplicación a la gestión de residuos líquidos

**E**l subsuelo ofrece grandes posibilidades para la gestión de residuos líquidos. El espacio subterráneo profundo es un recurso que en muchas ocasiones está infrautilizado. Actualmente se contempla el almacenamiento geológico como casi la única posibilidad para eliminar CO<sub>2</sub> capturado de las centrales generadoras. En este capítulo se presentan algunos ejemplos de aplicación, después de un breve repaso a los fundamentos de la tecnología de ISP.

Se debe aclarar que no todos los residuos líquidos son iguales, por lo que existen tantos casos particulares como problemas de gestión, y las posibilidades de aplicar esta técnica debería estudiarse para cada caso en particular.

## **Concepto de inyección profunda. Tipos de sondeos de inyección profunda**

El sistema ideal para la eliminación de residuos sería aquel que admitiera una cantidad ilimitada del mismo y lo mantuviera siempre fuera del campo de la actividad humana. Excepto las soluciones de ciencia-ficción, la que más se acerca a este concepto es la Inyección mediante Sondeos Profundos (ISP).

Existen formaciones geológicas que contienen o han contenido petróleo durante millones de años. Otras podrían haberlo mantenido almacenado de haberse formado. No hay ninguna razón para que no mantengan también encerrado un residuo líquido.

Para que una operación de ISP sea factible se deben dar cuatro condiciones que son necesarias y suficientes, es decir, una operación de ISP es posible si y sólo si:

- Existe una formación permeable capaz de admitir el residuo (permeable y transmisiva).
- Existe una formación impermeable que mantiene el residuo confinado el tiempo suficiente hasta su inocuidad.
- Las condiciones de ambas formaciones no cambian con la operación.
- La operación de ISP no hipoteca otros recursos más importantes.

## SECCIÓN VI. CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

Todos los estudios, evaluaciones, proyectos y obras que se realicen para la consecución del objetivo de la eliminación deberán tener en cuenta estas cuatro condiciones y demostrar inequívocamente su cumplimiento.

Históricamente, la ISP ha tenido un desarrollo muy paralelo al de la exploración petrolera por lo que no se va a ahondar aquí en aquellos puntos constructivos comunes a la misma. Aquí se tratará de indicar aquellas particularidades propias de la ISP que realmente han sido obligadas por la necesidad de demostrar el cumplimiento de las condiciones necesarias y suficientes.

La ISP nació de la exploración petrolera en California (Estado Unidos) en los años cuarenta. Se presentaron graves problemas en la gestión de la salmuera que acompañaba al petróleo (en una proporción de 7 a 1). La solución vino con la reinyección de la salmuera en la misma formación mediante un sondeo "doblete". A la vez que se solucionó el problema de la salmuera y se obtuvieron dos efectos positivos no buscados inicialmente: El mantenimiento de la presión del yacimiento y una notable disminución de la subsidencia por la extracción.

### Sondeos de inyección

El sondeo de inyección es el elemento principal del sistema de inyección. Su concepción suele ser similar a la de los pozos de producción de petróleo, con un diseño especialmente orientado a conseguir las máximas garantías de aislamiento del residuo, eliminando totalmente la posibilidad de contaminación del entorno geológico suprayacente.

#### *Descripción de los esquemas básicos*

El sondeo es el mecanismo de comunicación entre la superficie y el subsuelo profundo, tanto para la introducción del residuo como para el control de su evolución durante toda la operación. Por esto, por su alto costo y por las condiciones citadas, su construcción es delicada y de gran importancia.

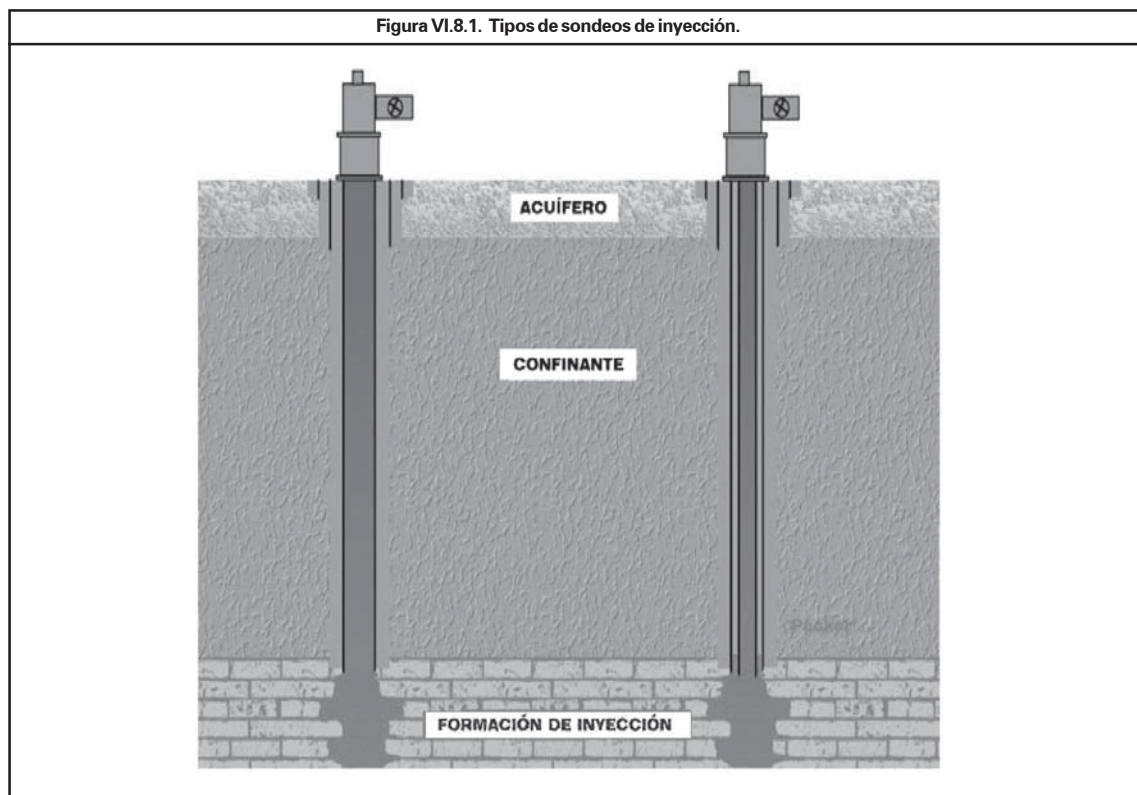
Los sondeos de inyección suelen diseñarse con un acabado estándar en el tramo en el que no afectan a la formación almacén, y diferenciarse en el acabado del tramo inferior que penetra precisamente en dicha formación. Las dos razones principales que condicionan la elección de uno u otro en la zona de inyección son:

- Que la roca almacén esté o no consolidada. Y en caso de ser cohesiva, su grado de friabilidad.
- El poder corrosivo del residuo.

Existen dos esquemas básicos para los sondeos de inyección profunda indicados en la figura VI.8.1.

Las características comunes a ambos esquemas son las entubaciones y cementaciones telescópicas, de forma que cada formación permeable atravesada debe de ser entubada y cementada independientemente con el fin de asegurar su estanqueidad.

La diferencia entre ambos estriba en que la segunda incluye una tubería más, la de inyección propiamente dicha, quedando un espacio anular entre la anterior entubación y ésta. Este espacio, cerrado en su parte inferior por un *packer*, se rellena de un aceite mineral inerte, mantenido a una presión mayor que la presión de inyección del residuo. Cualquier fisura que se produjera en la tubería de inyección es detectada inmediatamente por la caída en la presión del aceite, el cual impide además la salida del residuo al estar a mayor presión.



Este sistema, empleado normalmente para residuos altamente agresivos, ofrece mayor seguridad; el inconveniente estriba en que se introduce una complicación en el sistema. El *packer* es un punto débil que sufre todas las tensiones provocadas por dilataciones y presiones, lo que implica que tenga que ser cambiado con cierta frecuencia. Por otra parte, los *test* de integridad y las pruebas de presión de tuberías y cementaciones ofrecen actualmente suficientes garantías de detección incluso de las fisuras más pequeñas, por lo que el esquema se debe restringir a aquellos casos en que se estime imprescindible.

Los registros de integridad se deben realizar periódicamente, en función del residuo y de las características geológicas, con unos mínimos que debe marcar la administración competente.

Las cabezas del sondeo y estructuras de anclaje son componentes estandarizados, y no tienen mayor peculiaridad que el uso de materiales aleados en los casos en que sea necesario por la composición del residuo a inyectar.

Con relación al acabado del sondeo en la parte enfrentada directamente con la formación almacén, existen tres esquemas básicos: *casing* perforado, *open hole* (o sondeo abierto), y empaquetado con grava.

El acabado mediante revestimiento perforado es adecuado para aquellos casos en que la formación es friable y hay tendencia a desprenderse las paredes del sondeo taponando su fondo. Para su construcción se perfora el sondeo hasta el fondo de la formación, se instala el *casing* y se cementa hasta la superficie. Posteriormente se perfora el *casing* en las partes en las que está enfrentado a las zonas más permeables de la formación. Si el

## SECCIÓN VI. CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

residuo es altamente corrosivo, la parte del *casing* adyacente a la formación deberá ser de una aleación resistente a la corrosión.

En caso de formaciones altamente consolidadas, como pueden ser alguna areniscas y rocas carbonatadas, puede utilizarse el acabado tipo *open hole*. Se perfora hasta el techo de la formación, se instala el *casing* y se cementa hasta la superficie. Posteriormente se perfora hasta el fondo de la formación. Esta configuración es útil cuando se inyectan residuos corrosivos, pues sólo entran en contacto con un *tubing* y *casing* de fibra de vidrio, y cemento resistente al ácido.

El tercer tipo de acabado, mediante empaquetamiento de grava, se utiliza en arenas no consolidadas para evitar que la arena obture la parte inferior del *tubing* y *casing*, dificultando la circulación de residuo. Suelen instalarse dos *packers* para que sea posible realizar operaciones de limpieza retirando el *tubing* y el *packer* superior, sin que se estropee la empaquetadura de grava. Este tipo de sondeos aportan una capacidad varias veces mayor a sus equivalentes *open hole*, debido a que están enfrentados a un área mucho mayor de formación. Por el contrario tienen la desventaja de ser más costosos.

### **Características del diseño**

El diseño de la entubación y cementación de un sondeo de inyección ha de tener como objetivo principal evitar la migración del residuo hacia los niveles superiores atravesados, además de conseguir la máxima eficacia de operación. Es también necesario considerar el problema de la corrosión y encontrar las medidas de protección necesarias. Hay que definir el espesor y tipo de cemento, número y espesor de los *casing*, el *tubing*, sus materiales y tratamiento superficial, calidad del fluido de la formación, calidad del fluido inyectado y vida prevista para el sondeo.

En algunas ocasiones será necesaria la perforación de un pozo piloto de investigación, perforado en diferentes etapas, con el fin de obtener la información necesaria sobre el subsuelo, y establecer el programa de perforación más adecuado para el sondeo definitivo, evitando de este modo daños a la formación almacén durante la perforación; lo que supondría una pérdida de inyectividad.

La perforación habrá de planificarse cuidadosamente mediante un plan “paso a paso” en el que se especifique el programa de perforación, toma de muestras, extracción de testigos y procedimiento empleado en los diferentes ensayos. Durante el desarrollo de la perforación es necesario controlar la desviación, para garantizar que el *casing* podrá ser colocado y centrado adecuadamente para la cementación. La máxima desviación en cada medida no deberá exceder de un grado respecto a la vertical. Asimismo, habrá de observar que las sales empleadas durante la perforación para el control de la densidad del lodo, no afecten a la determinación de la calidad previa del agua, que será la referencia a tomar para la vigilancia mediante los sondeos de control.

Acabada la perforación, se limpia el sondeo y se cambia el lodo por otro inerte, que no dañe la formación y que mantenga las paredes del sondeo hasta que se realice el entubado y cementación.

De todos los elementos básicos del sondeo de inyección, el *tubing* es probablemente el que más condiciona el diseño, puesto que es el elemento encargado de la conducción del residuo, sus dimensiones deben ser las adecuadas para reducir al mínimo las pérdidas por fricción. Por ello determinará la capacidad del sondeo y las dimensiones del resto de los *casing*. El diseño ha de realizarse pues, de dentro hacia fuera.

Los materiales utilizados en los *tubing* varían desde los aceros ordinarios y materiales plásticos hasta aleaciones inoxidables, dependiendo de la naturaleza del fluido inyectado. También se utilizan tubos con recubrimientos plásticos superficiales. Los *tubing* de materiales plásticos, especialmente aquellos reforzados con fibra de

vidrio, se emplean frecuentemente. Son muy adecuados para sondeos poco profundos, pero tienen su gran limitación en su escasa resistencia a la rotura y colapsado. Para prevenir posibles colapsados han de trabajar siempre dentro de un espacio anular presurizado, regulado por un sistema capaz de mantener en todo momento una presión diferencial constante entre el interior y el exterior del *tubing* (figura VI.8.2). Los metálicos rara vez tienen problemas de ruptura, aunque debe dotárseles también con un control de presión similar. En algunos sondeos se han empleado también *tubings* bimetálicos, formados por una capa externa de material resistente recubriendo las paredes del metal base.

Figura VI.8.2. Tubing Okeechove. Flórida EE.UU.



Para los *packers* hay dos formas de *diseño* básicas: unas en que el *tubing* está sometido a tracción, y otras en que trabaja a compresión. El primero de ellos es apropiado para *tubings* metálicos que conducen residuos tibios o calientes. Se ensamblan todas las porciones del *tubing* dejando que el extremo inferior pueda desplazarse como consecuencia de la dilatación, sin estropear el cierre. El *tubing* está colgado de la cabeza del sondeo y todas sus juntas están sometidas a tracción. Con *tubings* de plástico y residuos relativamente fríos, no se presentan problemas de dilatación y pueden instalarse a compresión. Esta disposición resulta normalmente menos costosa por no requerir un *packer* con cierre deslizante.

El *casing* a emplear se determinará en función de la vida esperada para la operación del sondeo. El número de ellos, espesor, tipo de materiales, y su longitud han de ser suficientes para garantizar la protección de los recursos de agua dulce y la integridad del sondeo y del estrato confinante. El tramo final del *casing* debe realizarse con tubería de acero dulce sin soldadura, de espesor mínimo de 1/2" (12.7 mm); o bien realizar un diseño alternativo que ofrezca propiedades similares.

## SECCIÓN VI. CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

La cementación ha de diseñarse también en función de la vida útil del sondeo, y desarrollarse siguiendo un programa detallado previsto con anterioridad. El cemento empleado debe ser compatible con el fluido inyectado, con los fluidos nativos y con la formación. Debe preverse el uso de aditivos, la proporción agua/cemento y el tipo de agua empleada para la mezcla, de forma que el cemento tenga la consistencia, protección contra la corrosión y resistencia estructural adecuadas. En algunos casos en que el residuo es muy corrosivo, los cementos ordinarios se sustituyen por resinas epoxy, que requieren manipulación especial, por lo que debe disponerse de personal experimentado para su instalación. Éstas necesitan tiempos de 24 horas para una solidificación correcta, que normalmente se extienden a 72 horas en la práctica. En cualquier caso, el tiempo se controla mediante la temperatura del fondo del sondeo y la cantidad de catalizadores añadidos.

Para el diseño del *casing* y de la cementación han de tenerse en cuenta los siguientes factores:

- Profundidad de la zona de inyección.
- Presión de inyección, presión externa, presión interna y carga axial.
- Diámetro del sondeo.
- Dimensiones y clases de todas las tuberías del *casing* (espesor, diámetro, peso nominal, longitud, tipo de unión y material de construcción).
  - Poder de corrosión del fluido inyectado, fluidos de la formación y sus temperaturas.
  - Litología de las zonas de inyección y confinamiento.
  - Tipo y calidad del cemento.

Antes de proceder a la cementación hay que acondicionar el sondeo de forma que el contacto y adhesión del cemento al *casing* y a la formación sean óptimos, evitando la posible formación de canales y huecos que pongan en peligro la estanqueidad. La perforación del sondeo ha de realizarse a un diámetro nominal suficientemente superior al diámetro externo del *casing*, de forma que se consiga un anillo de cemento rodeando la última tubería de *casing*, de un espesor nominal adecuado desde el extremo inferior del *casing* hasta la superficie del terreno. Algunas normas EPA exigen 5" de espesor de cemento.

Una vez realizada la cementación ha de procederse a un ensayo de verificación para asegurarse de que el cierre obtenido es adecuado para evitar la migración de fluidos a través de canales, espacio microanular o de huecos del cemento. Este ensayo debe comprender un mínimo de pruebas que pueden seguir el siguiente programa:

- Prueba de presión del cierre de cemento en la zona final del *casing*; para lo cual debe aplicarse una presión superior a 1.5 veces la presión esperada durante la inyección.
  - Control de temperatura, realizado dentro de las 48 horas siguientes a la cementación.
  - Exploración del contacto y adherencia del cemento.

### Operación y vigilancia de la inyección

#### ***Normas generales de operación***

Durante la inyección deberán observarse ciertas normas generales en cuanto a presión y velocidad del fluido inyectado, y seguir fielmente las indicaciones previstas en los manuales de operación y mantenimiento.

Para mantener la integridad de las formaciones, la presión en el fondo del sondeo (incluida la hidrostática) no podrá exceder de un máximo que se fijará en cada caso, para así garantizar que la presión de inyección no genera nuevas fracturas o propaga las existentes en la zona de inyección, crea fracturas en los estratos confinantes, altera significativamente la capacidad de movimiento del fluido en los cierres permeables, o provoca el escape del residuo o del fluido de la formación hacia dominios de aguas subterráneas dulces. El estudio de todos estos factores permitirá fijar la presión máxima de inyección.

Otro aspecto importante a tener en cuenta es el posible deterioro de la estructura del sondeo, que vendrá condicionado por la resistencia máxima de los materiales empleados en su construcción.

Como norma general la inyección del residuo no debería realizarse mediante un *casing* concebido como protección, ni a través de tuberías que forman el espacio anular de control. Tampoco deberían utilizarse con este fin los sondeos de control, a menos que en su diseño se haya previsto su empleo como sondeo temporal de inyección, o de emergencia (figura VI.8.3).

Se requiere limitar la velocidad del fluido inyectado, para evitar daños en el sondeo o en la formación. El máximo recomendado por las normas EPA es de 2.5 m/s, a menos que se pueda demostrar que no se dañará el sistema con velocidades superiores.

### Experiencias internacionales

La eliminación de residuos en almacenes geológicos profundos, se viene realizando de una forma industrial desde la década de los cuarenta, en Estados Unidos, Canadá y, esporádicamente, en Alemania desde 1925 (Ramos, 2003; Strycker *et al.*, 1987). En las últimas décadas se ha extendido a otros países, cuyo subsuelo reunía las condiciones propicias para la aplicación de esta técnica.

Figura VI.8.3. Sondeo de inyección y sondeo de control.



## SECCIÓN VI. CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

Es necesario subrayar que se trata de un sistema de eliminación en el que normalmente existe muy poco transporte del fluido a inyectar, al situarse las instalaciones de inyección en las proximidades de las plantas productoras. Por ello, la técnica y las operaciones se han desarrollado en los países con industrias productoras de residuos.

A continuación se hace una breve revisión del estado de desarrollo en algunos de estos países.

### *Estados Unidos*

Según estimaciones de la *Environmental Protection Agency* (EPA), en 1986 se evacuaban en almacenes subterráneos, mediante ISP, el 11% de todos los residuos líquidos industriales producidos anualmente en los Estados Unidos, lo que representa 43.5 millones de m<sup>3</sup>/año. Se tenían entonces inventariadas 819 instalaciones, de las que 558 pertenecían al sector industrial, 243 al sector municipal (aguas residuales) y 18 al sector nuclear. En el sector industrial, al menos 252 sondeos evacuaban residuos clasificados como tóxicos y peligrosos.

Estas magnitudes, junto con los informes de la propia EPA, ponen de relieve que este método de eliminación de residuos contaminantes es una tecnología suficientemente dominada, aceptable y válida bajo los más estrictos puntos de vista de la Protección y Conservación del Medio Ambiente.

Este desarrollo tecnológico ha tenido lugar, en parte, gracias a la actitud estricta y vigilante de EPA y de los departamentos de medio ambiente de los diferentes estados.

De las 252 instalaciones que evacuan residuos tóxicos y peligrosos, aproximadamente 50% son industrias de productos químicos, 25% son industrias de refinación de petróleo y prácticamente el resto son industrias ligadas a la agricultura y a la minería. La profundidad media a la que se inyectan los residuos es de 1.300 m y la separación entre el almacén de inyección y el acuífero potable más próximo en la vertical es de 100 m.

### *Canadá*

Grandes áreas de Canadá no reúnen condiciones para la inyección de residuos en sondeos profundos. Entre 1948 y 1975 se llevaron a cabo un total de 60 sondeos de inyección de residuos industriales en acuíferos profundos, concentrados en las provincias de Alberta, Ontario y Saskatchewan. Las profundidades medias de inyección varían entre 200 y 1,800 m, con caudales muy variables hasta de 250 l/s (Vonhof y Van Everdingen, 1975).

### *Japón*

Se conocen diversas operaciones de inyección de aguas ácidas procedentes de la industria minera con pH comprendido entre 1.9 y 3.3. El caudal total inyectado es de 40 m<sup>3</sup>/h en más de 100 pozos de poca profundidad.

### *Antigua URSS*

El método de eliminación de residuos líquidos de industrias se encuentra muy desarrollado. Sin contar con la inyección de residuos de baja radiactividad procedentes de plantas nucleares, la práctica se encuentra muy extendida en la industria de potasas, existiendo referencias de inyección de salmueras en un volumen total de 400 millones de m<sup>3</sup>/año en sondeos de profundidad comprendida entre 600 y 3,000 m. Asimismo se conocen referencias de inyección de residuos de fábricas de ácido ftálico y de pigmentos en la región de Tambov. La inyección se realiza en areniscas a 700 m de profundidad en formaciones con agua de alta salinidad.



En la región de Charkov los residuos de un complejo de industrias químicas son también inyectados a 1,700 m de profundidad en una capa de arenas, areniscas y conglomerados.

### *Francia*

En Francia se han desarrollado algunas operaciones de inyección relacionadas con industrias químicas (amoníaco, ácido nítrico), fábricas de fertilizantes y salmueras procedentes de la industria de la sal.

### *Alemania*

Existen varias regiones en la que la geología favorable ha permitido el desarrollo de operaciones de inyección de residuos, sobre todo aquellas relacionadas con la industria del gas y de la sal.

En la Baja Sajonia, existen 17 sondeos de inyección de salmueras con polisulfuros. En Wetfalia existe una operación relacionada con la explotación de la sal. Otras 10 operaciones del mismo tipo se sitúan en la región de Werr. Finalmente se conocen en el estado de Baviera dos sondos que utilizan para inyectar ácido hidrocórico de industrias químicas. Las profundidades de inyección varían entre 400 y 3,000 m, y la litología de la formación almacenes muy variable (Aust *et al.*, 2000).

### **Estado del arte en estados unidos**

Actualmente en los Estados Unidos se da el mayor desarrollo de esta tecnología así como de la normativa que se aplica bajo la estricta vigilancia de la *Environmental Protection Agency* (EPA).

Este desarrollo tecnológico ha tenido lugar en parte, gracias a la actitud estricta y vigilante de EPA y de los departamentos de medio ambiente de los diferentes estados.

La normativa EPA clasifica los Sondeos de Inyección Profunda en cinco clases:

- CLASE I

Sondeos altamente sofisticados que inyectan residuos peligrosos y no peligrosos por debajo del acuífero con agua potable más profunda, en una formación permeable separada de dicho acuífero por capas impermeables.

- CLASE II

Sondeos de reinyección de la salmuera procedente de sondeos de extracción de petróleo o gas.

- CLASE III

Sondeos que inyectan agua caliente u otros fluidos con el objeto de extraer minerales. El fluido se extrae y la salmuera producida en la separación de los minerales de interés es reinyectada en la misma formación.

- CLASE IV

Sondeos que inyectan residuos peligrosos o radiactivos dentro o por encima de formaciones con agua potable (prohibidos actualmente).

- CLASE V

Sondeos de inyección no incluidos en las clases anteriores. Generalmente son sondeos de "baja tecnología" (en terminología EPA) tales como sistemas sépticos, sondeos de drenaje y sondeos de baja tecnología con dudosa protección de los recursos de agua potable.

## SECCIÓN VI. CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

Es de observar que los sondeos de inyección de salmuera de rechazo de plantas de ósmosis inversa están incluidos en la primera clase. No obstante, desde el punto de vista tecnológico también interesan los sondeos de inyección de salmuera de otras categorías como la II, la IV y la V, dado que la problemática de la inyección es muy similar.

En la tabla VI.8.1 se muestran las operaciones de inyección de salmuera procedentes de ósmosis inversa ([www.epa.gov](http://www.epa.gov), diciembre de 2000) en el estado de La Florida, lugar donde se están desarrollando mayor número de operaciones de este tipo.

En la figura VI.8.4 se indican los sondeos que inyectan salmuera procedente de la industria de extracción de hidrocarburos. Como es ejemplar el número de operaciones, especialmente en los estados de Texas (más de 25 000), Nuevo México y California, la problemática es muy similar ([www.epa.gov](http://www.epa.gov)).

**Tabla VI.8.1. Operaciones de inyección de salmuera de ósmosis inversa en La Florida (Estados Unidos).**

Operación	Estado – Julio 2000			Total Sondeos
	Propuesta	Activo	En Construcción	
Venice Gardens (RO)	0	1	0	1
Englewood (RO)	0	1	0	1
Plantation RO (Sarasota Co.)	0	1	0	1
Gulf Utility (*)	1	0	0	1
Acme Improvement District (*)	0	1	0	1
Palm Beach County System #3(*)	1	1	0	2
Gasparilla Island RO	1	0	0	1
North Martin County (*)	1	1	0	2
Plantation East RO (Broward County)	0	0	1	1
Burnt Store (RO)	0	1	0	1
Boynton Beach (RO)	0	1	0	1
Plantation RO (Broward Co.)	0	1	0	1
Marco Island (*)	0	1	0	1
North Collier County (RO)	0	2	0	2
Sarasota County (EDR)	0	1	0	1
Miramar RO	0	2	0	2
Sanibel Island (*)	0	0	1	1
Venice Gardens East RO	0	0	1	1
Sunrise Sawgrass RO	0	1	0	1
Cooper City RO	1	0	0	1
Fort Myers RO	1	0	0	1
Boynton Beach RO	1	0	0	1
South Collier County RO	2	0	0	2
Fort Pierce RO	1	0	0	1
TOTAL	10	16	3	29

(\*) Sondeos que inyectan simultáneamente agua residual urbana y salmuera de ósmosis inversa

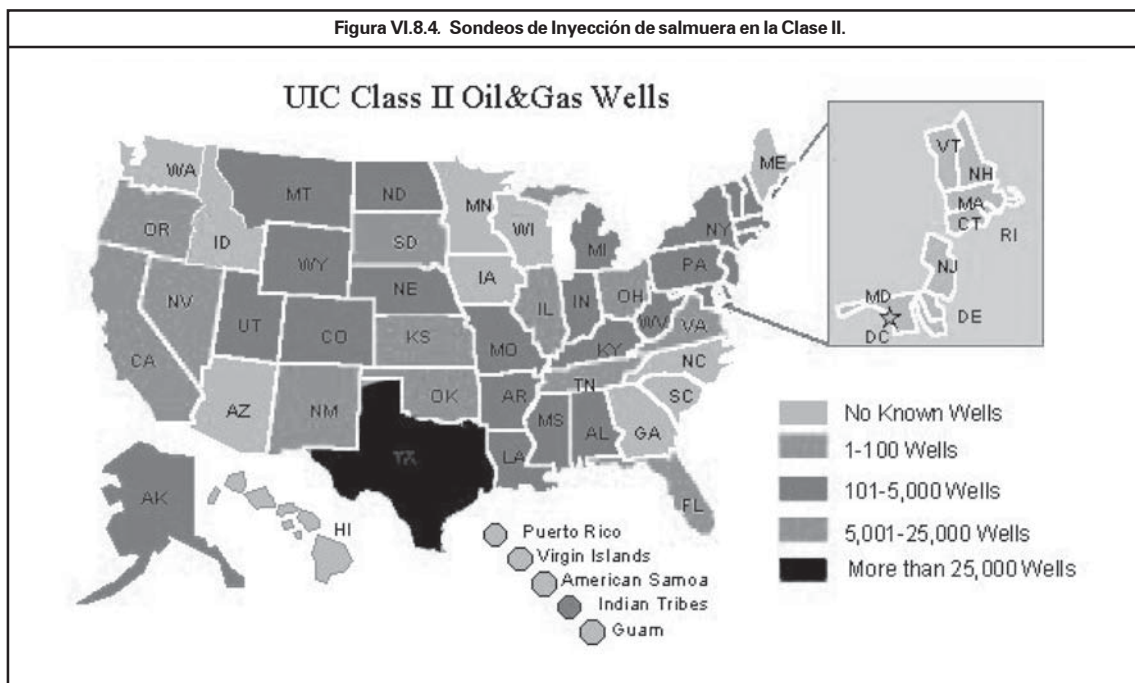
### Estudios de caso

Se describen a continuación algunos ejemplos de operaciones de ISP en funcionamiento en los Estados Unidos.

#### *Inyección de agua residual de origen urbano. Miami Dade Water and Sewer*

Se incluye aquí esta operación dado lo espectacular de la misma, por el gran caudal que es inyectado en un área reducida, muy indicativo de la gran capacidad que puede alcanzar la ISP.

Figura VI.8.4. Sondeos de Inyección de salmuera en la Clase II.



La operación se encuentra ubicada en el condado de Dade. La planta se diseñó inicialmente para una capacidad de tratamiento de 2 m<sup>3</sup>/s, posteriormente se amplió a un caudal de 7 m<sup>3</sup>/s. El efluente del tratamiento secundario aplicado se inyecta en una formación altamente transmisiva (carbonatos del Eoceno) conocida como *Boulder zone* mediante ocho sondeos (más uno de reserva). El pico para la inyección era de 6.5 m<sup>3</sup>/s. El control de la operación se lleva a cabo, tanto en la formación de inyección como en las suprayacentes y en los acuíferos de Florida y Biscayne, mediante sondeos tipo *cluster*.

La construcción de plataformas, de unos 30x40 m con 4 sondeos de control en las esquinas, entubados con PVC de 2" de diámetro, se inició en febrero de 1979 y la perforación del primer sondeo comenzó a primeros de abril. Además se dispuso de un sondeo de captación junto a la plataforma para alimentar las necesidades de la perforación.

En 1980 la capacidad de tratamiento del sistema aumentó, alcanzándose un pico de 9 m<sup>3</sup>/s. Toda la operación está controlada y modelada de forma que se prevé que el agua inyectada llegue al océano Atlántico, fuera de la plataforma continental (donde aflora la formación de inyección) pasados unos 300 años.

Miami-Dade Water & Sewer Department tiene ahora dos campos de pozos de inyección: en el Sur y uno nuevo al Norte.

El campo Sur tiene ahora 17 pozos, cada uno con capacidad de unos 650 l/s. Se usan regularmente 14 pozos pero ya han tenido necesidad de usar todos en dos eventos de mucha lluvia (cuando se produce mucha infiltración en el sistema colector).

Dado que el área de Miami crece vertiginosamente se ha preparado el campo con 4 pozos cada uno con capacidad de 650 l/s. Se usan dos pozos. Esta planta es de mucha menos capacidad que la planta Sur.

## SECCIÓN VI. CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

Los pozos son todos iguales: la tubería interior de 24 pulgadas (0.60m) hasta aproximadamente unos 2,500 pies (762m) de longitud y una profundidad total del pozo de 3,000 pies (915m). El intervalo de 2,500 a 3,000 pies es *open hole*. Estas profundidades varían ligeramente de acuerdo con las condiciones encontradas en el pozo de sondeo.

### *Inyección de residuos industriales de Dupont de Nemours, en Victoria (Texas)*

Esta es la inyección de residuos industriales más antigua del mundo. Se utiliza para la eliminación de miles de metros cúbicos al año. Posee muy altas medidas de seguridad y de control de la operación.

La planta utiliza la inyección como método de eliminación desde hace 40 años y la experiencia adquirida sirve de ejemplo a gran número de operaciones realizadas posteriormente por su gran seguridad frente al Medio Ambiente.

La planta de Dupont de Nemours en Victoria emplea a 1,300 personas y produce nylon y polietileno (figura 5). Se emiten dos tipos de residuos, uno de ellos es una solución alcalina procedente de la producción de hexametildiamina, con un caudal del orden de 40 l/s, con un pH de 10-12, un 2-3% de sólidos disueltos y trazas de cianuro, boro y níquel. Un segundo tipo es ácido, con un pH de 1-2 a una temperatura de 80 °C, conteniendo un 1-2% de ácido nítrico y otros ácidos orgánicos y cobre. El caudal generado de este segundo residuo es del orden de 80 l/s.

El primer sondeo se perforó en el año 1953. Un conjunto de 10 sondeos ha operado un total de 45 años y han inyectado un total de  $7 \times 10^9$  m<sup>3</sup> de residuo.

Todos los sondeos de inyección están equipados con *packer* (realizados en acero al carbono sellado con material sintético) y entubados con acero inoxidable aquellos que inyectan residuo ácido.

La formación de inyección es muy exigente con el pretratamiento del residuo ya que, por sus características litológicas, no admite contenido en sólidos en suspensión que provocarían la pérdida de inyectabilidad.

Es muy importante el mantenimiento de las instalaciones y las revisiones periódicas. Todos los años se realizan las pruebas de estanqueidad preceptiva y los *test* de integridad de tuberías y cementaciones.

El sistema de control demuestra que en el primer sondeo, después de 40 años de operación inyectando 60 l/s, el residuo se mantiene en la formación, en un círculo de 800 m de radio, con el centro en el propio sondeo.

### **Comunidad de Regantes Murcia Sur (España)**

En España existen únicamente dos sondeos de inyección profunda de salmuera procedente de ósmosis inversa: una operación en Benferri (Alicante) y la que se describe más adelante, de la Comunidad de Regantes Murcia Sur, en el Campo de Cartagena (Murcia). Existe una operación de inyección de salmuera muy antigua, de los años 50, que inyectó salmuera procedente de industria minera. Es una operación de Potasas de Navarra (posteriormente Potasas de Subiza y hoy desaparecida) que en su momento salvó a la empresa de su desaparición, pues la alternativa de salmuero producto hasta el mar Cantábrico era económicamente inviable (figura VI.8.5). Estuvo en operación durante más de 30 años.

La Comunidad de Regantes Murcia Sur, ubicada en el Campo de Cartagena, deseaba desalar recursos subterráneos salobres, de una salinidad de 4-6 gr/L. Inicialmente solicitaron el vertido de la salmuera de rechazo

Figura VI.8.5. Sondeo de inyección de Dupont de Nemours en Texas, EEUU.



al Mar Menor, lo que fue denegado por la Administración. La alternativa de vertido al Mar Mayor era económicamente inviable dada la distancia (más de 40 km).

Con base en los resultados del estudio de previabilidad llevado a cabo por el IGME (Instituto Geológico y Minero de España), la comunidad de regantes encargó a una empresa consultora la ejecución de un programa de reconocimiento previo y ensayos mediante la realización de un sondeo de investigación/inyección en el área comprendida en el Permiso de Exploración "Campo de Murcia Sur 1".

En este reconocimiento se han realizado las labores previstas y que estaban contenidas en el programa presentado en la Dirección General de Industria, Energía y Minas y autorizado por ésta.

Estas labores realizadas comprenden los siguientes apartados:

- Síntesis geológica y geología de detalle en afloramientos. Definición de formaciones permeables. Modelos de Inyección.
- Síntesis geofísica y definición de estructura subterránea.
- Perforación de un sondeo de reconocimiento, estudio geológico de los materiales perforados.
- Limpieza y desarrollo de sondeo. Ensayos de producción. Caracterización del fluido existente en los almacenes.
- Ensayos de inyección a diferentes caudales.
- Síntesis hidrogeológica. Red de seguimiento y control de niveles piezométricos y de calidad del agua. Confinamiento de las formaciones almacén.

Como resultado de los trabajos realizados ha sido posible definir una estructura subterránea que afecta a una formación almacén que cumple, a la vista de los datos actualmente disponibles, con las condiciones de confinamiento y seguridad exigibles a una estructura geológica de este tipo.

## SECCIÓN VI. CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

En los apartados siguientes se presentan las conclusiones más relevantes de los trabajos realizados y que en conjunto permiten recomendar la declaración de una estructura subterránea que bajo la denominación Murcia-Sur 1 pueda ser explotada en el futuro, si la autoridad competente lo autoriza, para el almacenamiento y eliminación de una salmuera procedente de plantas de ósmosis inversa de desalinización de aguas de pozos y sondeos situados en el área de estudio. La salinidad de las aguas de estos pozos y sondeos es del orden de 4-6 g/litro, mientras que la salinidad de la salmuera de rechazo es de 12-15 g/litro y la salinidad del agua de la formación almacén supera los 17 g/litro con una conductividad de 22,000-25,000 mS/cm. Cabe mencionar que el trámite administrativo se encuentra en la fase de calificación de la estructura geológica.

Figura VI.8.6. Sondeo de inyección de salmuera de potasas de Navarra.



### Síntesis geológica. Definición del modelo de inyección

El Campo de Cartagena constituye una cubeta geológica, con un sustrato de origen triásico, afectado por una orogenia alpina compleja, y un relleno neógeno con materiales de distinta índole que abarcan desde Serravallense a Cuaternario.

La estratigrafía y litología de ambas unidades: sustrato triásico y relleno neógeno, abarcan diferentes tipos de materiales entre los que cabe citar los siguientes:

- Materiales triásicos permeables, como dolomías, calizas y mármoles.
- Materiales triásicos impermeables, como filitas, esquistos y micaesquistos, pizarras y cuarcitas.
- Materiales neógenos permeables, como calcarenitas o calizas bioclásticas, areniscas, conglomerados y arenas.
- Materiales neógenos impermeables, como arcillas, margas verdes, azules o grises, conglomerados muy cementados, etc.

La alternancia de estos materiales, junto con la tectónica de bloques hundidos y levantados, permite definir modelos de inyección basados en la presencia de formaciones permeables que constituyen el almacén, cubiertas por potentes formaciones impermeables que constituyen la cobertura o confinamiento.

Este modelo se repite en diferentes tramos de la estratigrafía, siendo especialmente importante desde el punto de vista investigado, el modelo en el que la formación almacén la constituye los materiales carbonatados del techo del triásico (dolomías, calizas y mármoles) y la formación confinante la constituye las potentes capas impermeables del tortoniense margoso.

### **Síntesis geofísica, definición de la estructura subterránea.**

Las prospecciones físicas realizadas con anterioridad en la zona: prospección eléctrica, prospección gravimétrica y prospección sísmica han permitido en una interpretación global definir una estructura subterránea que obedece al modelo antes citado. La síntesis de los mapas gravimétricos estudiados permite delimitar mediante fallas una amplia zona en la que las formaciones permeables triásicas se encuentran aisladas lateralmente.

Los valores de resistividad de estos materiales permeables (dolomías, calizas y mármoles) permite suponer que contienen agua de elevada salinidad.

La escasa información de prospección sísmica confirma la existencia de las citadas fallas como delimitación de la estructura. La superficie estimada de dicha estructura supera los 35 km<sup>2</sup>.

### **Sondeo de reconocimiento y ensayos**

Una vez delimitada la estructura se programó la perforación de un sondeo profundo de reconocimiento, que fue realizado entre febrero y mayo de 1999. La profundidad final del sondeo fue de 887 metros, alcanzando los micaesquistos y pizarras del triásico.

Este sondeo está dotado de un acabado adecuado a los ensayos de inyección de manera que todas las formaciones neógenas hasta los 540 metros se encuentran entubadas y cementadas. Para ello se ha empleado tubería-casing de tipo petrolero y bajo normas API, en su dimensionado, roscado y fabricación.

La zona final del sondeo, donde se encuentran los almacenes con agua salada, han quedado protegidas con un casing de 7<sup>5/8"</sup> ranurado para ensayos.

Esquemáticamente, el sondeo ha perforado hasta los 539 metros los materiales neógenos de diferente estratigrafías: cuaternario, plioceno, andalucense y tortoniense. A partir de 539 metros se han atravesado terrenos de edad Serravallense hasta 652 metros.

A partir de 652 metros se cortaron materiales pertenecientes al sustrato triásico. En su tramo superior (652-748) estos materiales comprenden algunos tramos de dolomías y calizas permeables. A partir de 748 m los materiales son básicamente impermeables, salvo la inclusión de algunas capas de cuarcitas y mármoles que presentan cierta permeabilidad (figura VI.8.7).

Una vez acabado el sondeo se sometió a una fase de limpieza y desarrollo que culminó con un bombeo de 53 horas a un caudal de 12-14 l/s que permitió limpiar absolutamente el sondeo y tomar muestras representativas del agua de la formación almacén. La transmisividad estimada de la formación es de 60-70 m<sup>2</sup>/día. El agua de formación tiene una temperatura de 48-49°C y una conductividad superior a 25,000 mS/cm. Es un agua clorurada sulfatada sódica con un contenido en sales superior a 17,000 mg/l.

## SECCIÓN VI. CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

### Ensayos de inyección

Concluidas las fases anteriores, se han realizado durante dos meses ensayos de inyección de salmuera a diversos caudales. En total se han inyectado en 1,553 horas un volumen de 114.150 m<sup>3</sup>, de una salmuera de 14,000-15,000 mS/cm de conductividad.

De acuerdo con estos datos se puede estimar que el caudal de inyección podrá superar los 30 l/s, sin llegar a una inyección a presión. Para definir el caudal de inyección definitivo se recomienda realizar ensayos con caudal superior a los 30 l/s (que no ha sido posible realizar hasta la fecha) y por un tiempo superior a 1.5 o 2 meses.

Con los datos disponibles es posible anticipar que la inyección de 30 l/s produce una sobrepresión en el almacén de 80-85 metros de agua. Caudales menores como 18 l/s y 22 l/s producen sobrepresiones de 30-40 metros y 60-65 metros respectivamente.

Durante la ejecución del sondeo y de los ensayos mencionados se ha llevado a cabo un control piezométrico e hidroquímico de los acuíferos Plioceno y Andaluciense. No se ha detectado ninguna alteración en las condiciones piezométricas o de calidad de los sondeos controlados.

Se propone continuar en el futuro con el control de una red constituida por un conjunto de sondeos de 300-400 metros de profundidad que explotan el acuífero andaluciense.

### Almacenamiento geológico de CO<sub>2</sub>

Los combustibles fósiles son la fuente dominante de la demanda de energía primaria en el mundo a escala global, y, probablemente, lo seguirán siendo durante un periodo de tiempo largo. Actualmente suponen el 85% de toda la energía comercial y la transición hacia las energías renovables llevará un tiempo apreciable. Por tanto, la preocupación creciente por el cambio climático supondrá que en las próximas décadas deba realizarse un esfuerzo notable en el desarrollo y en la puesta en práctica de las tecnologías de captura y de almacenamiento de CO<sub>2</sub> ya que el cambio climático podría ser más efectivamente controlado si se dispusiera de un amplio abanico de tecnologías y estrategias medioambientales.

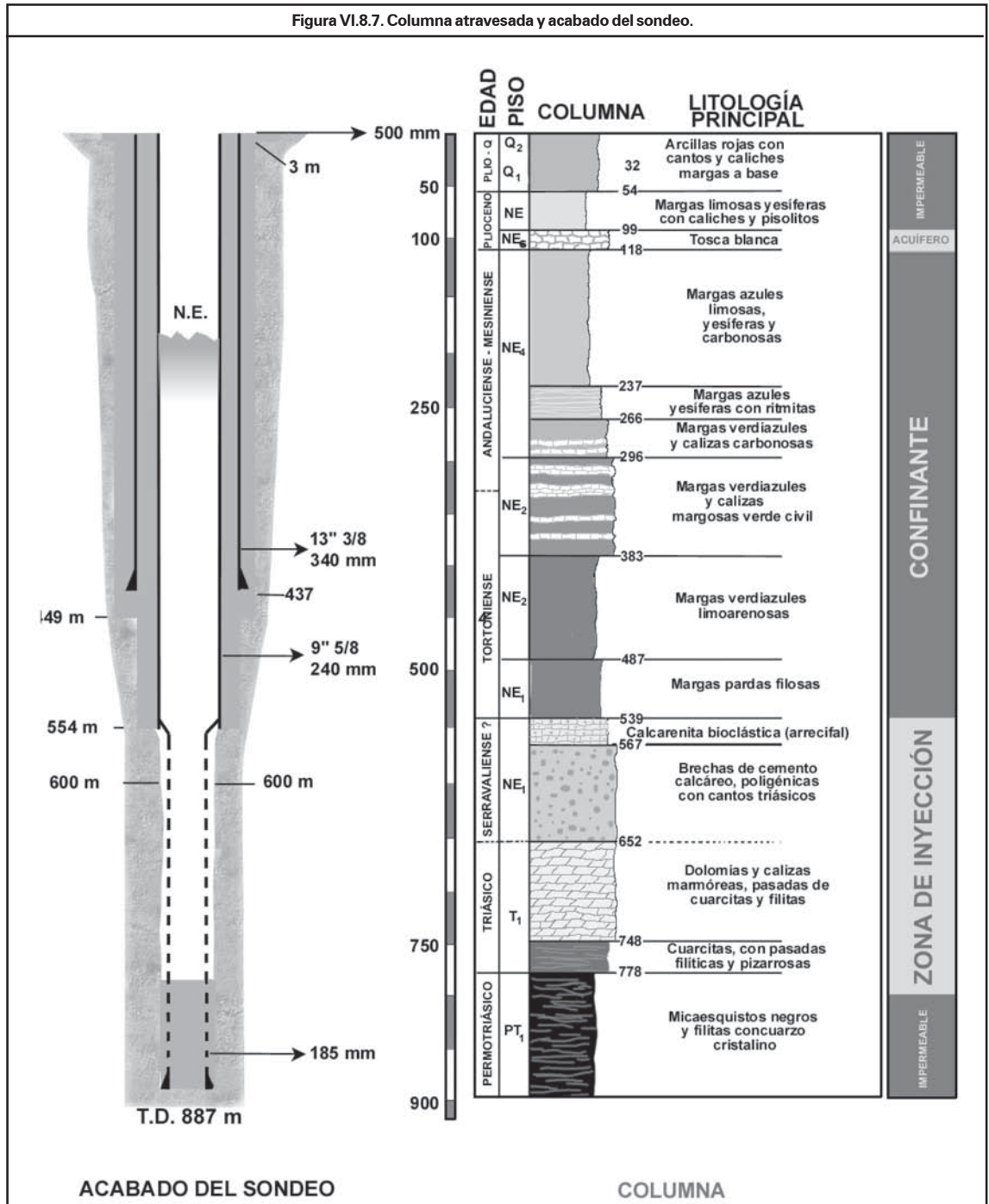
La captura y el almacenamiento de CO<sub>2</sub> deben verse como un complemento importante a la mejora de la eficiencia energética y a la utilización de fuentes energéticas no basadas en los combustibles fósiles y no como una alternativa a aquéllas.

El almacenamiento geológico de CO<sub>2</sub> requiere, además de la experiencia operacional y de las tecnologías apropiadas, la disponibilidad, es decir, la identificación, caracterización y puesta en servicio, de los almacenes geológicos adecuados. Estos almacenamientos deben tener una serie de características físicas y geológicas determinadas que incluyen, pero no se limitan a su conveniente localización, capacidad y estanqueidad. Algunas de las formaciones geológicas que parecen tener demostrada idoneidad para el confinamiento a largo plazo del CO<sub>2</sub> son los acuíferos salinos profundos ( a profundidades superiores a los 800 m), las capas de carbón no explotables y los yacimientos de petróleo y gas ya exhaustos. La profundidad indicada anteriormente es la profundidad mínima de inyección para el almacenamiento de CO<sub>2</sub> ya que es necesario garantizar permanentemente una presión hidrostática al nivel del almacenamiento superior a la presión crítica del CO<sub>2</sub>.

Hay varios tipos de formaciones geológicas en las que puede almacenarse CO<sub>2</sub>:



Figura VI.8.7. Columna atravesada y acabado del sondeo.



## SECCIÓN VI. CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

- yacimientos de petróleo ya agotados
- yacimientos de gas depletados
- capas de carbón
- formaciones acuíferas con alta salinidad
- formaciones pizarrosas con altos contenidos en materia orgánica
- áreas geotérmicas de baja entalpía

En cada uno de los tipos de formaciones actualmente consideradas como potencialmente favorables se están llevando a cabo estudios de I+D en emplazamientos seleccionados en distintos países en Europa, los Estados Unidos de América, Canadá y Australia. Estos estudios están suministrando una base de conocimiento que debe ser recogida adecuadamente en los planes de selección, tanto en lo que respecta a la capacidad de definir criterios de factibilidad y de seguridad del almacenamiento a largo plazo, como por los desarrollos tecnológicos a que dan lugar esos estudios, estudios que por lo general se realizan en el ámbito internacional con la colaboración de varios países.

## ■ BIBLIOGRAFÍA

- Albinet, M. y J. Margat (1970). "Cartographie de la vulnérabilité la pollution des nappes d'eau souterraine", *Bull. Brgn 2me. Serie.* 3(4): 13-22.
- Aller, L.; T. Bennet; J. Leher; y R. Petty (1987). "Drastic: a standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic settings", *US Environmental Protection Agency*, Ada, OK, EPA/600/2-87-036.
- Asano, T. y A.D. Levine (1998). "Wastewater reclamation, recycling and reuse: an introduction", en *Wastewater reclamation and reuse*. Editado por Takashi Asano. Technomic Publishing Co., Lancaster.
- ASTM-American Society for Testing and Materials (1995). "Standard Guide for Risk-Based Corrective Action Applied at Petroleum Release Sites", *Designation: E1739-95. ASTM*, 100 Barr Harbor Dr., West Conshohocken, PA 194228.
- Aust, H.; K. Kreysing y M. Wallner (2000). *Hidrological Principles for the Deep Well Disposal of Liquid Wastes and Wastewaters. A contribution to the International Hydrological Programme of UNESCO IHP-II-Project A.3.6.* Internationales Hydrologisches Program der UNESCO (Germany, F.R.), Nationalkomitee.
- Bachmat, Y. y M. Collin (1987). "Mapping to assess groundwater vulnerability to pollution", en: van Duijvenbooden, W. y H.G. van Waegeningh HG (ed.) *Vulnerability of soil and groundwater to pollutants*, TNO Committee on Hydrological Research, The Hague, Proceeding and Information N° 38, 297-307.
- Blumenthal, U.J.; A. Peasey; G. Ruiz-Palacios; y D.D. Mara (2000). *Guidelines for wastewater reuse in agriculture and aquaculture: recommended revisions based on new research evidence*. Reporte final. Water and Environmental Health at London and Loughborough, England.
- Bouwer, H. (1999). *Groundwater recharge: Natural and artificial technologies and water reuse management*. Boca Raton FL. Lewis Pub.
- Bradbury, K. y E. Rothschild (1985). "A computerized technique for estimating hydraulic conductivity of aquifers from specific capacity data",

## SECCIÓN VI. CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

- Groundwater*. 23(2), 240-246.
- Busmaster, D. y J. Lear (1994). "It's time to make risk assessment a science"; *Groundwater monitoring and remediation*. 11(3), 5-15.
- Caldwell, S.; K. Barret y S. Chang (1981). "Ranking system for releases of hazardous substance", en *Conf. on Management of Uncontrolled Hazardous Waste Sites*. Hazardous Materials Control Research Institute, Silver Spring, Maryland. 14-20.
- Canter, L.; R. Knox y D. Fairchild (1987). *Groundwater quality protection*. Boca Raton FL. Lewis Publishers, Inc.
- Carter, A.; R. Palmer y R. Monkhouse (1987). "Mapping the vulnerability of groundwater to pollution from agriculture practice particularly in respect of nitrate", en *Inter. Conf. Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollutant*. Nordwijk, Proc Nordwijk, Países Bajos. IHAS.
- CEDEX (1999). *Propuestas de calidades mínimas para la reutilización directa de efluentes depurados según los distintos usos posibles, así como aspectos relativos a la metodología, frecuencia de muestreo y criterios de cumplimiento de los análisis establecidos, para incluir en una normativa de carácter estatal*. Documento proporcionado por la Fundación AGBAR. Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas.
- Civita, M.; O. Forti, P. Marini; L. Micheli; L. Piccini; y G. Pranzini (1990). "Carta de la vulnerabilità all'inquinamento degli acquiferi delle Alpi Apuane", *Monografia GNDCI*. CNR. n. 399.
- Cleary, R. (1989). "Hidrologia de água subterrânea", en Ramos, F. *et al.* (editores). *Engenharia hidrológica*. ABRH y Editora UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil.
- Cleary, T. (1992). *Investigação através de modelos matemáticos em microcomputadores dos efeitos dos principais parâmetros hidrogeológicos e dos processos atenuantes de transporte na delimitação de áreas de proteção de poços (APPs) e na remediação de aquíferos contaminados*. Dissertación de Maestría, Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo (IGc-USP), São Paulo, Brasil.
- Cooper, R.C. y A.W. Olivieri (1998). "Infectious disease concerns in wastewater

- reuse", en *Wastewater reclamation and reuse*. Takashi Asano (editor). Technomic Publishing Co., Lancaster.
- Crook, J. (1998). "Water reclamation and reuse criteria", en Takashi Asano (editor). *Wastewater reclamation and reuse*. Technomic Publishing Co., Lancaster.
- Custodio, E. (1986). "Recarga artificial de acuíferos. Avances y realizaciones". *Boletín de Información y Estudios*. No. 45. Servicio Geológico. Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo. Madrid, España.
- Custodio, E. y Llamas, R. (1983). *Hidrología subterránea*. 2v. 2ª Edición. Editora Omega. Barcelona, España,
- Davis, S. y R. Dewiest (1966). *Hydrogeology*. John Wiley & Sons, New York.
- Environmental Protection Agency. USEPA/USAID (1992). *Guidelines for water reuse*. EPA/625/R-92/004.
- EPA (1986). *Environmental Protection Agency*. Federal Register, Washington, D.C.
- Espigares, M. y J. Pérez (1985). *Aspectos sanitarios del estudio de las aguas*. Universidad de Granada. Servicio de Publicaciones. Granada.
- EWRI. Environmental and Water Resources Institute (2001). *Standard guidelines for artificial recharge of groundwater*. American Society of Civil Engineers.
- Fernandes, A. y D. Rudolph (2001). "The influence of Cenozoic tectonics on the groundwater-production capacity of fractured rocks: la case study in son Paulo, Brazil", *Hydrogeology Journal*. 9(2):151-167
- Fernandes, A.J. e R. Hirata, (2004). "A methodological approach for including fracture analysis in vulnerability mapping of fractured aquifers", en preparación.
- Fernandes, A.J. y D. Rudolph (2001). "The influence of Cenozoic Tectonics on the groundwater-production capacity of fractured zones: a case study in Sao Paulo, Brazil", *Hydrogeology Journal*. 9, 151-167.
- Foster, S. (1987). "Fundamental concepts in aquifer vulnerability pollution risk and protection strategy", *Proc. International Conference of Vulnerability of soil and Groundwater to Pollutants*. Noordwijk, Países Bajos.
- Foster, S. (1998). "Groundwater recharge and pollution vulnerability of British aquifers: la critical overview", en Robins, N. (ed.). *Groundwater pollution*,

## SECCIÓN VI. CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

- aquifer recharge and vulnerability*. Special Publication. Geological Society, London, 130, 7-22.
- Foster, S. e R. Hirata (1988). *Groundwater pollution risk evaluation: the methodology using available data*. CEPIS-PAHO/WHO. Lima, Peru.
- Foster, S.; R. Hirata; D. Gomes; M. D'elia y M. Paris (2002). *Groundwater quality protection: la guide for water service companies, municipal authorities and environmental agencies*. World Bank Group. Washington.
- Foster, S.; B. Adams; M. Morales y S. Tenjo (1992). *Groudwater protection policy: a guide to requirements*. CEPIS, Technical Report (WHO-PAHO-CEPIS), Lima, Perú.
- Foster, S.; R. Hirata y G. Rocha (1988). "Risco de poluição das águas subterrâneas: uma proposta metodológica de avaliação regional", en *Anais do Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas*. 5, ABAS, São Paulo, Brasil, 175-185.
- Freeze, R. y J. Cherry (1979). *Groundwater*. Englewood Cliffs, New Jersey, Prentice-Hall Inc.
- Haertlé, T (1983). "Method of working and employment of EDP during the preparation of groundwater vulnerability maps", en *Groundwater in water resources planning*. Vol II UNESCO. INTER. SYMP, Proc. Koblenz, Alemaña, 1983, UNESCO/IAH/IAHS. 1073-1085pp.
- Hantush, M. (1959). "Nonsteady flow to flowing wells in leaky aquifers", *Journal of Geophysical Research*. 64(8), 1043-1052.
- Hantush, M. (1960). "Modification of the theory of leaky aquifers", *Journal of Geophysical Research*. 65(11), 3713-3725.
- Hantush, M. (1964). "Hydraulics of wells", reimpresso de *Advances in Hydroscience*. 1, Academic Press Inc., New York, USA.
- Hargerty, D.; L. Pavoni y J. Heer (1983). *Solid water management*. Van Nostrand Reinhold, New York.
- Hirata, R. y R. Bertolo (2002). "Groundwater vulnerability in different climatic zones". *Encyclopedia of Life Support Systems-NESCO*. Contribution No. 2.9.4.6. Oxford, Reino Unido.
- Hirata, R. (1993). "Os recursos hídricos subterrâneos e as novas exigências ambientais"; *Revista do Instituto Geológico*. São Paulo, Brasil.

- Hirata, R. (1994). *Fundamentos e estratégias de proteção e controle da qualidade das águas subterrâneas. Estudos de casos no Estado de São Paulo*. IGUSP, inédita. Tesis doctoral.
- Hirata, R. y A. Rebouças (1999). "La protección de los recursos hídricos subterráneos: una visión integrada, basada en perímetros de protección de pozos y vulnerabilidad de acuíferos", *Boletín Geológico Minero*. 110(4), 423-236.
- Hirata, R.; C. Bastos; G. Rocha; M. Iritani y D. Gomes (1991). "Groundwater pollution risk vulnerability map of the São Paulo State – Brazil", *Water Science Tech.* 24:236-246.
- Holden, L. R.; J.A. Grahan; R.W. Whitmore; W.J. Alexander; R.W. Pratt; S.K. Liddle y L.L. Piper (1992). "Results of the nationalalachlor well water survey", *Environmental Science & Technology*. 26(5), 935-943
- ITGE Instituto Tecnológico Geominero de España (1991). *Tecnología básica de la recarga artificial de acuíferos*. Monografía. Ministerio de Industria y Energía. Madrid, España.
- ITGE Instituto Tecnológico Geominero de España (2000). *Identificación de acciones y programación de actividades de recarga artificial de acuíferos en las cuencas intercomunitarias*. Ministerio de Medio Ambiente y Ministerio de Ciencia y Tecnología. Madrid, España.
- Kalinski, R. J.; W.E. Kelly; I. Bogardi; R.L. Ehrman y P.D. Yamamoto (1994). "Correlation between drastic vulnerabilities and incidents of VOC contamination of municipal wells in Nebraska", *Groundwater*. 32(1), 31-34.
- Kulfs, C. (1980). "Rating the hazard potential on waste disposal facilities", In: *Nat. Conf. on Management of Uncontrolled Hazardous Waste Sites*. Proceedings Silver Spring. Hazardous Material Control Research Institute. 30-41 pp.
- Le Grand, H. (1964). "System for evaluating contamination potential of some waste sites", *American Water Work Association Journal*. Vol. 56 (8): 959-974.
- Le Grand, H. (1983). "A standardized system for evaluating waste disposal sites", *NWWA*. Worthington, OH.
- Lerner, D. (1992). "Well catchments and time-of-travel zones in aquifers with recharge", *Water Resources Research*. 28(10), 2621-2628.

## SECCIÓN VI. CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

- Lettinga, G; P. Lens; y G. Zeeman (2001). "Environmental protection policies for sustainable development", en *Decentralised sanitation and reuse: concepts, systems and implementation*. P. Lens, G. Zeeman and G. Lettinga. IWA Publishing, UK.
- Long, J.; J. Remer; C. Wilson y P. Witherspoon (1982). "Porous media equivalents for networks of discontinuous fractures", *Water Resources Research*. 18(3), 645-658.
- Metcalf and Eddy, Inc. (1991). *Wastewater Engineering: Treatment, disposal and reuse*. 3rd ed. McGraw-Hill Publishing Co., New York.
- National Rivers Authority-NRA (1991). "Policy and practice for the protection of groundwater", *NRA*. Reino Unido.
- Neumann, S. (1972). "Theory of flow in unconfined aquifers considering delayed response of the water table", *Water Resources Research*. 8, 1031-1045.
- Neumann, S. (1975). "Analysis of pumping tests data from anisotropic unconfined aquifers considering delayed gravity response", *Water Resources Research*, 11, 329-342.
- NRC (National Research Council) (1993). *Groundwater vulnerability assessment: contamination potential under conditions of uncertainty*. National Academy Pres. Washington, D. C.
- Oaksford, E.T. (1985). "Artificial recharge: methods, hydraulics and monitoring", en Asano, T. (Edit). *Artificial Recharge of Groundwater*. Butterworth Publishers. London. pp: 69-128
- OMS (1989). *Directrices sanitarias sobre el uso de aguas residuales en agricultura y acuicultura*. Serie de informes técnicos N°. 778. Organización Mundial de la Salud, Ginebra.
- Philips, C.; J. Nathwani y H. Mooij (1977). "Development of la soil-waste interaction matrix for assessing land disposal of industrial wastes", *Wat. Resource Research*. (11): 859-868.
- Ramos González, G. (2003). *Posibilidades de aplicación de la Inyección mediante Sondeos Profundos a la gestión de salmuera de rechazo de plantas desaladoras en España*. ETSI de Minas de Madrid. Tesis doctoral.
- Rao, P; A. Hornsby y R. Jesup (1985). "Indices for ranking the potential for pesticide contamination of groundwater", en *Cong. Soil Crop Sciences*

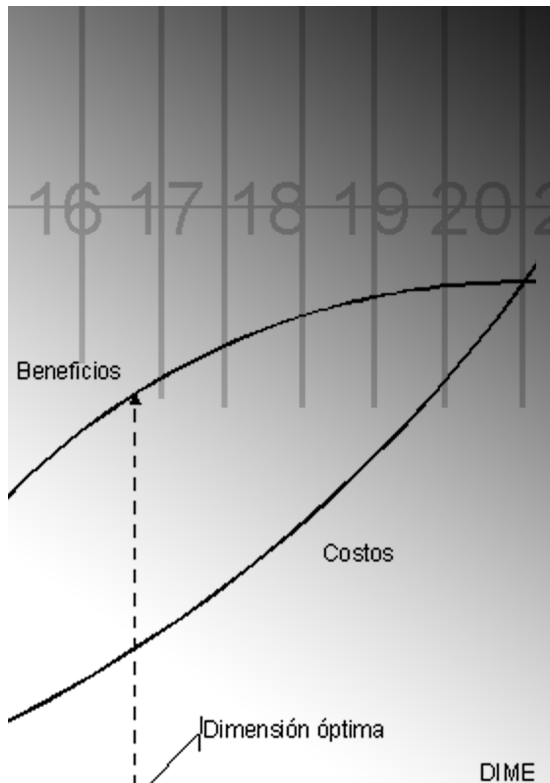


- Soc. of Florida*. SCSF. 44:1-8.
- Rivas, G. (1978). *Tratamiento de aguas residuales*. 2ª ed. Ediciones Vega. Caracas.
- Roadcap, G. y E. Bair (1990). "Delineation of wellhead protection areas in semiconfined aquifers using semianalytical methods", en *Wellhead protection: an anthology*. 13 papers of importance, NGWA, 1991, Dublin, OH, 399-412.
- Rosen, L. (1994). "A study of the DRASTIC methodology with emphasis on Swedish conditions", *Groundwater*. 32(2), 278-285.
- Salgot, M. (2001). "Hygienic aspects of DESAR: water circuits", en *Decentralised sanitation and reuse: concepts, systems and implementation*. Piet Lens, Grietje Zeeman y Gatzte Lettinga (editores). IWA Publishing, UK.
- Salgot, M. y A.N. Angelakis (2001). "Guidelines and regulations on wastewater reuse", en *Decentralised sanitation and reuse: concepts, systems and implementation*. Lens, Grietje Zeeman y Gatzte Lettinga (editores). IWA Publishing, UK.
- Salgot, M.; A. Torrens, y A. Pascual (1999). "Legislació en reutilització d'aigües residuals", en *Recursos d'aigua*. M. Salgot, X. Sánchez y A. Torrens (editores). Fundació Agbar, Universitat de Barcelona, Barcelona.
- São Paulo (1988). *Lei Estadual nº 6. 134*, São Paulo, Brasil.
- São Paulo (1991). *Decreto Lei nº 322. 955*, São Paulo, Brasil.
- Schileyer, R.; G. Milde y K. Milde (1992). "Wellhead protection zones in Germany: delineation, research and management", *Journal of the Institute of Water and Environment Management*. 6 (3), 303-311.
- Selby, K. y Skinner, A. (1978). "Aquifer protection in the Severn-Trent Region: policy and practice"; *Annual Conference, Conf. Paper nº 11*. Torquay.
- Shuster, E. y W. White (1971). "Seasonal fluctuations in the chemistry of limestone springs: a possible means for characterizing carbonate aquifers", *Journal of Hydrology*. 14, 93-128.
- Silva, C.; Y. Amir y Y. Penna (1980). "Controle de contaminação das águas subterrâneas na região do Vale do Paraíba", en *Cong. Bras. de águas subterr.*, 1. Anais Recife, ABAS.

## SECCIÓN VI. CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

- Souther Water Authority-SWA (1985). *Aquifer protection policy*. Relatório Técnico.
- Strycker, A. y A. G. Collins (1987). *Injection of Hazardous Wastes into Deep Wells: State of the Art Report*. National Inst. for Petroleum and Energy Research, Bartlesville. Robert S. Kerr Environmental Research Lab., Ada.
- Todd, D. (1980). *Groundwater hydrology*. John Wiley & Sons, New York.
- United States Environmental Protection Agency-USEPA (1987). *Guidelines for delineation of wellhead protection areas*. USEPA 440/6-87-010.
- United States Environmental Protection Agency-USEPA (1991a). *Delineation of wellhead protection areas in fractured rocks*. USEPA 570/9-91-009, Wisconsin Geological and Natural History Survey, Washington, DC, USA.
- United States Environmental Protection Agency-USEPA (1991b). *Wellhead protection strategies for confined-aquifer settings*. USEPA 570/9-91-008, The University of Texas at Austin, Washington, DC, USA.
- United States OF America-USA (1986). *Safe Drinking Water Act (SDWA)*. Emenda Federal de junho de 1986, Washington, USA.
- Vonhof, J.A. y R. D. Van Everdingen (1975). *Subsurface Disposal of liquis industrial wastes*. Inland Waters Directorate, Calgary, Alta.
- Vrba, J. y A. Zaporozec (1994). *Guidebook on mapping groundwater vulnerability*. International Association of Hydrogeologists. Verlag Heinz Heise, v.16.
- Walton, W. (1962). "Selected analytical methods for well and aquifer evaluation", *Illinois State Water Survey Bulletin*, 49.
- Walton, W. (1979). "Review of leaky artesian aquifer test evaluation methods", *Groundwater*. 17(3), 270-283.
- Western Michigan University (1981). *Hydrogeologic atlas of Michigan*. Dept. of Geology. Kalamazoo, MI.
- Wildererd, P.A. (2001). "Decentralized versus centralized wastewater management", en *Decentralised sanitation and reuse: concepts, systems and implementation*. P. Lens, G. Zeeman y G. Lettinga (editores). IWA Publishing, UK.

# SECCIÓN VII



*Gestión de  
recursos  
hídricos*



# Introducción

La importancia del agua en la mayor parte de las actividades humanas y ambientales, así como el incremento de su escasez, ha dado margen a especulaciones acerca de la ‘crisis del agua’, misma que se supone deberá ocurrir en el inicio de este milenio. Hoy en día, el agua se encuentra cada vez más comprometida con el aumento de las demandas para el suministro público e irrigación, lo que principalmente ha ocasionado su agotamiento.

Otro aspecto, tal vez el más observable de esta escasez, pero nunca considerado como tal, es el de orden cualitativo. En efecto, es exactamente en los lugares donde ocurre la concentración de demandas hídricas, donde las fuentes de abastecimiento terminan por ser afectadas por la contaminación producida por los fluidos residuales. Esta escasez de orden cualitativo da como resultado que el agua esté disponible, pero en calidad inadecuada para su consumo, lo que exige tratamientos cada vez más complejos.

Tal situación ha promovido la búsqueda de modelos de *gestión del recurso hídrico*, con instrumentos que permitan conciliar las demandas con la disposición hídrica, tanto en los aspectos cuantitativos como cualitativos. Cabe reflexionar que otros dos elementos naturales tan fundamentales como el agua –el aire y el suelo– no han sido motivo de la implementación de sistemas de gestión, por lo menos con las características que están previstas para el agua.

Dos instrumentos de gestión de las aguas han llamado una atención especial, siendo considerados elementos clave de las políticas de recursos hídricos en varios países: la autorización y el cobro por uso del agua. ¿Cuál es la naturaleza de estos instrumentos y de qué forma funcionan? Es curioso que ellos sean adoptados cotidianamente para la gestión de otros recursos escasos, como el estacionamiento en los centros urbanos congestionados, con las mismas finalidades que son perseguidas en la gestión de las aguas. ¿Qué lecciones pueden ser obtenidas?

Este epígrafe presenta un análisis en paralelo sobre otros recursos ambientales, especialmente el aire y el suelo, sobre las necesidades o no de sus gestiones, y los instrumentos adoptados para ello. Las preguntas previamente enunciadas y las analogías a ser exploradas son analizadas, como forma de permitir una mejor comprensión de las alternativas que han sido ejes de orientación para la gestión de las aguas.

Por un lado, nunca se ha hablado de una gestión del aire. Sin embargo, existe una gestión del uso de suelo y ésta ocurre de forma nítidamente diferente a la del agua. Por ejemplo, existen programas de conservación del suelo pero no consejos o comités de administración, al menos de la forma en que son previstos para el caso del agua. ¿Cuáles son las razones para esto?

Algunas distinciones básicas pueden ser consideradas entre estos recursos, permitiendo la comprensión de las diferencias comentadas. Ellas se relacionan con dos aspectos: la escasez y la movilidad.

El aire es un recurso abundante en cantidad, a no ser en lo más alto de la atmósfera donde no existe actividad humana que justifique preocupaciones en este sentido. El atributo de escasez y la consecuente demanda a

## SECCIÓN VII. GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

superar por la disponibilidad no ocurre en los aspectos cuantitativos. Sin embargo, en el aspecto cualitativo, el aire puede ser escaso en regiones donde existen emanaciones excesivas de contaminantes atmosféricos asociados con dificultades de dispersión atmosférica, como las que se presentan en las ciudades de San Pablo, México o Buenos Aires. En esta situación, a pesar de no existir la iniciativa de poderse implementar un Sistema de Gestión del Aire, los organismos ambientales son motivados a adoptar una serie de medidas de control, debido al problema de una calidad insuficiente.

El suelo, a diferencia del aire, tiene mayor similitud con el agua, ya que es un recurso escaso, en los aspectos cuantitativo y cualitativo. Desde el punto de vista cualitativo, no todo el suelo está disponible y adecuado para cualquier actividad. Por ejemplo, la agricultura exige suelos fértiles. El uso urbano exige pendientes apropiadas, lo que puede, con algún esfuerzo, ser entendido como un atributo cualitativo. Sobre el ángulo cuantitativo, la escasez de suelos, por lo menos en cantidad adecuada, es bastante obvia.

Con relación a la movilidad, el aire y el agua son muy parecidos entre sí y ambos difieren con relación al suelo. Los dos primeros recursos son los fluidos. Esto establece una gran movilidad, que es sustancialmente más alta en el caso del aire, que a través de las corrientes atmosféricas se puede mover con una gran libertad. Por otro lado, la movilidad natural del agua puede ser restringida por la red de drenaje y su pendiente o por los suelos impermeables. El suelo es un recurso inmóvil a no ser cuando es sometido a un proceso de erosión o frente a cataclismos del tipo inundaciones, terremotos, etc. Sin duda, estas características de escasez y movilidad ayudarán a entender algunos aspectos de la gestión de las aguas.

Los problemas generados por la escasez son siempre derivados del régimen de propiedad. El usuario de un recurso, en la medida en que este último se vuelva escaso, buscará aprovecharlo para su propia conveniencia. En el caso en que sea posible la negociación entre quien posea el recurso y quien no lo tenga que demanda su utilización, este último buscará comprarlo de aquél. El poseedor de la propiedad, incluso sin tener la necesidad de usar el recurso, deberá administrarlo para obtener la mayor ganancia con su venta. Esto ocurre con el suelo urbano o rural, un automóvil o un animal con utilidad para el hombre, entre innumerables ejemplos. Y para que esto ocurra, el atributo de propiedad privada debe ser aceptable por las instituciones y físicamente viable de ser implementado.

La aceptación institucional es una cuestión de sistema político y económico. En los sistemas comunistas no es aceptable la propiedad privada de los factores de producción. En los sistemas capitalistas ocurre lo contrario.

El aire, debido a sus características como fluido y de movilidad, vuelve casi inocua cualquier intención de apropiación. Un ciudadano que habite en una región con gran contaminación atmosférica no tiene como impedir que un volumen de aire, que hipotéticamente pueda ser de su propiedad, sea contaminado. Por esto, él también no podrá vender el aire, pues nadie se interesaría en comprar algo que pueda ser usado sin pago, o que no pueda ser comercializado posteriormente.

En el caso del agua, bajo ciertas circunstancias, es posible aplicar la exclusión. Por ejemplo, alguien que construya en sus tierras un depósito que almacene agua y, por lo tanto, comprometa su movilidad, podrá vender esta agua o usarla en su propio beneficio, en el caso que esto sea institucionalmente posible. Por otro lado, en la situación en que haya un caudal que desemboque en el curso de agua, existe alguna dificultad en garantizar el derecho de propiedad. Algún usuario que se establezca aguas arriba podría consumir el agua que sería teóricamente del usuario de la propiedad por donde pasa el río aguas abajo, a no ser que una reglamentación lo impida. De la misma forma sería posible la contaminación del curso de agua, sin que exista la posibilidad de identificación de la contaminación y, por lo tanto, de castigarlo en el sentido de compensar al eventual propietario del agua.

Si no existiera la posibilidad de exclusión, todos podrían aprovechar el limitado recurso, y con ello acelerar su tendencia de escasez. Dos alternativas existirían para impedir esto: la primera es que los usuarios reaccionen de forma solidaria y realicen la gestión comunitaria de aplicación del recurso, y la segunda se presenta si el Estado asume su propiedad y haga lo mismo. En ambos casos, de hecho o de derecho, el recurso pasa a ser propiedad comunitaria o estatal.

La gestión comunitaria presenta dificultades para ser establecida, pues está sujeta a un acuerdo entre los usuarios potenciales, lo que puede ser frágil. La propiedad estatal es más fácil de ser implementada a través del sistema legal. Por ejemplo, en Brasil el agua es constitucionalmente un bien de la Unión o de las Unidades Federativas, dependiendo de su situación. Esta reglamentación sirve también para resolver los problemas de gestión de un recurso escaso, cuando el atributo de propiedad privada no puede ser ejercido por cuestiones institucionales, situación característica de los sistemas comunistas.

En el caso del aire, la reglamentación ha ocurrido, para efectos prácticos, cuando él se vuelve limitado. La legislación ambiental establece una serie de condiciones para emisiones de contaminantes atmosféricos. Las ciudades de San Pablo y México establecieron el sistema de contingencia de vehículos para controlar la calidad del aire. Esto puede ser interpretado como el poder público asumiendo la propiedad del aire al determinar quién puede usarlo, cuánto, cuándo y de qué forma.

El suelo presenta otra situación. El sistema de la propiedad privada ha contribuido para su conservación. La razón es que las consecuencias de una mala aplicación del suelo afectan, de manera primordial, a su propietario. La erosión, como resultado de un manejo agrícola inapropiado, por ejemplo, compromete la capacidad de soporte de la agricultura, resultando en perjuicio del propietario. Igualmente, al considerar que los efectos de la erosión puedan alcanzar propiedades vecinas y contaminar el curso del agua con sedimentos que impedirían la supervivencia de varias especies de peces y la navegación, entre otros daños, el dueño estará interesado en evitar la degradación, pues él también sería afectado. Ante esta situación, los programas de conservación del suelo buscan, a través de la orientación y de la demostración, alcanzar el uso sustentable de este recurso. La acción del Estado es inductora, de convencimiento o de toma de conciencia, excluyéndose de aceptar la propiedad como en el caso del agua y, en ciertas situaciones, del aire.

Una vez aceptada la propiedad de un recurso, de hecho como en el caso de las aguas o de algunos tipos de suelo, o para efectos prácticos, como en el caso del aire, el poder público tiene a su disposición una serie de instrumentos de gestión. Los instrumentos de gestión fundamentales son la autorización y el cobro por el uso.

La autorización es un instrumento discrecional que permite al propietario del recurso establecer quién puede usarlo, cómo, cuándo y de qué forma. Cuando la propiedad es privada, la autorización es equivalente al consentimiento por parte del propietario de que otros usen su recurso. Para ello, la otra parte deberá sujetarse a las exigencias establecidas por el primero.

Cuando la propiedad es pública, el derecho es un instrumento de gestión que actúa a través de la atribución de cuotas entre los usuarios: como el recurso es escaso, su distribución es realizada para evitar desperdicios y atender las demandas más prioritarias bajo el punto de vista de la sociedad. En el caso de un recurso no renovable, las cuotas podrán ser distribuidas de forma que el inevitable agotamiento se haga con mayores beneficios para la sociedad y en el mayor tiempo posible.

El cobro actúa, económicamente, a través del precio. Cuando la propiedad es privada, este precio podrá ser la condición para que terceros usen o reciban la transferencia de la propiedad del recurso. Es interesante enfatizar que la famosa ley de oferta y de demanda es la que determinará que el precio del recurso aumente cuanto más próximo del agotamiento él estuviera, pues la oferta estará disminuyéndose gradualmente. Con

## SECCIÓN VII. GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

esto, los usuarios serán motivados a usar racionalmente este recurso, evitando desperdicios y retrasando su agotamiento. Es de esta forma que el sistema de precios contribuye para la sustentabilidad del uso del recurso. Cuando el recurso es público e inalienable el cobro puede tener tanto el objetivo previo de racionalización económica, como lo de viabilidad financiera. Este último aspecto es alcanzado por los recursos económicos que el poder público obtiene a través del cobro. El monto cobrado podrá ser utilizado para financiar el monitoreo del uso y la inversión en obras de control y protección del recurso.

El uso relativamente reciente de estos instrumentos en la gestión de las aguas ha generado algunas dudas y malas interpretaciones acerca de sus orígenes. Se argumenta, por ejemplo, que el agua es brindada por la naturaleza o por Dios, y que no tiene sentido que el Estado impida su uso por parte de quien la recibe en su terreno. El cobro está frecuentemente asociado con un impuesto extra, entre los tantos existentes, lo que provoca ásperas reacciones de los potenciales pagadores. Sin embargo, el uso del derecho y el cobro en la gestión de los escasos recursos, como suelo, vías públicas y hasta del aire, es muy antiguo y cotidianamente presenta resultados análogos al pretendido en el caso del agua.

El derecho de uso del agua es el primer instrumento a ser aplicado a lo largo de la implantación de los sistemas de gestión. Sólo los usuarios que ya poseen el derecho deberán ser objetos de cobro que, por lo tanto, vendrá posteriormente. La función del derecho será dividir los recursos hídricos disponibles entre las demandas existentes o potenciales, de forma que los mejores resultados sean generados para la sociedad. Estos resultados podrán estar vinculados con las contribuciones del crecimiento económico (abastecimiento de una fábrica), con la equidad social (abastecimiento público) y con la sustentabilidad ambiental (manutención de una cantidad mínima en el curso del agua).

La autorización de un recurso cuya disponibilidad es aleatoria, como el agua, tiene un fenómeno que lo complica: el de no saber cuánto estará disponible en un determinado periodo y lugar. Esto determina el establecimiento de la gestión conjunta de la disponibilidad y demanda de los recursos hídricos. En la gestión de la disponibilidad del agua, se busca evaluar las cantidades que estarán disponibles de acuerdo con las probabilidades y, eventualmente, aumentarlas a través de obras de regulación (embalses) o de trasvases entre cuerpos de agua. Modelos de previsión de caudales podrán ser usados para anticipar las situaciones críticas de estrés hídrico. Dependiendo de la situación hidrológica que fue prevista para determinado periodo, algunos derechos podrán ser cancelados, en su totalidad o parcialmente, para que las demandas prioritarias puedan ser atendidas.

En la gestión de la demanda, además de esas limitaciones de estrés comentadas, habrá también la necesidad de llevar a cabo estudios para verificar hasta qué límite los derechos de agua podrán ser concedidos. Esto se hará en función de la importancia de las demandas y de la vulnerabilidad con que los usuarios respondan a los racionamientos bajo estrés hídrico. Un derecho de agua, *a priori*, deberá ser concedido estableciéndose los montos que podrán ser utilizados en determinado periodo y las condiciones generales de racionamiento, a lo cual el usuario deberá someterse en caso de regímenes hidrológicos de sequías. También se acostumbra establecer la obligatoriedad del uso del agua que es otorgada dentro de un determinado plazo, para evitar que sean solicitados volúmenes superiores a los realmente requeridos y con ello garantizar usos futuros e impedir especulaciones con el recurso hídrico.

Este instrumento es también utilizado por el poder público en la gestión de vías públicas. Conforme éstas se vuelvan saturadas, podrán surgir medidas de restricción de uso, como al estacionamiento. Algunas carreteras aglomeradas pueden ser restringidas al tránsito de camiones en determinados periodos. En el caso de estacionamiento en las vías públicas, existe mayor variabilidad de alternativas para los otorgamientos empleados.



Puede haber una restricción de tiempo, mediante lo cual cualquiera puede estacionarse en el lugar siempre que no sobrepase dicho periodo. En ciertos edificios públicos los estacionamientos son reservados a las autoridades o a los empleados que allí trabajan. Otra alternativa de gestión de la demanda es ofrecer transporte público de calidad para sustituir la necesidad del ciudadano de desplazarse con su automóvil al centro congestionado.

En el caso de la escasez del aire, un tipo de autorización de uso ha sido establecido en ciudades cuyas condiciones atmosféricas están cualitativamente comprometidas durante determinadas estaciones del año. En la ciudad de San Pablo, Brasil, fue establecido un sistema de contingencia durante el invierno, en el que cada día útil determinados automóviles (cerca de 20% del parque vehicular), identificados por los números finales de sus placas, no pueden circular. Tanto la disposición del aire, en términos cualitativos, como las demandas por circulación son aleatorios, determinando la gestión de los dos términos.

En cualquier situación son establecidos límites al uso individual de recursos escasos sobre la óptica del bienestar colectivo. Existe también la contribución al bienestar individual con la división del uso del recurso, evitando perjuicios por la no-atención de las expectativas de uso. Estos perjuicios suceden tanto con el usuario del agua que no la recibe debido a un uso excesivo, como con el automovilista que no consigue estacionarse en el centro de la ciudad. Ambos sufren perjuicios al prepararse para ejercer un uso que no es viable por escasez de disponibilidad del recurso. Por lo tanto, la acción discriminatoria del poder público limita las demandas individuales en beneficio de sus propios agentes.

Un tipo de limitación puede ocurrir inclusive para el uso del suelo privado. Por ejemplo, un propietario de un espacio urbano no puede usar el suelo para criar cerdos. Esto es determinado por los reglamentos municipales, para evitar problemas de mal olor, proliferación de moscas y de enfermedades. En este caso, a pesar de que la propiedad no sea pública, existe una limitación al derecho del uso de la propiedad privada, establecida para el beneficio colectivo.

Algunas políticas nacionales de recursos hídricos han enfatizado las contribuciones del cobro para la racionalización económica y la viabilidad financiera de inversión. El objetivo financiero es aparentemente aquel que orientará la cuantificación de los valores a ser cobrados. Ellos están determinados en función de los planes de la cuenca hidrográfica y de las inversiones en ellos previstos. Son una especie de división de costo entre los usuarios del agua y de los beneficiarios de las mejoras a ser generadas en la cuenca por las intervenciones.

El efecto de racionalización económica siempre estará presente, pues el cobro, especialmente cuando sus valores son suficientemente inductores, determina una reacción de los usuarios en el sentido de economizar el recurso. En algunos países, como Francia y Brasil, al contrario de los impuestos, el cobro es establecido para parecerse más a un pago de administración por un condómino de edificios. Ella debe ser establecida por la cuenca, a través de la deliberación de Comités de Cuenca Hidrográfica especialmente formados con la participación de usuarios del agua, entidades públicas, privadas y la sociedad. El fondo formado por el cobro deberá ser utilizado para financiar las intervenciones en la propia cuenca donde fueron generados. Será adoptado un proceso descentralizado de planeación en el cual los integrantes de los comités deliberarán sobre cuáles serán las intervenciones a ser implementadas, teniendo por base las necesidades, deseos y, también, su capacidad de pago.

Este instrumento ha generado alguna polémica, a pesar de su uso en la gestión de recursos escasos, afectando cotidianamente a cualquier ciudadano. En el caso del uso del suelo y, más específicamente, de los espacios de estacionamiento en los centros de las grandes ciudades, es común el cobro. Los valores cobrados pueden ser fijos, como en el caso de las llamadas "áreas especiales de estacionamiento", donde se debe colocar en el parabrisas del carro un cartón que de derecho a una o dos horas de estacionamiento. En este caso, se están

## SECCIÓN VII. GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

conjugando los dos instrumentos: autorización, con la limitación del tiempo, y el cobro. Esa vía de reglamentación, debido a los bajos valores que son practicados, sirve apenas para pagar el servicio de monitoreo de los inspectores, teniendo un objetivo de viabilidad financiera.

En otros casos puede suceder un cobro progresivo por cada hora adicional de permanencia que cuesta unitariamente más caro. Ante esto, un usuario que busque permanecer poco tiempo en el centro de la ciudad, siempre encontrará lugares para estacionarse. Aquel que necesite más tiempo de permanencia, se deberá enfrentarse al alto costo de estacionamiento que, en ciertos casos, será superior al costo de traslado en taxi, pudiendo optar por esta alternativa. Así se racionaliza el uso de un recurso escaso motivando a los grandes usuarios, o sea, aquellos que necesitan de mucho tiempo de permanencia, a adoptar otras alternativas, y liberando los espacios para un mayor número de pequeños usuarios, temporalmente hablando. Se verifica que en los ejemplos de cobro progresivo existe un efecto de racionalización económica que puede ser primordial para la determinación de los valores a ser cobrados.

Otro tipo de cobro común es el pago en las casetas de cobro en las carreteras, que es muy similar al tipo de cobro que es previsto por el uso del agua, pues tiene un carácter de viabilidad financiera. El valor pagado en la caseta es establecido en función de las necesidades de manutención de la carretera y, por ser generalmente bajo, por lo menos en Brasil, no llega a significar una restricción en el uso de la carretera. En otros países, como en la Comunidad Europea, el costo del pago es en el orden del tamaño de los costos del combustible del vehículo. Esto podrá determinar un comportamiento del usuario en el sentido de preferir carreteras alternativas, cuyo uso no es cobrado, liberando la carretera para aquellos que realmente necesiten de ella, por cuestiones de tiempo.

Algunos estacionamientos adoptan una política de cobrar más en los horarios de mayor afluencia, estimulando a los usuarios a buscar aquellos horarios más vacíos. Esta alternativa podría ser adoptada en el cobro del impuesto de tránsito en los periodos diarios o semanales donde la demanda fuera mayor. Una posibilidad para enfrentarse desahogar el tránsito en estos periodos, sería el cobro de un alto valor del impuesto que fuera lo suficientemente inductor para que el usuario prefiera otros horarios para pasar. Contra esta idea podría ser argumentado que apenas aquellas personas con altos ingresos pudieran circular en los horarios pico de demanda, lo que muestra que no siempre la racionalidad económica establece situaciones socialmente equitativas.

Esta alternativa es de cierta forma adoptada en el sistema de cobro por el uso del agua en Francia. Los valores a ser cobrados anualmente son basados en el volumen de utilización en la estación seca, tanto en lo que se refiere a la derivación del agua, como en el vertido de desechos. Esto determina que usuarios que puedan restringir el uso del agua en estos periodos críticos lo hagan, motivados por los ahorros que recibirán.

Es interesante comentar acerca del cobro por estacionamiento en lugares privados. Con el aumento de la escasez de cajones en los centros de las ciudades, el valor económico de la vacante aumentó, tal y como lo enseña la microeconomía: el aumento de la búsqueda, determina el aumento de los precios. Esto ocasionó que algunos dueños de terrenos centrales prefieran usarlos como estacionamientos, 'rentando' el uso del suelo. Existen también transacciones comerciales de lugares, en que una parte se transfiere a otra mediante un pago, creando un mercado de lugares de estacionamiento. Esto también es adoptado en el caso del agua en algunos sitios como en el Oeste de los Estados Unidos. Pero los espacios de estacionamiento son fijos y conocidos, y pueden ser incrementados en función de las indicaciones del mercado. Un inversionista que decida comprar todos los lugares para monopolizar y especular con el recurso podrá enfrentarse con la reacción del mercado inmobiliario, que ante el aumento de los precios resuelva aumentar la oferta de lugares a través de la modificación del uso del suelo. En el caso del agua, que es móvil, sucede en cantidades aleatorias y posee mayores dificultades

de incremento, esta posibilidad de monopolio es real, lo que exige la protección establecida por el poder público como, por ejemplo, el que sea necesario una autorización para alguna realización de la transacción.

Por su parte, el aire no ha sido objeto de cobro en este momento. Podrá ocurrir la situación en una área excesivamente contaminada de una ciudad donde sean instaladas cabinas donde un ciudadano pueda entrar después de pagar determinado costo, recibiendo allí algunos minutos de aire puro y, con esto, mitigar los efectos de la contaminación. En esta situación, el usuario estaría pagando por consumir aire puro, y lo realizaría en las situaciones de alta contaminación atmosférica y, consecuentemente, de escasez de este recurso. A pesar de que no sea exactamente esta la situación, una de las justificaciones para cobrarse más por la gasolina que por el alcohol, ambos usados como combustibles, podría ser que el primero es el más contaminante. De esta forma, se estaría cobrando por el uso del aire de quien más lo contamine: los dueños de vehículos con gasolina.

En Francia el cobro por desechar contaminantes en el medio hídrico es establecido por la cuenca, para ello son considerados el tipo y el lugar del vertido. En los países industrializados existe una política que ha sido gradualmente aplicada, llamada de Reforma Tributaria Verde o del Ecoimpuesto. La idea es trasladar la recaudación de las actividades productivas haciendo que paguen aquellas actividades que promuevan la degradación ambiental. La idea subyacente no es incentivar un aumento de la recaudación, sino estimular la producción y la creación de empleos en conjunto con la protección ambiental. En algunos casos es establecida una gestión de impuestos dentro del mismo sector. Por ejemplo, serían aplicados impuestos relativamente mayores a industrias que no alcancen determinados niveles de control de fluidos, y los recursos recaudados serían destinados a premios para aquellas que los superasen, ayudándolas a amortizar las inversiones de control ambiental e introduciendo un estímulo en prácticas conservadoras.

Finalmente, es posible apreciar que los instrumentos de gestión de las aguas guardan muchas analogías con aquellos usados para la gestión de recursos escasos. El mensaje principal es que los instrumentos de autorización y de cobro no son conceptos nuevos para los ciudadanos cuando se trata de controlar el acceso a recursos escasos de aire y el suelo. Por lo anterior, se pretende con los párrafos anteriores facilitar la comprensión de estos instrumentos, cuando sean aplicados a la gestión del agua.



# Capítulo VII.1. Modelos de gestión de cuencas: aspectos institucionales de la gestión de las aguas, organización y legislación

La relevancia estratégica del agua ha sido la constatación de su agotamiento, cuantitativo y cualitativo, para atender a las demandas humanas de los ecosistemas. Esto ha llevado a diversos países a promover la reforma de sus sistemas de gestión de recursos hídricos. El establecimiento de una gestión es consecuencia de la constatación de que un bien estratégico escaso no puede ser administrado como si fuera un bien libre (o de acceso libre) como históricamente sucedió con el agua en regiones húmedas. La mayoría de esas reformas resulta en la creación de modelos de gestión que albergan entidades gerenciales que adoptan la cuenca hidrográfica como unidad geográfica ideal de planeación, gestión e intervención.

Como objetivo de fondo de este análisis será presentada una evolución histórica de los modelos de gestión de recursos hídricos. Ello permitirá conocer los conceptos y las prácticas que han sido adoptadas, proveyendo los instrumentos necesarios para evaluar críticamente dichas formas de gestión.

## **Evolución de los modelos de gestión de los recursos hídricos**

La evolución de los mecanismos institucionales (legales y organizacionales) y financieros para la gestión de recursos hídricos ocurrió en tres fases. En cada una fueron adoptados modelos gerenciales cada vez más complejos que posibilitaron un abordaje más eficiente del problema: el modelo burocrático, el modelo económico financiero y el modelo sistémico de integración participativa.

### **Modelo Burocrático**

Este modelo comenzó a implantarse al final del siglo XIX. En él, el objetivo predominante del administrador público es cumplir y hacer cumplir las disposiciones legales. Tiene como principales características la racionalidad y el orden jerárquico. Para la instrumentación de este proceso, ante de la complejidad y diversidad de los problemas de las aguas, es generada una gran cantidad de leyes, decretos, edictos, reglamentos y normas sobre el uso y protección, algunos de ellos se volvieron objeto de disposiciones constitucionales. Como consecuencia, la autoridad y el poder tendieron a concentrarse gradualmente en entidades públicas, de naturaleza burocrática, que trabajaban con procesos causales y reactivos destinados a aprobar concesiones y

## SECCIÓN VII. GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

autorizaciones de uso, permisos de obras, acciones de fiscalización, de prohibición o de multa, y además acciones formales de acuerdo con las atribuciones de diversos niveles jerárquicos.

Las principales fallas de este modelo, identificadas por los estudiosos de la administración de organizaciones, son que las reacciones y comportamientos humanos son considerados previsibles y que la excesiva atención proporcionada a los aspectos formales impide la percepción de los elementos dinámicos: el medio en que la organización se inserta, la personalidad de los actores que en ella participan, y las relaciones del poder que rebasan a la organización. Las anomalías que resultan son:

Una visión fragmentada del proceso que hace que los actores exacerben la importancia de las partes de su competencia y se alejen de los resultados finales que se pretenden y que justifican la existencia propia de la gestión.

Un desempeño restringido al cumplimiento de normas y al endurecimiento de la actividad de la gestión por falta de flexibilidad para la atención de necesidades no rutinarias.

Una dificultad de adaptación a cambios internos y externos, con tendencia a la perpetuación de normas de procedimiento, incluso después de la extinción de los hechos que los generaron.

Una centralización del poder decisivo en los niveles más altos, generalmente alejados del lugar en que sucede la solicitud de decisión, con atrasos sin razón y con el no compromiso de la parte que recibe las demandas, y que no tiene el poder de atenderlas.

Un establecimiento de un patrón en la atención de las demandas, que no siempre consideran expectativas o necesidades específicas, resultando en conflictos que refuerzan la percepción de la ineficacia y de la falta de eficacia, comprometiendo la imagen del sistema de gestión.

Un exceso del formalismo, por el cual existen controles sobre controles, exigiendo personal para acompañamiento, registro de datos y supervisión de trabajos, acumulación de papeles en diversas copias, morosidad en el proceso de comunicación y de acción, etc.

Una poca o ninguna importancia proporcionada al ambiente externo del sistema de gestión, que pose demandas no siempre percibidas; las presiones externas, cuando son acentuadas, son vistas como amenazas indeseadas y no como estímulos al desarrollo y a la innovación.

Ante esto, la autoridad pública se vuelve ineficiente y políticamente frágil frente a grupos de presión interesados en derechos de agua, concesiones, autorizaciones y licencias para beneficios sectoriales o unilaterales. Esta situación inadecuada tiene como consecuencia la aparición y el agravamiento de los conflictos de uso y protección de las aguas, que nutren el proceso de elaboración de instrumentos legales, dentro del supuesto de que "si alguna cosa no estuviera funcionando es porque no existe la ley apropiada". Esto termina por producir una legislación difusa, confusa, muchas veces conflictiva y casi siempre de difícil interpretación o permitiendo diversas interpretaciones, con la consecuente gravedad de los problemas de la administración pública. Por lo que, de un marco de actuación ineficiente, pasa para otro de total inoperancia. En esa situación, surge una reacción contraria, sintetizada por la frase "ya existen leyes suficientes, habiendo simplemente la necesidad de ser aplicadas". En este caso se remite la culpa del fracaso del modelo a la lentitud de la justicia y a la inoperancia, o también a la corrupción del poder público, conjugados con actitudes ambientalmente criminales de los agentes económicos. La gestión de recursos hídricos se vuelve una cuestión de la policía, desconociéndose que estos síntomas tengan como causa fundamental la carencia de un sistema efectivo, eficaz y eficiente para su promoción.

A pesar de haber fracasado en la producción de una gestión eficiente de los recursos hídricos, este modelo muchas veces ha encontrado condiciones propicias para ser reformado en el proceso de reorganización institucional de muchos países. Bajo la óptica de lo que podría ser denominado como modelo neo burocrático, en lo cual sería posible la preparación de las leyes adecuadas por medio de la producción de una legislación totalmente nueva y, de una vez, articulada y eficiente, en concordancia con sus licencias, otorgamientos, controles y castigos.

Sin embargo, debe ser comprendido que, por un lado, la legislación anterior no fue resultado de la incompetencia de los administradores, jueces y legisladores y sí de la limitación del proceso que tal opción propicia. Al ser nuevamente adoptado este modelo, la tendencia es de cometer otra vez los mismos errores. Por otro lado, la dificultad en aplicarlo no resulta únicamente de la incompetencia o corrupción de la administración pública, o de la lentitud de la justicia, y sí de las limitaciones del propio modelo. Por ello existe la necesidad de un modelo de gestión de recursos hídricos operacional e instrumentado por una legislación efectiva, que encuentre en el proceso civil o criminal una alternativa extrema de negociación, pero que nunca sea la única opción para la promoción del desarrollo sustentable.

### **Modelo Económico Financiero**

Este modelo puede ser considerado como un desarrollo de la política económica preconizada por John Maynard Keynes, quien destacaba la relevancia del papel del Estado como emprendedor, utilizada en la década de los treinta para superar la gran depresión capitalista. Tuvo como una de las consecuencias la creación en los Estados Unidos de la Tennessee Valley Authority (TVA) en 1933, como la primera Superintendencia de la Cuenca Hidrográfica. Es también fruto de la introducción del análisis costo-beneficio a los proyectos públicos, cuyas bases de aplicación a los recursos hídricos fueran establecidas por la Flood Control Act, nuevamente en los Estados Unidos, en 1936.

Este modelo está caracterizado por el empleo de instrumentos económicos y financieros, administrados por el poder público, para la promoción del desarrollo económico nacional o regional, y la inducción a la obediencia de las disposiciones legales vigentes. Puede aparecer con dos orientaciones: en una de ellas el modelo es soportado por prioridades sectoriales del gobierno. Tienen como fuerza motora programas de inversión en sectores usuarios de los recursos hídricos, como saneamiento, irrigación, electrificación, etc. y como entidades privilegiadas, autarquías y empresas públicas. En la otra orientación, más moderna, el modelo busca el desarrollo integral y, por lo tanto, multi-sectorial de una cuenca hidrográfica, como en el caso del TVA. Esta segunda orientación es más rara debido a la organización institucional del Estado para ser orientada por sectores económicos, dificultando y hasta haciendo inviable la preparación de planes multi-sectoriales. Las Superintendencias de la Cuenca Hidrográfica quedan vinculadas, por la vía de reglamentos, al ministerio o secretaría estatal sectorial cuyas atribuciones son limitadas al sector específico.

Los instrumentos económicos y financieros son aplicados de acuerdo con la concepción del sistema sectorial, como el de saneamiento, de energía o integración, o bien, de la cuenca hidrográfica. Son reconocidas las necesidades y limitaciones impuestas por el medio, y también establecidos planes estratégicos para la consecución de la misión de la organización.

La principal falla de este modelo es que adopta una concepción relativamente abstracta para servir de soporte en la solución de problemas de contingencia: el ambiente mutable y dinámico exige gran flexibilidad del sistema de gestión para adaptaciones frecuentes y diversas. Este modelo culmina con la necesidad de crear un enorme sistema que comparta las intenciones espaciales y temporales de uso y protección de las aguas, por

## SECCIÓN VII. GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

lo que es todavía más evidente la necesidad de flexibilidad. Esta dificultad conduce a la definición de sistemas parciales, relativamente cerrados, como lo demuestra la experiencia de muchos países. En esta orientación, la asignación de recursos financieros propicia el desarrollo de los sectores seleccionados por los programas gubernamentales. Esto puede causar un desequilibrio entre los diversos usos de los recursos hídricos y de estos usos con los objetivos de protección de las aguas. Puede ocurrir una apropiación excesiva de ciertos sectores, lo que restringe la utilización social y, al mismo tiempo, el uso económicamente óptimo del agua. Además, posibilita la intensificación del uso sectorial no integrado en ciertas cuencas de importancia económica, lo que casi siempre trae consigo los mismos conflictos del modelo burocrático, ahora con carácter intersectorial y hasta intra-sectorial. Finalmente, tiende o a sub-dimensionar la cuestión ambiental, o a super-dimensionarla, en el proceso de planeación integral de la cuenca, ello da origen a procesos traumáticos y muchas veces exacerbados de protesta de grupos auto-denominados 'ambientalistas'.

No obstante estas críticas, este modelo, aún con la orientación sectorial adoptada, representa un avance con relación al anterior, ya que, por lo menos sectorial y circunstancialmente, da la posibilidad de realización de planes estratégicos de la cuenca y canaliza recursos financieros para la implantación de los respectivos planes directores. Esto permite la competencia de un cierto grado de desarrollo en el uso, en el control o en la protección de las aguas. Sin embargo, puede fallar en la promoción de la gestión integral, pues no garantiza el tratamiento global de todos los problemas y oportunidades de desarrollo y protección, pues depende de las directrices establecidas por el poder público que eventualmente está lejano e insensible a los problemas locales, y la organización es restrictiva al tratamiento sectorial. Tiende a crear entidades públicas con grandes poderes que establecen conflictos con otras preexistentes, lo que se traduce en conflictos políticos de difícil solución. También tiene una grave consecuencia que aparece cuando los programas son terminados: muchas veces se pierden grandes inversiones realizadas para propiciar un uso sectorial de los recursos hídricos que no será nunca más privilegiado en el futuro, o bien, que la cuenca se vuelva extremadamente vulnerable a actividades con potencial de degradación ambiental.

Las críticas a este modelo pueden ser contestadas por la argumentación de que algunas cuencas hidrográficas presentan tal grado de carencia cuantitativa o de deterioro cualitativo, real o potencial de las aguas, que solamente programas de desarrollo o protección, involucrando grandes inversiones, podrían solucionarlos. El establecimiento de programas de desarrollo no es aquí condenado y ni podría serlo. Lo que se argumenta es que la gestión de recursos hídricos no puede ser aplicada exclusivamente por programas sectoriales, a través de la mediación del poder ejecutivo. Existe la necesidad del establecimiento de un modelo de gestión que dé posibilidad al desarrollo económico integral, o sea, multi-sectorial de la cuenca, socialmente eficiente y ambientalmente sustentable, lo que implica en el fomento, articulación y coordinación de los programas que sean necesarios para atender las demandas y oportunidades de corto y largo plazo, y no a la implementación de programas sectoriales no integrados y de carácter transitorio. Existe la necesidad de un modelo que aumente la eficacia de la generación y empleo de instrumentos legales, al contrario de la producción de una legislación caótica. En fin, existe la necesidad de un modelo con la capacidad de abordaje como un todo a los problemas y oportunidades de desarrollo (crecimiento económico, equidad social y sustentabilidad ambiental), generando y aplicando con eficiencia los instrumentos legales y económicos necesarios, integrando y articulando las instituciones públicas, privadas y comunitarias interesadas, dentro de una concepción sistémica, y por esto multi e inter-sectorial, de la gestión de los recursos hídricos.

Este modelo puede ser obtenido con la segunda orientación del modelo económico-financiero, que se dirige hacia el desarrollo integral de la cuenca hidrográfica. El problema de esta opción es la necesidad de creación



de entidades multi-sectoriales de gran porte que concursen por el espacio político y administrativo con las demás entidades públicas sectoriales que actúan en la cuenca. Esto dificulta muchas veces la articulación necesaria interinstitucional con usuarios y la comunidad.

### **Modelo Sistémico**

Se trata del modelo más moderno de la gestión de los recursos hídricos, objetivo estratégico de cualquier reformulación institucional y legal bien conducida. Él está fundamentado en la atribución de los derechos de propiedad de las aguas, por lo cual el Estado o los particulares, asumen su dominio, legalmente o para los efectos prácticos. En función de ese atributo de propiedad, dos directrices distintas de gestión son establecidas resultando en modelos específicos.

Cuando es admitida la propiedad privada de las aguas, son establecidos esquemas de regulación, asumidos necesariamente por el poder público, a manera de mediar con los intereses públicos y privados de uso, control y protección de las aguas. Son adoptados mercados de derechos de uso como forma de promoción de subarrendamiento más eficientes de ese recurso, con diferentes niveles de restricción, insertos vía regulación. Esa regulación es promovida por la adopción de instrumentos normativos y económicos. Estas son las características básicas de los sistemas de gestión de recursos hídricos del Reino Unido y de Chile, como será visto más adelante.

Cuando la propiedad de las aguas es pública, es establecido un sistema de gestión de recursos hídricos caracterizado por tres premisas:

La necesidad de descentralización de la gestión, a través de la cual el Estado, sin abrir mano del dominio sobre el agua, permite que su gestión sea realizada de forma compartida con la sociedad, mediante la participación de entidades especialmente implementadas.

Adopción de la planeación estratégica en la unidad de intervención de la cuenca hidrográfica, mediante la cual el gobierno, usuarios del agua y sociedad negocian el establecer metas de desarrollo sustentable entrelazadas con instrumentos para alcanzarlas.

La utilización de instrumentos normativos y económicos, similares a los adoptados en la situación de propiedad privada de las aguas, pero que se orientan al alcance de las metas de desarrollo sustentable establecidas en la planeación estratégica.

Estas dos directrices-marco, la propiedad privada o pública, se derivan de la constatación de que un bien estratégico como el agua, en la medida en que sea abundante, puede ser tratado como un bien libre. Esta situación prevalecía en el pasado, antes de que el uso del agua adoptará las proporciones que hoy presenta en las regiones más desarrolladas. Cuando se vuelve restringida, hay necesidad de establecer formas de control de esta apropiación, que solamente pueden ocurrir mediante la adopción del atributo de propiedad: comunitaria, pública o privada. La gestión mediante la propiedad comunitaria, a pesar de haber ocurrido y todavía ocurra en ciertas regiones del planeta, presenta dificultades de implementación en situaciones de gran complejidad como las que ofrecen regiones con gran desarrollo y complejos intereses sobre el agua, que extrapolan los espacios geográficos donde la actuación comunitaria sería más eficaz.

La gestión mediante el establecimiento de derechos de la propiedad privada y, consecuentemente, de la comercialización del agua, deja al mercado su control y su asignación. Debido a los diversos problemas de obtención de eficiencia social en este tipo de control privado, él debe sujetarse a la regulación estatal. De esta forma, el medio empresarial y los usuarios de las aguas se responsabilizan de la mayor parte de las acciones de

## **SECCIÓN VII. GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS**

planeación y de desarrollo basados en el uso de los recursos hídricos, por lo que el Estado únicamente le resta el establecimiento de restricciones sobre la vista del interés público.

En la gestión mediante la propiedad pública de las aguas, el Estado asume su dominio, como ocurrió constitucionalmente en Brasil, en función de la aceptación de que las premisas de la propiedad comunitaria son de difícil implementación y que la propiedad privada genera resultados insatisfactorios sobre el punto de vista público debido a las imperfecciones del mercado, aún cuando estén reglamentados.

### **Situaciones que se presentan bajo un régimen de propiedad privada de las aguas**

Los tipos de entidades creadas por este modelo son diversos. Podrá haber una única entidad de la cuenca, de carácter privado, que asume para efectos prácticos el dominio del agua, y la oferta para todos los usos y servicios demandados por el público, como en el modelo inglés analizado en párrafos ulteriores. Además existen un esquema más descentralizado, con diversas entidades adquiriendo y negociando derechos de uso del agua en el mercado, para uso propio o para provisión de servicios hídricos al público, como en Chile, situación que será también analizada más adelante.

Los modelos y entidades de la cuenca generados por este enfoque son relativamente más simples, a pesar de que pueden presentar mayor variabilidad que aquellos en que la propiedad es pública. Las formas de participación pública, esencialmente reguladas, también pueden variar, pero no huyen de las demandas básicas de reglamentación: protección ambiental, de protección a la salud pública, de calidad de los servicios hídricos, etc.

Los instrumentos normativos y económicos adoptados son, en esencia, el otorgamiento de los derechos de propiedad y el cobro por los servicios de regulación pública. El otorgamiento involucra desde los mecanismos iniciales de sub-arrendamiento de derechos de propiedad del agua, mediante cualquier criterio hasta la creación de diferentes clases de áreas de protección, donde la reglamentación buscará atender a las demandas ambientales o sociales que no sean automáticamente promovidas por la acción privada. Involucra también la protección de segmentos sociales carentes delante del ejercicio del poder económico. El cobro por el uso del agua (del usuario para el Estado) orienta la recaudación de recursos para que el Estado regulador pueda ejercer esa atribución y también al de protección de los segmentos sociales sin protección. Eso podrá determinar el cobro en la proporción del volumen del agua usada, o en la proporción de la renta generada por ese uso. Los recursos podrán ser aplicados en la fiscalización de los derechos de uso, en la transferencia de propiedad del agua, y en la atribución de subsidios al uso del agua socialmente relevantes que no posean capacidad de pago. Difiere, por lo tanto, del carácter del cobro realizado en mercados de agua, que son creados como instrumento motor del sistema de transferencia de derechos de uso, que tienen como uno de los objetivos el alcance de objetivos de sub-arrendamiento óptimo de ese recurso.

### **Situaciones que se presentan bajo un régimen de propiedad pública de las aguas**

Situación distinta sucede cuando el agua es de propiedad pública constitucionalmente, como en Brasil y en Francia para efectos prácticos. En este modelo las acciones de planeación y de desarrollo son coordinadas, con diversos grados de interferencia de la sociedad y de los usuarios del agua, por el Estado. Como la acción estatal es más presente, hay necesidad de una mayor formalidad en su ejecución, al contrario de lo que ocurre en el modelo anterior, en que las acciones son delegadas a los propietarios privados del agua.

Ante los problemas que un control estatal centralizado podría acarrear, los sistemas más modernos han adoptado el procedimiento de la descentralización participativa. En él, el Estado, a pesar de mantener el dominio y, por lo tanto, el control sobre el agua, descentraliza su gestión permitiendo la participación de la sociedad y de los usuarios del agua a través de entidades especialmente implementadas. Por lo tanto, es establecida una concepción sistémica, en la forma de una matriz institucional de gestión, responsable por la ejecución de funciones gerenciales específicas y por la adopción de dos instrumentos:

Planeación estratégica por cuenca hidrográfica: basado en el estudio de escenarios alternativos futuros, negociando el establecimiento de metas alternativas específicas de desarrollo sustentable (crecimiento económico, equidad social y sustentabilidad ambiental) en el ámbito de una cuenca hidrográfica. Vinculados a estas metas son definidos plazos para concretizar, medios financieros y los instrumentos legales requeridos.

La toma de decisiones a través de deliberaciones multilaterales y descentralizadas: implementación de negociación social, basada en la constitución de un Organismo de Cuenca Hidrográfica, en el cual participen representantes de instituciones públicas, privadas, usuarios, comunidades y de clases políticas y empresariales que actúan en la cuenca. Ese organismo tiene así asegurado el análisis y aprobación de una parte relevante de los planes y programas de inversión vinculados al desarrollo de la cuenca, permitiendo el cotejo de los beneficios y costos correspondientes a las diferentes alternativas.

En lo que se refiere a la planeación estratégica por cuenca hidrográfica, debe ser entendida que los intereses de uso, control y protección de las aguas provienen de diversos sectores. Hay necesidad de ser conocidos, o por lo menos manejar algunas hipótesis, los diversos planes sectoriales de largo plazo, cuantificando y jerarquizando las intenciones de uso, control y protección de forma que sea posible la elaboración de un plan multi sectorial de largo plazo, que buscará articular los intereses entre sí y éstos con las disponibilidades de los recursos hídricos. Como en la planeación de largo plazo no existe la posibilidad de obtención de previsiones confiables, se establece la necesidad de formulación de escenarios alternativos de uso, control y protección de las aguas que servirán de base para los planes sectoriales. No es conveniente establecer un escenario único, porque pueden ocurrir varios problemas no previstos. En una sociedad, demandas y valores cambian, por lo que no será encontrada fácilmente una solución final para los problemas. La planeación debe ser un proceso continuo de juicios y decisiones para atender a las nuevas situaciones en un futuro, por lo general, incierto.

La planeación estratégica contrasta con los programas circunstanciales del modelo económico financiero por considerar unificados los problemas de desarrollo (crecimiento económico, equidad social y sustentabilidad ambiental) de la cuenca en el largo plazo. Como consecuencia, son previstos los programas de estímulo económico y los instrumentos legales requeridos para la atención de las demandas económicas, sociales y ambientales.

El segundo instrumento prevé el establecimiento de una forma de negociación social en el ámbito de la unidad de planeación formada por la cuenca hidrográfica. Esa negociación no es preconizada nada más como una forma de democratizar la gestión de recursos hídricos. Su finalidad viene de dos constataciones importantes que se constituyen en grandes dificultades para una gestión eficiente: la multiplicidad de intereses en juego y la eficacia del sistema legal:

### *a) Dificultades de lidiar con la multiplicidad de intereses*

El uso y la protección de las aguas son promovidos por un gran número de entidades de carácter público o privado. Cuando la apropiación de las aguas alcanza un nivel cercano al de su disposición cualitativa y cuantitativa,

## SECCIÓN VII. GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

surgen los conflictos que involucran diversas entidades, así como por los usos sectoriales y locales de la cuenca. Esto se agrava en presencia de la degradación. La solución de estos conflictos es difícil, aún existiendo entidades gestoras responsables de esta tarea. Por la vía de reglas, ella tendrá innumerables atribuciones que dificultan su pleno ejercicio por falta de personal, tiempo o canales de comunicación e, inclusive, conocimiento pleno de la naturaleza de los problemas. No obstante, será requerida de ella la toma de decisiones críticas, pues involucran la restricción a la atención de intereses, lo que puede dar margen a litigios políticos y legales. El resultado es que no siempre la solución que promueve la mayor satisfacción social, a corto y a largo plazo, será adoptada. En ciertos casos, ninguna solución es tomada ante la complejidad del problema, dejando que "los conflictos se resuelvan por sí mismos", lo que acarrea grandes daños sociales y ambientales.

La constitución de un Organismo de Cuenca Hidrográfica con la participación de la sociedad, usuarios y Estado orienta la promoción de una negociación social a través de la formación de un foro, en el cual todos los interesados puedan exponer sus intereses y discutirlos de forma transparente y democrática. El poder público debe efectivamente asumir la propiedad de los recursos hídricos y establecer controles sobre su uso, de acuerdo con la premisa básica de ese modelo. Sin embargo, la gestión de recursos hídricos es compleja e involucra diversos intereses en conflicto. Al ser así, el poder público, sin abdicar a su papel de gestor y coordinador, debe reconocer la necesidad de promover una descentralización de la gestión, permitiendo la intervención de los representantes de los diversos segmentos interesados. De acuerdo con Tonet y Lopes (1994):

las formas de participación tienen su origen en el incremento de la toma de conciencia de que la dirección y la influencia para la obtención de objetivos comunitarios depende de la forma como el poder es utilizado y de la manera como son tratados los conflictos de interés. Surgen, por un lado, como aspiración democrática de la sociedad, que despacio viene acentuando sus prácticas en ese sentido. Por otro lado, surge como estrategia para aumentar la eficacia y la efectividad en la gerencia. Ello porque, al permitir involucrar a los interesados en todas las etapas del proceso de búsqueda de objetivos, existe la mayor probabilidad de hacer ocurrir los resultados esperados y de atender las expectativas de los actores.

Esta intervención da viabilidad al establecimiento de la decisión que, en la visión de la mayoría de los participantes del Organismo de la Cuenca, mejor atiende a sus intereses, con las limitaciones impuestas por el poder público para cumplir con los intereses más amplios y prioritarios del Municipio, del Estado, de la Nación o de las futuras generaciones.

### *b) Dificultades para volver eficaz el sistema legal*

Otra constatación surge de una reflexión acerca de las causas de la quiebra de los modelos históricamente adoptados para la gestión de los recursos hídricos. Una de ellas es que, como es dicho popularmente, "las leyes muchas veces no funcionan", o sea, a pesar de existir, no siempre son acatadas y las entidades con poderes para implementarlas no quieren o no tienen condiciones operacionales para evitarlo. Existen dos formas de corregir este problema. Una es reforzar el poder de la policía de las entidades responsables, lo que exige grandes inversiones en personal y equipos, así como la toma de medidas coercitivas criticadas y de difícil sustentación política. Muchas veces, se vuelve la principal causa de derrumbamiento de estos modelos, imaginándose que los problemas serían solucionados por nuevas imposiciones legales. Otra, más racional, es hacer que los agentes entiendan las razones de la existencia de las leyes y de qué forma sus infracciones podrán afectar el bienestar de las generaciones presentes y futuras. La constitución de un Organismo de la Cuenca que prevea la participación de los usuarios del agua y de la sociedad, con atribuciones en la gestión de sus recursos hídricos, es una de las formas de obtenerse esta comprensión, haciendo que cada participante controle su propia

actuación, impidiendo la actuación antisocial de otros y reforzando la actuación de las entidades con atribuciones de control, con miras al bienestar común.

La tercera clase de instrumentos, los normativos y económicos, persiguen en sus aplicaciones objetivos más amplios que aquellos que son perseguidos en el abordaje en que es admitida la propiedad privada de las aguas. La autorización es un instrumento a discreción que el poder público, que detenta el dominio de las aguas, dispone para promover el uso adecuado sobre el punto de vista de la sociedad como un todo, limitando, por un lado, los poderes deliberativos de los Organismos de la Cuenca. Por otro lado, al fundamentarse los criterios de otorgamiento en los intereses de este mismo organismo, se permite la adopción de un instrumento de racionalización del uso del agua, cuando otros mecanismos de inducción no funcionan. Finalmente, hay la adopción de instrumentos que actúan sobre el mercado:

- El cobro por el uso de los recursos hídricos, incluido allí el vertido de residuos en los cuerpos del agua.

Este instrumento puede ser usado para generar recursos para inversiones en la cuenca, primordialmente, y para estimular el uso socialmente adecuado del agua, en carácter complementario, siendo una aplicación de los principios contaminador-pagador o usuario-pagador.

- División de costo de las obras de interés común entre sus beneficiarios

Se trata de otra cara del instrumento anterior, que conjuga el carácter financiero con la promoción de la justicia fiscal, imponiendo el costo de una obra a los beneficiarios directos. Es necesario entender que la gestión de recursos hídricos incluye inversiones de grandes cantidades. Ellos se dirigen a medidas estructurales, tales como depósitos, sistemas de abastecimiento y de drenajes, de irrigación, creación y fiscalización de reservas, etc. Y también a medidas no estructurales orientadas a la búsqueda de la gestión propiamente dicha, en la forma de operación de entidades debidamente equipadas de personal y material, promoción de programas de extensión rural y educación comunitaria, etc. No se puede pretender que toda la sociedad pague por eso a través de impuestos, pero que la parcela sustancial de los recursos financieros sea generada en la propia cuenca, donde se encuentran los beneficiarios directos de las inversiones. Dos de las formas de generación de recursos financieros son: el cobro por el uso de los recursos hídricos y, más directamente, la división de las obras de interés común entre sus beneficiarios. La ejecución de estos instrumentos de participación financiera en las inversiones puede ser facilitada en la medida que su establecimiento y aplicación sean realizados con amplia participación de los involucrados. Esta es una más de las justificaciones para la creación de los Organismos de la Cuenca y ocurre en la línea del principio "no taxation without representation" (ninguna tasa impuesta sin representación) que orientó la creación de los parlamentos en las democracias modernas.

La cuestión del cobro por el uso de los recursos hídricos de la propiedad pública muchas veces causa violentas, cuando no desenfrenadas, manifestaciones de grupos o personas que alegan que "el Estado ya cobra demasiados impuestos para lo que devuelve a la sociedad". Se entiende este cobro más como una forma de aumento de impuesto, y por ello su rechazo de forma enfática. Este instrumento podría ser parte de las recomendaciones de discursos neoliberales que fundamentan estas reacciones. La idea subyacente es que la cuenca debe generar los recursos financieros para sus propias inversiones, así como se hace en el pago de administración de condóminos de un edificio. Como no existe comida gratuita, la alternativa al cobro es el financiamiento de las inversiones justamente por los impuestos que serían cobrados a toda la sociedad y no a aquel segmento directamente beneficiado, que se inserta en la cuenca. Esto podrá, inclusive, reforzar los

## SECCIÓN VII. GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

argumentos referentes a la necesidad de disminución de impuestos, pues sería establecido un instrumento de recaudación alternativo que tiene la ventaja de poder ser controlado por los propios pagadores a través de la actuación del Organismo de la Cuenca. En las cuencas sin capacidad de pago, habría todavía la necesidad de buscarse en los impuestos pagados por toda la sociedad sus fuentes de financiamiento. En cualquier cuenca, la atención a intereses de segmentos sociales carentes, o bien, la preservación ambiental podrá ser sustentada por impuestos, a través de subsidios directos. En estos casos, habría la legitimación de esta alternativa por estar comulgada con objetivos de equidad social, como los de reducción de diferencias regionales, establecimiento de polos alternativos de desarrollo, ampliación de la frontera agrícola, mejora de la distribución de ingresos, etc.

En resumen, los instrumentos comentados facultan el compromiso consciente de la sociedad y de los usuarios de los recursos hídricos con los planes, programas e instrumentos legales necesarios para el desarrollo de la cuenca hidrográfica. Es creada una voluntad política regional, que junto con la generación de recursos financieros, se vuelve el vector más relevante del éxito de la administración pública en la promoción del uso y protección de las aguas y por ende del ecosistema.

# Capítulo VII.2. Organismos de cuenca

## **Organismos de cuenca**

Dos tipos generales de Organismos de Cuenca pueden ser identificados: aquellos con actuación regional, sin vinculaciones con un sistema de gestión de recursos hídricos, nacional o regionalmente homogéneo, y aquellos que integran un sistema con esas características. Algunos de ellos, especialmente los del segundo tipo, han sido usados como referencia para las reformulaciones de los sistemas de gestión de recursos hídricos en diversos países. Estos últimos organismos serán analizados en este texto, teniendo por base las reformulaciones en los sistemas de cuatro países: Francia, Reino Unido, Chile y Brasil.

Actualmente, los Organismos de Cuenca prevén la participación de los usuarios del agua y de la sociedad. Esta participación surge de la comprobación de que siendo una organización un sistema abierto, lo que en ella ocurre depende y resulta de lo que ocurre en el ambiente. Debe ser por lo tanto enfatizado el ambiente en que se inserta la organización, y como sus necesidades mutantes y diversificadas actúan sobre la dinámica de la misma, y el resultado de la red de relaciones formadas como consecuencia de las demandas surgidas y de las respuestas emitidas. Nada es fijo, todo es relativo y, por esto, lleva a la valorización del papel de la negociación social en la gestión de recursos hídricos, previendo la creación de instancias específicas -los Organismos de Cuenca- para realizarlo, a través de la participación de todos los segmentos sociales interesados.

## **Organismos de cuenca en ambitos regionales**

Estos organismos fueron los primeros en ser creados para la solución de problemas de cuencas hidrográficas específicas, sin integrarse a un sistema de gestión de recursos hídricos homogéneo, en el ámbito nacional. Ellos presentan varias estructuras y atribuciones, y deben ser analizados caso por caso.

## **Asociaciones alemanas de cuenca**

Uno de los ejemplos más antiguos de Organismos de Cuenca son Asociaciones de la Cuenca en Alemania, como la del Río Ruhr, establecidas en el inicio del siglo XX. Ellas surgieron de una concepción adoptada por el Kaiser Guillermo II quien preconizaba que los asuntos de recursos hídricos deberían ser resueltos por cuenta de sus propios usuarios, responsabilizando al Gobierno nada más el establecimiento de las normas y directrices, de carácter reglamentario, destinadas a ordenar y asegurar el buen ordenamiento de las soluciones. Sus razones de existencia fue la administración del agua, energía y de la contaminación hídrica en regiones densamente pobladas y/o industrializadas. Estas asociaciones son formadas por unidades locales del gobierno y por corporaciones privadas que usan de diversas formas las instalaciones fluviales. Sus recursos financieros provienen de los propios miembros, arrendamientos del gobierno y prestamos. La dirección es ejercida por una Asamblea

## **SECCIÓN VII. GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS**

de Representantes electos por los propios usuarios, por un Consejo de Directores para la conducción de las tareas rutinarias y representación de la Asociación, y por un Congreso de Apelación, al cual son remitidos recursos.

Estos organismos no cuentan con gran autonomía. El Estado ejerce una regulación detallada de sus actuaciones, debiendo ser aprobados por todos los proyectos nuevos y las regulaciones de la operación y el uso de proyectos existentes. No obstante, esta restricción pueden asumir, aunque sea parcialmente, atribuciones normativas, deliberativas y ejecutivas.

### **Compañía Nacional del Ródano, Francia**

La Compañía nacional del Ródano fue creada en 1933 para la administración de proyectos de energía, irrigación y navegación de aquel río, en su parte francesa. Se trata de una compañía por acciones en la cual tienen participación entidades públicas interesadas en el desarrollo del Ródano y cámaras de comercio representando intereses privados. La interferencia gubernamental es grande, siendo ejercida por la indicación de la mayoría de los miembros de su consejo director.

### **Superintendencias de las cuencas hidrográficas**

La entidad más conocida, y que fue pionera de esta clase de organismos de cuenca, fue la Tennessee Valley Authority (TVA), creada en 1933. Su ejemplo orientó la implantación de entidades similares en varios países.

El principio que llevó la creación de este tipo de organismo de la cuenca fue la promoción del desarrollo del uso de algunos recursos ambientales, particularmente agua y suelo, adoptando la cuenca hidrográfica como la unidad espacial de planeación. Son entidades públicas con poderes para planear, construir y operar proyectos con múltiples propósitos, vinculados a los recursos ambientales de interés, y alcanzar metas de desarrollo económico y social. Por lo tanto, tienen atribuciones normativas, deliberativas y ejecutivas.

Elas acostumbran tener una gran autonomía, teniendo fuentes de financiamiento específicas en el presupuesto del gobierno las que se subordinan. Debido a esto y a las atribuciones ejecutivas que poseen, existen dificultades de sus inserciones en modelos sistémicos de gestión de recursos hídricos, en los cuales diferentes entidades comparten atribuciones y se articulan para las deliberaciones. Eso representaría una gran pérdida de poderes, lo que acostumbra ocasionar grandes y prolongadas contiendas institucionales y jurídicas. Esto también dificulta su integración con otras entidades gubernamentales con atribuciones ejecutivas en la gestión de recursos hídricos, o con entidades políticas con nivel jerárquico inferior, y con las asociaciones de usuarios o comunidades. Cuando las superintendencias son colocadas en el vacío de iniciativas orientadas a la creación de Organismos de la Cuenca que prevean la participación de la sociedad, las propuestas, cuando sean implementadas, usualmente no consiguen esconder la visión autoritaria y asistencialista que las impregna, manifestadas a través de las grandes limitaciones que le son impuestas a estos colegiados.

### **Organismos de cuenca insertos en sistemas nacionales o regionales de gestión de recursos hídricos**

Estos organismos han sido implantados exprofeso, o adaptados de entidades ya existentes, en diversas reformas de Sistemas Nacionales de Gestión de Recursos Hídricos. Aquí serán presentados dos modelos que comúnmente han sido adoptados: el francés y el inglés. El primero está inserto en un enfoque de propiedad pública de las aguas. El segundo, en un enfoque de propiedad privada. Adaptaciones de estos modelos han sido realizadas en



diversos países, para adecuarlos a las condiciones institucionales vigentes. Dos experiencias son destacadas: la de Brasil, que adaptó el modelo francés, y el de Chile, cuyo sistema de gestión es apoyado en mercados del agua. En todos los casos, será verificada la validez de las condiciones y las tradiciones institucionales locales, haciendo que los modelos incorporados se adapten de mejor forma a sus realidades.

### **Francia: Organismos de cuenca en un sistema de descentralización participativa de las aguas sobre el dominio público en nivel jurisdiccional único**

El ejemplo francés es relevante por inspirar buena parte de los perfeccionamientos propuestos en la gestión de recursos hídricos en varios países. Francia trató de regular, desde el final del siglo pasado, los problemas de recursos hídricos a través de un Código de Aguas, un Código Forestal, un Código de Pesca y una infinidad de reglamentaciones derivadas y ad hoc. Debido a las fallas de este tipo de enfoque burocrático, este sistema legislativo no impidió que en el inicio de la década de los sesenta, debido al inmenso desarrollo de la post-guerra, los ríos franceses presentasen una gran degradación. La contaminación industrial anual, por ejemplo, creció 5% al año en el periodo de 1945 a 1974 (PRIME, 1996)

Frente a ello, el 16 de diciembre de 1964 fue promulgada la Ley de Aguas, la cual, sin modificar propiamente los dispositivos legales pasados, dio un sentido de conjunto a la acción del Estado. Esta ley francesa, al lado de sus normas, decretos y reglamentos, demostró que es posible tener un Estado fuerte en el sector, sin estructuras administrativas gigantescas.

El sistema francés opera en dos niveles. En un primer nivel, el territorio francés fue dividido en seis regiones hidrográficas (cuencas):

- Adour-Garonne: cuencas del río Garonne y ríos que tienen su desembocadura en la costa Sudoeste francesa.
- Artois-Picardie: cuencas del río Somme y ríos de la región de Flandes.
- Loire-Bretagne: cuencas del río Loire y ríos que tienen su desembocadura en la costa bretona.
- Rhin-Meuse: cuencas de los ríos Rhin, Sarre, Moselle y Meuse.

Rhône-Méditerranée-Corse: cuencas del río Rhône y ríos que tienen desembocadura en la costa del Mediterráneo.

- Seine-Normandie: cuenca del Seine y ríos que tienen desembocadura en la costa de Normandía.

En cada una de las cuencas hay un conjunto de tres elementos que actúan entre sí: los colectivos locales, el comité de cuenca y las agencias de agua.

#### *Los colectivos locales*

Organizadas en comunas, regiones y departamentos localizados en la cuenca. Son los agentes principales de las intervenciones en la cuenca hidrográfica. Participan de las deliberaciones de los organismos de cuenca, por medio de representantes.

#### *El comité de cuenca*

Se trata de un organismo de cuenca colegiado que tiene la prerrogativa de un verdadero parlamento de aguas, debiendo ser consultado sobre las grandes opciones de la política de recursos hídricos en la cuenca. En

## SECCIÓN VII. GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

particular, debe aprobar el programa quinquenal de inversiones y los valores a ser cobrados por el uso del agua (redevances). Este está constituido por tres colegios:

### *Colegio de los elegidos. Representantes de los colectivos locales de la cuenca.*

Colegio de los usuarios del agua, de expertos y de los medios socio-profesionales. Representando las diferentes categorías de usuarios (industria, agricultura, pescadores, acuicultura, turismo, hidroeléctricas, compañías de abastecimiento de agua potable, diferentes consumidores de agua, asociaciones de protección a la naturaleza, etc.), de personas con amplios conocimientos del asunto y de medios profesionales y representantes de la sociedad.

Colegio de los representantes del Estado. Representando a los ministerios involucrados en las cuestiones del agua, como el de medio ambiente, agricultura, salud, industria, transporte, equipos, mar, economía y finanzas.

La composición de los diversos comités de cuenca en 1988 es proporcionada en la tabla VII.2.1 y figura VII.2.1.

### *Las agencias de agua*

Creadas en cada región hidrográfica, tienen como misión la aportación de financiamiento a los emprendedores públicos y privados con la finalidad de ejecución de obras y estudios de interés común en la cuenca. Ellas son establecidas por el gobierno central, dotadas de personalidad civil y de autonomía financiera, siendo colocadas bajo la tutela del Ministerio del Ambiente.

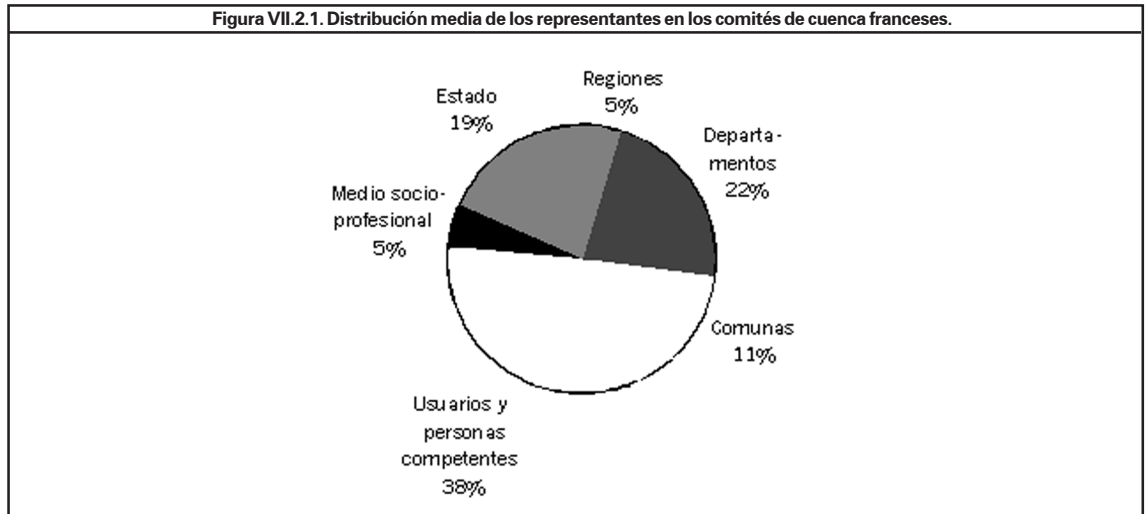
El consejo de administración de la agencia es constituido como un pequeño extracto del comité, con tres colegios elegidos representando a las comunidades locales (8), los usuarios (8), los ministerios (8), a través de empleados del Estado, y los empleados de la Agencia (1) (OIEAU, 1998). Los dos primeros son electos por los colegios correspondientes del comité. La mayor parte de las negociaciones relacionadas con las políticas de las aguas son tratadas por este consejo. Al comité son llevadas las grandes interrogantes, suficientemente detalladas y depuradas en el consejo, para su inmediata deliberación.

**Tabla VII.2.1. Composición de los comités de cuenca en Francia.**

Regiones hidrográficas	Participación						
	Electos			Usuarios, personas competentes y medios socio-profesionales		Representantes del Estado	
	Regiones	Departamentos	Comunas	Usuarios y personas competentes	Medio socio-profesional	Estado	Total
Adour-Garonne	6	20	12	38	6	19	101
Artois-Picardie	3	17	9	29	2	15	75
Loire-Bretagne	8	29	12	49	8	23	129
Rhin-Meuse	3	16	7	26	3	15	70
Rhône-Méditerranée-Corse	6	29	13	48	6	22	124
Seine-Normandie	7	26	12	45	7	21	118
Total	33	137	65	235	32	115	617
Promedio por clase	5.5	22.8	10.8	39.2	5.3	19.2	102.8
% clase	5.3%	22.2%	10.5%	38.1%	5.2%	18.6%	100%
Media por colegio	39.2			44.5		19.2	102.8
% colegio	38%			43%		19%	100%

Fuente: Republique Francaise, 2000.

Figura VII.2.1. Distribución media de los representantes en los comités de cuenca franceses.



Las agencias del agua no tienen carácter ejecutivo, en el sentido de responsabilizarse por la ejecución o contratación de las obras. Ellas, por su parte, no substituyen las colectividades locales, las empresas o las entidades responsables por la ejecución de obras y de inversiones. Ellas tampoco disponen de poder policíaco para la regulación de los diversos dominios del agua (derivación, arrojamientos, salud, hidroelectricidad, etc.), es la administración del Estado que asume estos papeles. Por ejemplo, la agencia no puede imponer a una industria la construcción de una estación de tratamiento de aguas residuales.

Los recursos para el funcionamiento de las agencias (salarios del personal, edificios y gastos diversos) y los estudios de interés general desarrollados por ella, incluyendo redes de monitoreo, etc., son incluidos en la firma de los programas de intervención y financiados por el cobro por el uso del agua. Los ingresos de las agencias vienen exclusivamente de este cobro -ellas no reciben ningún apoyo financiero del Estado. En promedio, 7% de los recursos obtenidos por el cobro son usados para mantenerlas en operación y para la realización de sus estudios. El monto restante es distribuido en forma de préstamo o ayudas.

#### *Dinámica de actuación*

La figura VII.2.2 resume la dinámica de este sistema. El proceso es iniciado con el comité de cuenca estableciendo objetivos de calidad y de cantidad de agua que deberían ser alcanzados a lo largo de los años, con la asistencia de la agencia y orientado por los principales programas e intereses fijados por las comunidades locales. Como consecuencia, la Agencia de agua realiza estudios técnicos y económicos identificando "puntos negros", o sea, lugares donde los patrones de calidad están más retirados de aquellos previstos, y propone:

- a) las acciones (estudios y obras) a ser amparados por la agencia;
- b) las tasas y condiciones diversas de atribuciones de los apoyos financieros, incluyendo subsidios y premios por depuración;
- c) consecuente volumen de gastos y de ingresos;
- d) y, finalmente, el valor del cobro por el uso del agua (redevance).

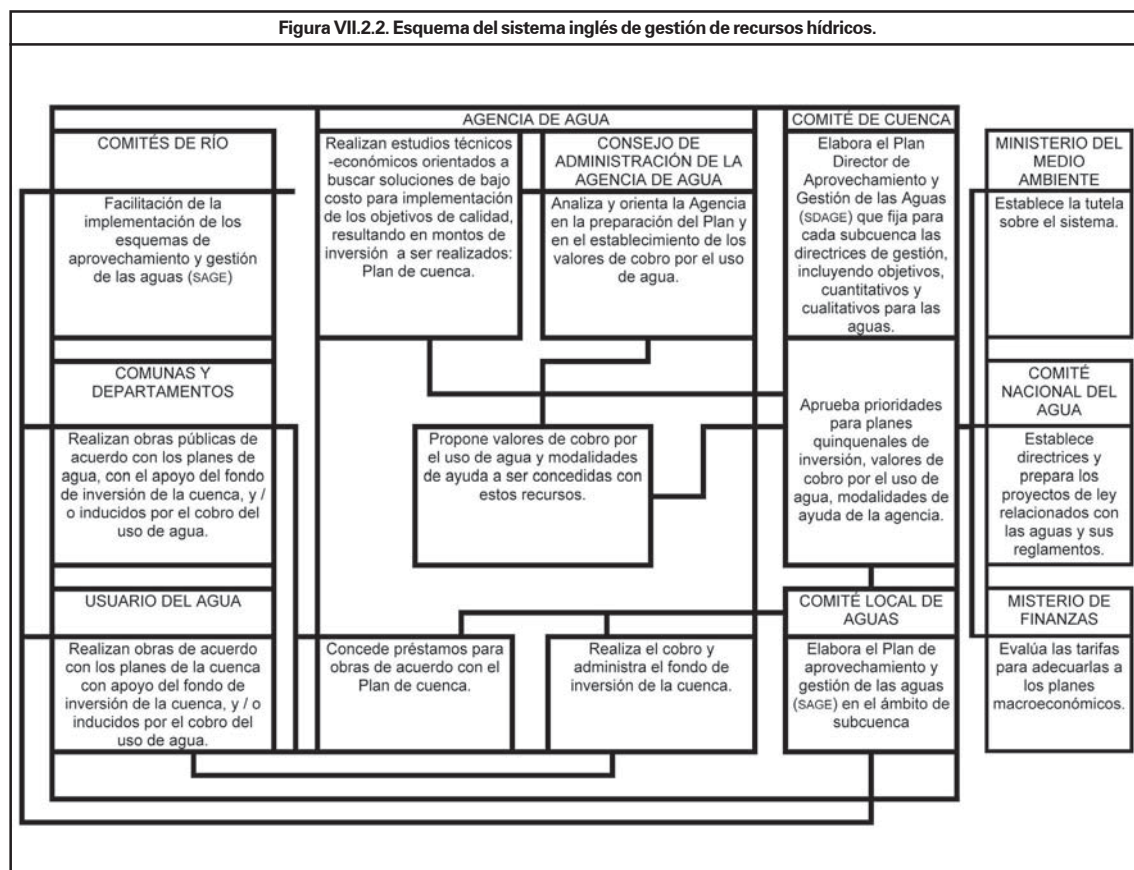
## SECCIÓN VII. GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

Los apoyos y valores de cobro deben reflejar las prioridades de la cuenca en la gestión y protección de las aguas. El volumen de intervenciones depende de la cantidad de trabajo que debe y que puede ser realizado por los emprendedores. En la práctica, la agencia ayuda financieramente a las comunidades locales y a los usuarios del agua, en especial a las industrias y a los agricultores, a ejecutar los estudios y obras en sus dominios, tales como:

- a) Gestión y movilización de los recursos hídricos: depósitos, canales, protección de los manantiales, plantas de tratamiento del agua, etc.
- b) Control de la contaminación: redes y plantas de tratamiento de aguas residuales, reconversión industrial, prevención de contaminación accidental, etc.
- c) Protección y recuperación de las aguas.

El Comité de la Cuenca analiza, discute, solicita modificaciones y finalmente aprueba el plan quinquenal de intervenciones y los respectivos valores a ser cobrados por el uso del agua. En esta fase es realizado el cotejo entre el costo de la solución y su efectividad, posibilitando la reevaluación de los escenarios establecidos.

Figura VII.2.2. Esquema del sistema inglés de gestión de recursos hídricos.



En un segundo y más elevado nivel, el Estado monitorea las fuentes contaminantes y/o consumidoras y la calidad de las aguas, vigilando para que la mejora de la calidad sea continua. En esta función, reacciona a través del Comité Nacional de Aguas, presidido por un parlamentario e integrado por representantes de la Asamblea Nacional y del Senado, así como de instituciones y federaciones nacionales relacionadas a los recursos hídricos, siendo el organismo consultivo sobre las directrices generales de la política nacional de las aguas y sobre los proyectos legislativos y sus reglamentaciones. Adicionalmente, el Ministerio del Medio Ambiente (Servicio del Agua), ejerce la tutela sobre las Agencias de Agua y los Comités de Cuenca de las seis regiones hidrográficas francesas. El Ministerio de Salud Pública regula la calidad del agua potable y, el Ministerio de Economía y Finanzas regula el nivel de las tarifas del agua, teniendo en cuenta la política monetaria y fiscal.

A pesar de que las cuestiones más generales concernientes al ambiente y al uso múltiple de los recursos hídricos sean controladas por el Gobierno Central, el control directo sobre la ejecución de los servicios es altamente descentralizado en cerca de 36 mil autoridades locales y comunas, que pueden organizarse en asociaciones. Esto crea un mercado altamente competitivo y oligopolizado para la prestación de servicios de abastecimiento del agua y alcantarillado sanitario, dominado por cuatro grandes empresas privadas (75% del abastecimiento y 32% del alcantarillado), algunas de las cuales se volvieron transnacionales.

Se trata, por lo tanto, de un sistema regido por el gobierno central, en lo que concierne a las grandes directrices, supervisa regionalmente en el ámbito de las regiones hidrográficas por los Organismos de Cuenca, en la forma de Comités Colegiados, auxiliados técnica y financieramente por las Agencias del Agua y descentralizado por la actuación de las regiones, departamentos y comunas que ejecutan las acciones de interés local, directamente o por contrato.

### *La Ley de las Aguas del 3 de enero de 1992*

Esta ley se perfeccionó y descentralizó del sistema previendo un proceso de planeación que es coordinado por un Plan Director de Aprovechamiento y Gestión de las Aguas, el SDAGE (Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux), que fija los objetivos generales de utilización y de protección cuantitativa y cualitativa de los recursos hídricos superficiales y subterráneos, así como de preservación de los ecosistemas acuáticos, los cuales son aprobados por los comités. Estos planes pueden indicar las subcuentas que merecerán estudios de mayor detalle, los cuales serán realizados por los Planes de Aprovechamiento y Gestión de las Aguas, los SAGEs (Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux), con las directrices y orientaciones del SDAGE.

Los SAGEs son preparados por las comisiones locales de agua, CLE (Commissions Locales de l'Eau), creadas específicamente para esto y representando a las partes interesadas. Estas CLE reúnen a los diferentes usuarios del agua y habitantes ribereños alrededor de un proyecto de satisfacción de los intereses y demandas comunes y colectivas, sin impactar, de forma irreversible, al agua y a los ecosistemas acuáticos. Un detalle interesante es que las CLE, y los correspondientes SAGEs, pueden ser creados tanto por indicación de un SDAGE como por el árbitro de las comunidades locales de una subcuenca. Estos SAGEs promueven, por lo tanto, la descentralización de actividades.

Otro organismo, más reciente, es el Comité del río (Comité de la Rivière) que se reúne en un compromiso tácito de mejoras de las aguas. Los habitantes (stakeholders) de una pequeña cuenca se organizan para realizar intervenciones conjuntas, facilitando la implementación de los SAGEs.

## SECCIÓN VII. GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

### **Inglaterra y país de gales: Organismos de la cuenca en un sistema de privatización centralizada**

Este sistema resultó de la reformulación de organización realizada en 1973, proseguida en 1983 y en 1989. Un Consejo Nacional de Aguas fue instituido para establecer la estrategia general del uso de los recursos hídricos, siendo compuesto por las secretarías de Estado para el Medio Ambiente, Ministerio de Agricultura, Pesca y Abastecimiento y por representaciones de las diez superintendencias hídricas (Water Authorities), Organismos de Cuenca que abarcan todo el territorio.

Estas superintendencias poseían responsabilidades amplias, englobando el uso, control y la conservación de los recursos hídricos. Ellas controlaban o ejecutaban de forma acumulativa el otorgamiento de las aguas (cantidad y calidad), las intervenciones en las cuencas hidrográficas, en la forma de inversiones en la infraestructura hídrica, y a la mayoría de las administraciones de los usos sectoriales del agua, con énfasis principalmente en el abastecimiento del agua y drenaje sanitario. Esto centralizó las acciones ejecutivas, quedando estas superintendencias como responsables por el patrimonio, por la construcción, operación y manutención de casi todas las obras hidráulicas en la cuenca.

Para dirigir cada una de ellas, fue previsto un Consejo de Administración formado por representantes de las comunidades, de las industrias y de los gobiernos locales y centrales. El consejo poseía autonomía financiera, teniendo como fuente principal de ingreso el cobro por el uso del agua y es técnico administrativo, por fuerza de la actuación de un cuerpo técnico, el gerencial expresivo. Por ejemplo, la Severn Trent Water Authority empleaba en 1980 cerca de diez mil personas.

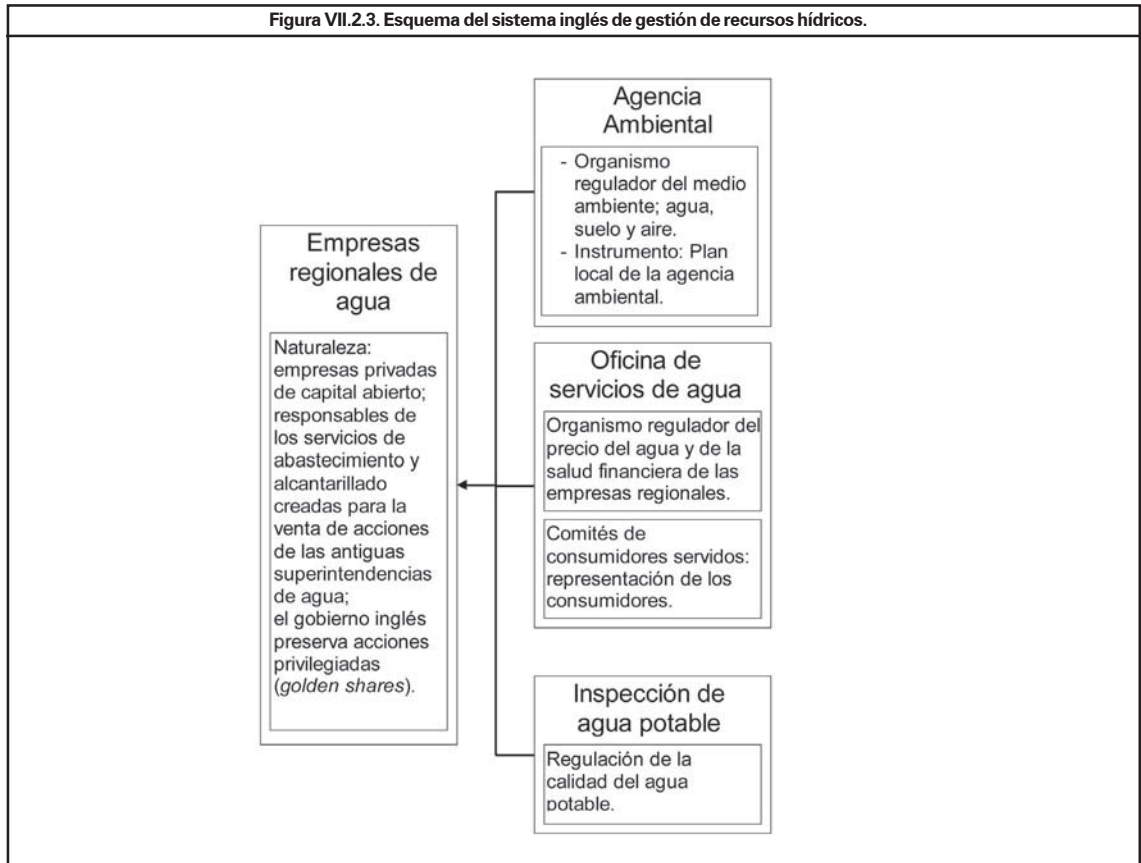
En la reformulación de 1983 se concluye que las superintendencias hídricas habían adquirido suficiente madurez para prescindir de un Consejo Nacional de Aguas. El diálogo entre las secretarías y las superintendencias podrían ser establecidas de forma directa, sin intermediarios. Se completó así la centralización de la gestión de los recursos hídricos en el ámbito de cada una de las diez regiones hidrográficas, a través de los organismos de cuenca formados por las superintendencias hídricas.

La implantación de estas superintendencias, a partir de 1973, ocasionó un cambio profundo de la administración anterior, incluyendo la absorción de cerca de 1,200 servicios municipales de agua y alcantarillado. Esta drástica modificación de la estructura institucional vigente parece ser viable únicamente en situaciones en que las entidades existentes son de pequeño porte, generalmente limitadas a la actuación local, sin gran poder político regional o nacional.

En la reforma de 1989, promovida por el gobierno de la primera ministra Margaret Thatcher, las diez superintendencias hídricas fueron privatizadas de una sola vez, a través de la oferta de acciones al público, volviéndose empresas privadas de capital abierto. El Estado se quedó con la posesión de acciones privilegiadas (golden shares), con más valor simbólico y menos poder de veto sobre las decisiones de la asamblea de accionistas. Se separó también la operación de las actividades de suspensión hídrica y de alcantarillado sanitario privatizadas de la regulación de estos servicios, que fue mantenida como función del Estado. Para esto fue creada la Superintendencia Nacional de Ríos (National Rivers Authority-NRA) como guardián de las aguas, organismo regulador de los servicios públicos relacionados con las aguas, incluyendo: recursos hídricos; calidad del agua costera e interiores; defensa contra inundaciones; salmón y peces de agua dulce; recreación hídrica y, en algunas regiones, navegación.

Además de estas atribuciones, el NRA asumió funciones en la conservación, redistribución e incremento de la disponibilidad de recursos hídricos y la conservación del ambiente natural, buscando oportunidades para su mejora, siempre y cuando sea posible (Summerton, 1996).

Figura VII.2.3. Esquema del sistema inglés de gestión de recursos hídricos.



El 1 de abril de 1996, después de la aprobación de la Ley Ambiental de 1995, el NRA se volvió la Agencia Ambiental, extendiendo su actuación a todo el ambiente. Esto volvió su actuación más racional, al integrar la gestión del aire, suelo y agua, de acuerdo con lo que la figura VII.2.3 esquematiza.

Esta actuación es subsidiada por lo que antiguamente era denominado Plan de Gestión de la Cuenca Hidrográfica (Catchment Management Plan) y que será transformado en los Planes Locales de la Agencia Ambiental (Local Environment Agency Plans-LEAP) que considerará el ambiente como un todo. En estos planes aún es considerada la cuenca hidrográfica como una unidad de planeación, y las siguientes actividades serán integradas:

- Evaluación de los recursos, usos y actividades antrópicas en la cuenca hidrográfica.
- Consultas con otros organismos y la colectividad sobre temas a ser considerados.
- Establecimiento de una visión estratégica para el plan de la cuenca hidrográfica.
- Balance entre los usos en conflicto y la disponibilidad de recursos.
- Identificación de acciones necesarias a ser tomadas por la Agencia Ambiental y otras entidades.

## SECCIÓN VII. GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

- f) Asegurar que existan objetivos ambientales claros para estas acciones y que los progresos resultantes sean debidamente monitoreados.
- g) Previsión de planeación efectiva para anticipar daños ambientales futuros.
- h) Previsión de soluciones duraderas para los problemas ambientales existentes.

Los planes de la cuenca hidrográfica no tienen la fuerza legal. Sin embargo, en el Reino Unido, las autoridades públicas tienen el deber legal de tener en consideración a todos los factores relevantes para tomar sus decisiones. Estos planes reúnen dichos factores, debiendo, por lo tanto, ser realizados en consideración de las decisiones públicas. La Agencia Ambiental, al prepararlos, debe incluir en las conclusiones y recomendaciones propuestas de exigencias a ser acatadas por las partes involucradas. Las decisiones deben representar, en la medida de lo posible, un acuerdo consensual entre los sectores públicos y privados con intereses en la cuenca y generar una estrategia de realización de la vocación ambiental, considerando las restricciones económicas y políticas (Summerton, 1996).

Además de la Agencia Ambiental, organismo regulador ambiental, participan también en el establecimiento del sistema la Oficina de Servicios del Agua (Office of Water Services), con atribuciones en el control del precio del agua y de la salud financiera de las empresas regionales; la representación de los usuarios y de las comunidades en este organismo es viable por los Comités Regionales de Servicios de los Consumidores (Consumers Services Committees). Otro organismo regulador es la Inspección del Agua Potable (Drinking Water Inspectorate) de la Secretaría del Medio Ambiente que regula la calidad del agua potable.

En resumen, se trata de un sistema centralizado, en el ámbito regional, en diez organismos de cuenca, que ejercen prácticamente todas las atribuciones decisivas y ejecutivas de la gestión de los recursos hídricos. Ellos están formados por empresas privadas de capital abierto que se someten a las regulaciones de organismos gubernamentales específicos, prioritariamente, y a las determinaciones de las asambleas de accionistas. En función de este carácter privado, muchas de estas empresas se volvieron transnacionales, asumiendo las funciones de abastecimiento de agua y alcantarillado sanitario en otros países como, por ejemplo, en los Estados Unidos. En lo que concierne a la participación de los usuarios y de las comunidades, ella es restringida a los Comités Regionales de Servicios a los Consumidores de la Oficina de Servicios del Agua, entidad de regulación del sistema.

### **Chile: Organismos de cuenca en un sistema de privatización descentralizada**

Chile, que es caracterizado regionalmente por una severa escasez de agua, promulgó en 1981 un revolucionario Código de Aguas caracterizado por el uso de mecanismos de mercado para un mejor aprovechamiento de estos recursos. Esto modificó drásticamente la tradición institucional que era caracterizada por la fuerte intervención pública. En la nueva situación, el Estado abdicó de las tareas de desarrollo y planeación de los destinos y aprovechamientos del agua, dejando al libre mercado las decisiones.

Esto fue alcanzado por la eliminación de todas las funciones del Estado conducidas a la racionalización del uso del agua, tales como: la formación de reservas, la promoción de su uso racional, el establecimiento de las prioridades de arrendamiento del agua disponible. Fue eliminada la vigencia de los derechos del agua no ejercidos, pudiendo, por lo tanto, el otorgamiento no utilizar los derechos de uso del agua, indefinidamente. Fueron también eliminados los requisitos de asociar el agua a una determinada finalidad y de ser justificado el volumen de agua solicitado para su otorgamiento (Peña, 1998).



A pesar de que las aguas sean consideradas bienes nacionales de uso público, los derechos de uso son otorgados a los particulares. Esto les concede un derecho real mediante el cual el titular puede usar, gozar y disponer del agua, como cualquier otro bien susceptible de apropiación privada y con una protección jurídica similar. En sintonía con la visión de mercado, el derecho de uso del agua es un bien básico y no accesorio a la tierra o al uso para el cual haya sido originalmente destinado. Al ser así, puede ser libremente transferido.

No existen prioridades entre los diversos usos. Existiendo disponibilidad de agua y la autorización de esta disponibilidad no afectando negativamente a terceros, la autoridad pública podrá concederlos a quien los solicite. Habiendo más de un interesado, es realizada una subasta, siendo otorgado para quien más pague.

En resumen, esta reforma está fundamentada en la creación de un mercado de derechos de uso del agua, sin las distorsiones que podrían ser impuestas por la acción del poder público. A los agentes privados le son delegadas las decisiones sobre la inversión y el desarrollo de los sectores usuarios del agua. Concibe un Estado que orienta su actuación a las tareas normativas y reguladoras, y al fomento y desarrollo de aquellas áreas que el sector privado no puede o no se interesa asumir. En el orden institucional, presentado en la figura VII.2.4, es responsabilidad del Estado, a través de la Dirección General de las Aguas:

- A través del Servicio Hidrométrico Nacional, generar la información hidrológica;
- la regulación del uso del agua evitando conflictos con derechos de terceros o a su sobreexplotación;
- a través del instrumento de otorgamiento regular los servicios asociados al agua (agua potable, hidroelectricidad) y considerando el carácter monopolizador de los mismos, establecer parámetros de calidad y analizar las tarifas;
- a través del Consejo Nacional del Medio Ambiente, conservar y proteger al agua, mediante el sistema de evaluación del impacto ambiental y a las normas relativas al medio ambiente;
- a través de diversos organismos apoyar la satisfacción de los requisitos básicos de los sectores más pobres de la población, para la cual existe subsidio directo;
- a través de la Dirección Nacional de Irrigación y de los Distritos de Irrigación, promover, administrar y, en la medida en que existan beneficios sociales, apoyar el financiamiento de obras de irrigación y las grandes obras hidráulicas que debido a sus complejidades no tienen posibilidad de ser aceptadas por el sector privado.

En el caso de las tarifas, el objetivo es establecer precios de eficiencia, evitando subsidios cruzados, indicando al usuario el valor económico del agua y garantizando la viabilidad financiera de los productores.

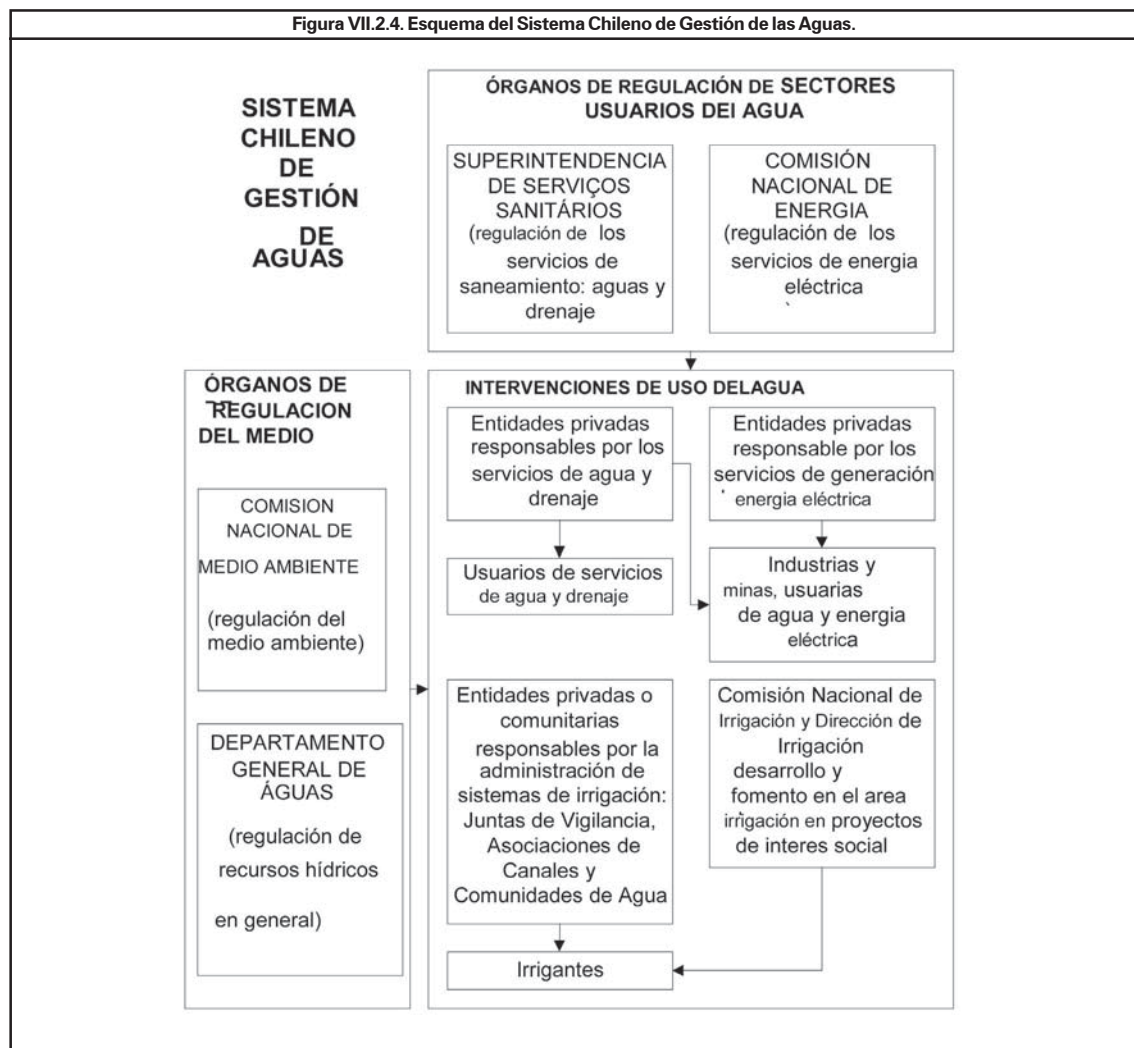
Las responsabilidades de los agentes privados son:

- estudiar, financiar e implementar los proyectos de desarrollo asociados al agua;
- organizarse en organismos de usuarios, generalmente adscritos a una cuenca, formando, por lo tanto, organismos de cuenca, pero no restringidos a esa delimitación geográfica;
- promover la distribución de las aguas de acuerdo con los derechos y realizar la manutención de los sistemas comunitarios.

Estos organismos de cuenca, que tienen gran tradición en Chile, existen en la forma de juntas de vigilancia, de asociaciones de canales y de comunidades del agua, siendo entidades autónomas de usuarios con atribuciones para organizar y hacer efectiva la operación de los sistemas, incluyendo el cobro de tarifas.

## SECCIÓN VII. GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

Figura VII.2.4. Esquema del Sistema Chileno de Gestión de las Aguas.



Aspectos importantes de ese arreglo institucional son la centralización en una institución única de las tareas de medición, investigación y administración de recursos hídricos, y la separación de las tareas de regulación del agua y del medio ambiente, de la regulación de los usos sectoriales.

Cabe notar que Chile presenta una geografía e hidrografía peculiar, con ausencia de grandes ríos, pues todos nacen en la Cordillera de los Andes y drenan para el Océano Pacífico. Las cuencas hidrográficas tienen áreas relativamente pequeñas, comparadas con las de otros países. Esto puede ser considerado una situación propicia para la implantación de un mercado de aguas, pues contribuye una cierta pulverización de los agentes privados, disminuyendo las dimensiones de las intervenciones, y por lo tanto, el control de monopolios y costos de inversión, posibilitando que sean aceptados por los usuarios.

**Brasil: Organismos de cuenca en un sistema de descentralización participativa de las aguas bajo el dominio público en un nivel jurisdiccional doble**

Brasil es una República Federativa compuesta por 25 estados y un Distrito Federal que es sede del Gobierno Federal, y representa la Unión. Los estados y la Unión son los dos niveles jurisdiccionales en que la gestión de recursos hídricos ocurre<sup>1</sup>. Existe también en cada estado la división municipal, creándose un nivel jurisdiccional más. Por eso, la Constitución Brasileña, al colocar los cuerpos del agua bajo los dominios federales o estatales, delimitó a dos niveles más amplios la actuación principal del Sistema Nacional de Recursos Hídricos.

Son estatales los ríos que nacen y tienen desembocadura en el territorio de un estado. Los demás se encuentran bajo el dominio de la Unión. También los potenciales hidráulicos en cualquier río son bienes de la Unión, así como las aguas almacenadas que sean consecuencias de sus obras. Estos dispositivos dicen respecto al agua y no a las áreas de las cuencas hidrográficas. Por ello, podrá encontrarse una cuenca hidrográfica con ríos sobre el dominio estatal y federal. Por ejemplo, la cuenca del Río Paraná, uno de los formadores del río de la Plata, que tiene la mayoría de los afluentes del lado izquierdo sobre el dominio estatal, como es el caso del Río Tietê.

La Unión tiene competencia privada para legislar sobre los recursos hídricos, energía, yacimientos, minas y otros recursos minerales. Esta competencia privada no resulta en exclusividad a los estados que están autorizados para legislar sobre cuestiones específicas de las materias relacionadas en el artículo, si la ley complementaria autoriza la delegación de competencia de la Unión para el estado y desde que se refiera a la regulación parcial o cuestiones específicas. Cabe recordar, que una ley complementaria exige su aprobación por la mayoría absoluta de los miembros de la Cámara de Diputados y del Senado Federal, lo que vuelve difícil su implementación.

Un gran esfuerzo legislativo fue el desarrollado en Brasil con el objetivo de establecer un moderno sistema legal para los recursos hídricos, en el ámbito nacional y de los estados. El modelo francés fue el gran inspirador, pero con una limitación fundamental. Francia es una república con gobierno central en tanto que Brasil es una República Federativa, existiendo constitucionalmente una doble jurisdicción sobre el agua: la federal y las de los estados de la federación. Por lo anterior, la adaptación del modelo francés tuvo que ser realizada exigiendo una mayor complejidad, especialmente para introducir las articulaciones necesarias entre los dos ámbitos jurisdiccionales.

Existen actualmente diversas leyes estatales que constituyen sistemas de recursos hídricos en diferentes fases de implantación. En el ámbito de la Unión fue aprobada la ley 9.433/97 que instituye la Política Nacional de Recursos Hídricos y creó el Sistema Nacional de Gestión de Recursos Hídricos. Sus fundamentos establecen:

- a) La dominación pública del agua, derivada del dispositivo constitucional.
- b) La constatación de su escasez y por ello el valor económico que adquiere.
- c) La prioridad del consumo humano y animal, en situaciones de escasez.
- d) Prioridad para el uso múltiple del agua.
- e) Reconocimiento de la cuenca hidrográfica como la unidad territorial ideal para la implementación de la Política Nacional y actuación del Sistema Nacional de Gestión de Recursos Hídricos.
- f) La necesidad de descentralización y de la participación del Poder Público, de los usuarios y de las comunidades en la gestión de los recursos hídricos.

1. Al contrario de lo que ocurre en Francia en la que nada más un nivel jurisdiccional sucede: el del Gobierno Central.

## SECCIÓN VII. GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

El Sistema Nacional de Gestión de Recursos Hídricos, esquemáticamente presentado en la figura 5, es integrado por:

- a) El Consejo Nacional de Recursos Hídricos.
- b) La Agencia Nacional de las Aguas (ANA).
- c) Los Consejos de Recursos Hídricos de los estados y del Distrito Federal.
- d) Los Comités de Cuenca Hidrográfica.
- e) Los órganos de los poderes públicos federal, estatales y municipales cuyas competencias se relacionan con la gestión de recursos hídricos.
- f) Las Agencias del Agua.

El Consejo Nacional de Recursos Hídricos está compuesto por representantes de los Ministerios y Secretarías de la Presidencia de la República con actuación en la gestión o en el uso de recursos hídricos, representantes señalados por los Consejos Estatales de Recursos Hídricos, representantes de los usuarios de los recursos hídricos y representantes de organizaciones civiles de recursos hídricos. El número de representantes del Poder Ejecutivo Federal no podrá exceder la mitad más uno del total de los miembros en este consejo.

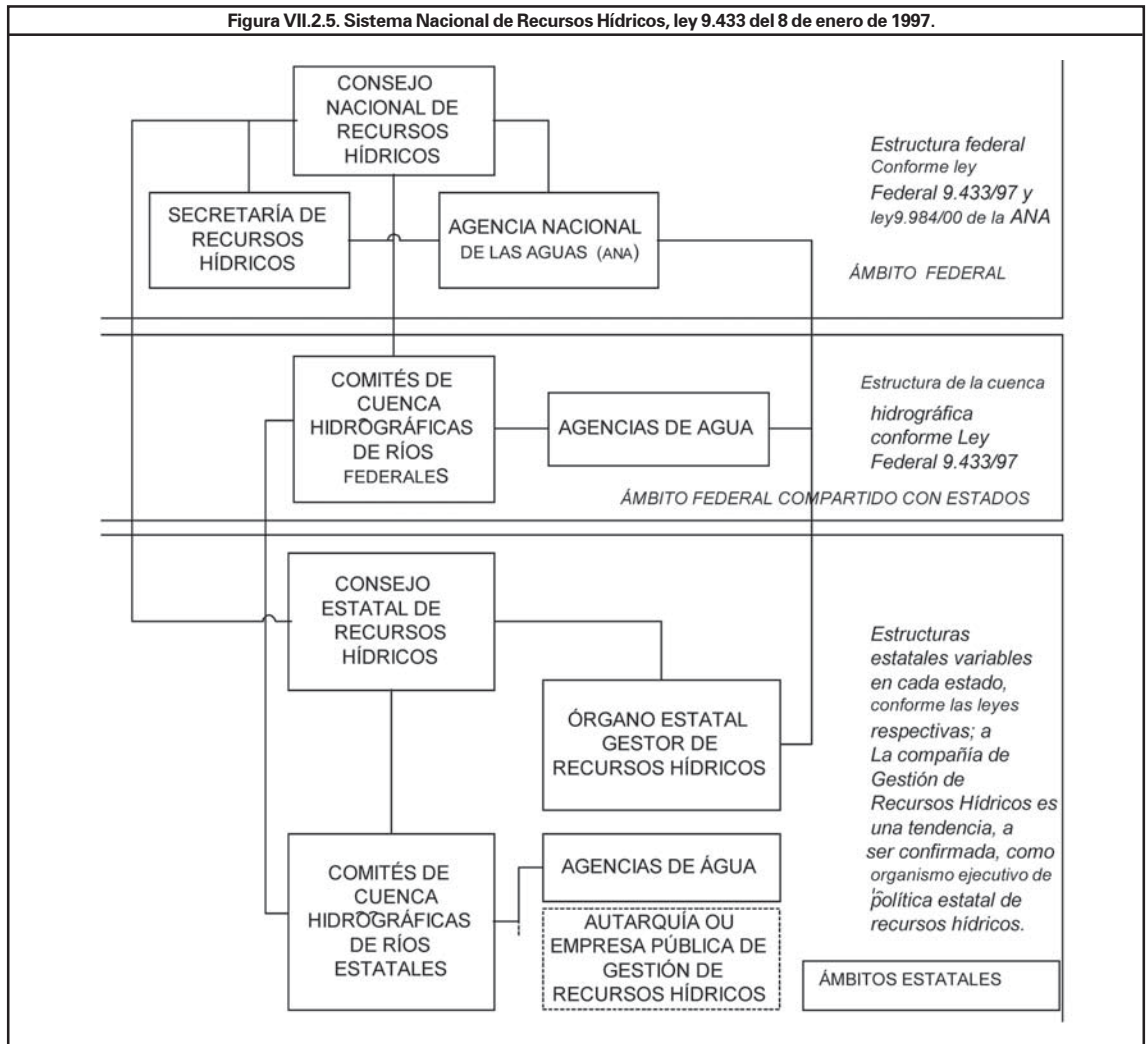
Los Consejos Estatales de Recursos Hídricos presentan estructuras análogas, a pesar de que cada estado posea autonomía para el establecimiento de su composición. Generalmente pueden ser detectados tres grupos: las entidades públicas, los usuarios del agua y los representantes de la sociedad.

Compete a los Consejos de Recursos Hídricos:

- a) Promover la articulación de la planeación de recursos hídricos de acuerdo con lo planeado en cualquier ámbito espacial y sectorial que involucre el uso, control y protección de los recursos hídricos.
- b) Arbitrar, en última instancia administrativa, los conflictos existentes entre entidades pertenecientes al sistema.
- c) Analizar propuestas de modificación de la legislación pertinente de los recursos hídricos y de las Políticas de Recursos Hídricos, y establecer directrices complementarias.
- d) Aprobar propuestas de institución de los Comités de la Cuenca Hidrográfica y establecer los criterios generales para la elaboración de sus reglamentos.
- e) Apoyar la ejecución del Plan Nacional de Recursos Hídricos y de determinar las providencias necesarias al cumplimiento de sus metas.
- f) establecer criterios generales para el otorgamiento de derechos de uso de recursos hídricos y para el cobro por su uso.

La ANA fue creada recientemente por la ley 9.984, de 17/7/2000, como autarquía sobre el régimen especial, con autonomía administrativa y financiera, vinculada al Ministerio del Medio Ambiente, con la finalidad de implementar, en su esfera de atribuciones, la Política Nacional de Recursos Hídricos. Será, así, el organismo operacional federal en el área de recursos hídricos.

Los Comités de Cuenca Hidrográfica son órganos colegiados integrados por representantes de la Unión, de los estados y del Distrito Federal, y de los municipios cuyos territorios se sitúen, aunque parcialmente, en sus respectivas áreas de actuación, de los usuarios de las aguas de la cuenca y de las entidades civiles de recursos



hídricos con actuación comprobada en la cuenca. Deberá existir, sin embargo, en los comités de cuencas de ríos fronterizos, o transfronterizos, un representante del Ministerio de Relaciones Exteriores. En las cuencas cuyas áreas abarquen a tierras indígenas deben ser incluidos en el Comité representantes de la Fundación Nacional del Indio (FUNAI) y de las comunidades indígenas allí residentes o con intereses en la cuenca.

Los comités deberán formarse totalmente en una cuenca hidrográfica, o en una subcuenca del curso del agua principal de la cuenca, el tributario de este tributario, o en grupo de cuencas o subcuencas hidrográficas contiguas.

Corresponde a ellos, entre otras atribuciones, promover el debate de las cuestiones relacionadas a los recursos hídricos y articular la actuación de las entidades que intervienen, árbitros, en primera instancia

## SECCIÓN VII. GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

administrativa, sobre los conflictos de uso de las aguas, aprobar el Plan de Recursos Hídricos de la cuenca y apoyar su ejecución, y establecer los mecanismos y valores de cobro por el uso del agua, aprobando el plan de aplicación de los recursos recaudados y, autorizando, cuando sea pertinente, la aplicación fuera de la cuenca de montos que excedan 15% del valor recaudado.

Las Agencias de Agua podrán ser creadas para asistir administrativa y técnicamente cada comité, o grupos de comités, debiendo ser su creación autorizada por el Consejo Nacional o por los Consejos Estatales de Recursos Hídricos, dependiendo del dominio de los ríos, cuyas cuencas componen el comité. La creación de esas agencias deberá estar condicionada por la previa existencia de lo(s) comité(s) y a su viabilidad financiera, que deberá ser protegida por el cobro del uso del agua.

Las organizaciones civiles de recursos hídricos son asociaciones intermunicipales de cuencas hidrográficas, asociaciones regionales, locales o sectoriales de usuarios de recursos hídricos, organizaciones técnicas y de enseñanza e investigación, con interés en el área de recursos hídricos, organizaciones no-gubernamentales con objetivos en la defensa de intereses difusos y colectivos de la sociedad, y otras organizaciones reconocidas por el Consejo Nacional y por los Consejos Estatales de Recursos Hídricos.

A pesar de que el sistema tenga un carácter nacional, él no es totalmente homogéneo. En algunos estados, al interior de las leyes de sus políticas de recursos hídricos, muchas de las cuales son antecesoras a la ley de la política nacional, establecieron especificidades en sus sistemas. Por ejemplo, el estado de Bahía no dispuso sobre la constitución de los Comités de Cuenca y no detalló sobre sus atribuciones. El estado del Río Grande del Sur especificó las atribuciones de los comités en el proceso de planeación de los recursos hídricos diferenciando, al contrario de lo que ocurre en la política nacional, el Plan Estatal de Recursos Hídricos, de los Planes de Cuenca Hidrográfica. Las composiciones de los Comités de la Cuenca pueden diferir entre los estados. Antecediendo nuevamente al ámbito federal, algunos estados lo crearon, como en Ceará, en el caso de la compañía de Gestión de Recursos Hídricos de Ceará-(COGERH), o se encuentran en vías de crear, como en Bahía, Río Grande del Norte y Paraíba, entidades ejecutivas de sus políticas.

Otro ejemplo relevante es el del Paraná que, en ley reciente, estableció alternativas creativas para Organismos de la Cuenca, en la forma de asociación de usuarios reguladas por un Comité de Cuenca con participación de la sociedad, del poder público y de los usuarios del agua. Entre tanto, por presiones del sector agrícola, los exoneró de los pagos por el uso del agua, estableciendo así un peligroso precedente.

El gran desafío del sistema en implantación, es la articulación entre los dos niveles jurisdiccionales. Esta dificultad sistémica es visible en el ámbito de las cuencas de ríos sobre el dominio federal, las cuales tienen muchos de sus afluentes con dominio estatal, por tener nacientes y desembocaduras en el territorio estatal. Con esto, las acciones estatales en los afluentes tendrán repercusión en el río principal, de dominio federal. Para promover la necesaria articulación son previstos los comités que, entre sus representantes, tendrán a los estados involucrados en la cuenca y los del gobierno federal. Quedará en ellos el intento de armonizar las iniciativas relacionadas con el uso compartido de las aguas, las inversiones necesarias, y la aplicación coordinada de los instrumentos de gestión, en especial, el otorgamiento de derechos de agua y el cobro por su uso.

### Conclusión

Este capítulo presentó las bases conceptuales e institucionales para la gestión de recursos hídricos y, ejemplos de organizaciones de cuenca de algunos países. Se verificó que la naturaleza de los sistemas de gestión de recursos hídricos varía significativamente en función de las tradiciones institucionales de cada país, que dependen

de diversos factores: recursos naturales, clima, cultura, etc. De forma moderna, algunas bases comunes pueden ser encontradas:

- la tendencia de adopción de la cuenca hidrográfica como unidad de planeación y de intervención;
- la búsqueda de la descentralización participativa de la Gestión de Recursos Hídricos, a través de diferentes alternativas;
- regulación por parte de los estado a través, entre otros, del uso de los instrumentos del otorgamiento de derechos de agua;
- el cobro por el uso del agua, ya sea como instrumento de la regulación estatal, o bien como resultado de la acción de un mercado del agua, en la búsqueda de un arrendamiento eficiente del recurso hídrico.

Dos enfoques han sido adoptados: el que se asienta sobre el dominio público y aquel que está basado sobre el dominio privado del agua. En el primer caso, se atribuye una gran relevancia a la adopción de planes de la cuenca hidrográfica para la orientación de las intervenciones y la institución de un sistema de gestión participativo, con atribuciones compartidas entre el poder público, usuarios del agua y sociedad. En el segundo enfoque, el papel del Estado es reducido al de la regulación, que es cumplido con una fuerte determinación de conciliar los objetivos privados, que son ejercidos amparados por el dominio privado de las aguas, a los intereses públicos.

No es de extrañarse que el primer enfoque lleve a sistemas con mayor grado de complejidad, especialmente en Brasil, donde debe ser proyectado en los dos niveles jurisdiccionales: federal y estatal. La complejidad de estos sistemas tiene su origen en la apertura que promueve la participación de la sociedad y de los usuarios en el proceso de gestión de los recursos hídricos descentralizado por cuenca. Para que ello sea operacional, el agua debe ser pública. O sea, el Estado, al perseguir una gestión participativa, debe asegurarse un cierto grado de regulación en el proceso, de forma que pueda mantener su coherencia sistémica, al mismo tiempo en que asume las demandas de segmentos sociales excluidos, ya sea por no tener los conocimientos suficientes, o por estar ubicados fuera de la cuenca, o bien, por pertenecer a las futuras generaciones. El carácter público de las aguas es, como consecuencia, el instrumento de otorgamiento, que materializa operacionalmente esa regulación y, para que pueda ser ejercido, surge la necesidad de entes públicos, deliberativos y ejecutivos, de la política de recursos hídricos. Esa regulación es reforzada por la participación de entidades públicas en los entes colegiados de carácter deliberativo, los Consejos de Recursos Hídricos y los Comités de Cuenca Hidrográfica.

En resumen, parece haber dos alternativas sistémicas para la gestión de los recursos hídricos:

- La primera en que el estado delega las acciones de planeación y administración de las aguas a sus usuarios, privatizándolas para efectos prácticos o legales y, asume la función de regulación con la misión de conciliar los intereses públicos y privados; una imagen para la definición de esa opción es para el estado establecer las 'condiciones de contorno' para la acción privada (acción de regulación) y cuidar únicamente de que ellas sean obedecidas, retirándose de la planeación, gerencial y de las demás acciones ejecutivas relacionadas a los recursos hídricos.
- La segunda en donde el Estado da un carácter público a las aguas y regula su uso, como forma de permitir una amplia participación de la sociedad en su gestión, construyendo un sistema de gestión descentralizado y participativo, en que los intereses públicos y privados son negociados, cotidianamente, en entes colegiados especialmente establecidos; el marco referencial de esa opción es el de una democracia participativa.





# Capítulo VII.3. Matemática financiera

## Matemática financiera

Existen dos problemas distintos en ingeniería económica que demandan el establecimiento de la equivalencia temporal de los valores. En uno de los problemas, tema del análisis financiero, se busca establecer flujos financieros equivalentes entre sí. En este caso, existirán cuatro posibilidades distintas:

- a) Un pago futuro que sea contrapartida de un préstamo obtenido en el presente.
- b) Un préstamo en el presente que tenga como contrapartida un pago en el futuro.
- c) Un flujo de pagos futuros que sea contrapartida de un préstamo obtenido en el presente.
- d) Un flujo de préstamos que tenga como contrapartida un pago en el futuro.

El otro problema, que es tema del análisis económico, es buscar la verificación de que la recuperación de una inversión, o sea, si la inversión realizada en determinado instante, generalmente el presente, sea justificado por la remuneración que generará en el futuro.

En ambos casos, lo que se hace es verificar la equivalencia de los dos flujos distintos de valores. En el análisis financiero se busca generar un flujo equivalente en términos financieros al flujo original. En el análisis económico se busca verificar si el flujo de beneficios es superior en valores económicos al flujo de costos. La necesidad de que se establezcan equivalencias es causada por la depreciación temporal de valores, que es el resultado del hecho de que un costo o beneficio obtenido en el presente valga más que el mismo precio o beneficio cuando sea obtenido en el futuro.

¿Cuál sería, por ejemplo, en el próximo año y en esta misma fecha, el valor equivalente a \$100 de hoy? En el caso en que se encuentre consistente una depreciación temporal constante de 10% al año, \$100 de aquí a un año valdría \$10 menos de lo que hoy valen. Así pues, \$110 de aquí a un año equivaldrá a \$100 hoy. Esa tasa de depreciación temporal será denominada tasa de descuento indicando el porcentaje descontado del valor presente, por intervalo de tiempo, y con el paso del tiempo.

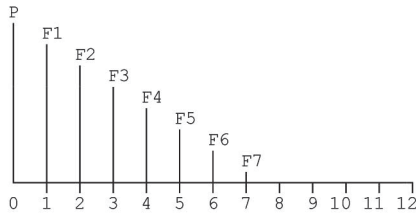
En el ejemplo anterior, fue verificado que al 10% de descuento, \$110 al próximo año valen \$100 de hoy. Aplicándose sucesivamente este raciocinio, a través de la simbología literal, será encontrada la fórmula para la equivalencia temporal entre valores:

$$F = P (1 + d)^N \quad \text{[VII.3.1]}$$

siendo F el valor equivalente, en el enésimo año, al valor P en el presente, a una tasa anual de descuento de d%. La figura VII.3.1 ilustra esta situación.

**SECCIÓN VII. GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS**

**Figura VII.3.1. Equivalencia entre valores presentes y futuros.**



El valor presente P es sucesivamente depreciado por la misma tasa, cuando es transportado para intervalos futuros. En el caso de que se quiera el valor presente equivalente a dicho valor disponible en el futuro, basta despejar P en la ecuación (VII.3.1) encontrándose:

$$P = F / (1 + d)^N \tag{VII.3.2}$$

Una serie de pagos anuales idénticos de valor A, conforme es ilustrado en la figura VII.3.2 en un periodo de N años, equivaldrá, en el enésimo año:

$$F = A \cdot [ 1 + (1 + d) + (1 + d)^2 + \dots + (1 + d)^{(N-1)} ] \tag{VII.3.3}$$

siendo el término 1 inmediatamente a la derecha del primer corchete representa la anualidad en el enésimo año, que no necesita ser descontada.

Multiplicando ambos los lados de la ecuación (VII.3.3) por (1 + d) se obtiene:

$$(1 + d) F = A [ (1 + d) + (1 + d)^2 \dots (1 + d)^N ] \tag{VII.3.4}$$

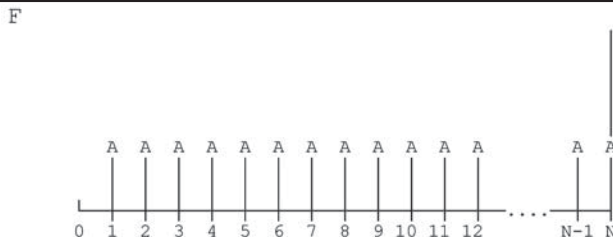
Substrayéndose la ecuación (VII.3.3) de (VII.3.4) se tiene que:

$$d F = A [ (1 + d)^N - 1 ] \tag{VII.3.5}$$

y, finalmente,

$$F = A [ (1 + d)^N - 1 ] / d \tag{VII.3.6}$$

**Figura VII.3.2. Equivalencia entre anualidades y valor en el futuro.**



Esta ecuación establece la equivalencia en el enésimo año de N anualidades idénticas a A, descontadas por la tasa d% al año.

La equivalencia con valores presentes puede ser obtenida substituyéndose el valor de F por aquel dado en la ecuación (VII.3.1) y despejando P en el resultado se obtiene que :

$$P = A [(1 + d)^N - 1] / [d (1 + d)^N] \quad \text{[VII.3.7]}$$

Las ecuaciones (VII.3.1), (VII.3.2), (VII.3.6) y (VII.3.7) posibilitan la construcción de tablas financieras que eran esenciales en la época en que no existían calculadoras electrónicas. Esas tablas presentan factores que son utilizados en el cálculo de equivalencias financieras. Estos factores son (Lanna y Rocha, 1988; Taylor, 2000):

*a) Factor de pago único, cantidad compuesta*

De la ecuación (VII.3.1):

$$[F/P, d\%, N] = (1 + d)^N \quad \text{[VII.3.8]}$$

*b) Factor de pago único, valor presente*

De la ecuación (VII.3.2) :

$$[P/F, d\%, N] = 1 / [(1 + d)^N] \quad \text{[VII.3.9]}$$

*c) Factor de depósito de fondo de amortización*

De la Ecuación (VII.3.6) :

$$[A/F, d\%, N] = d / [(1 + d)^N - 1] \quad \text{[VII.3.10]}$$

*d) Factor de recuperación de capital*

De la ecuación (VII.3.7):

$$[A/P, d\%, N] = [d(1 + d)^N] / [(1 + d)^N - 1] \quad \text{[VII.3.11]}$$

**Ejemplos de cálculos de equivalencia de valores**

A continuación serán presentados algunos ejemplos de operaciones financieras del tipo préstamo-amortización. En operaciones financieras la tasa de descuento es denominada tasa de interés y así será tratada en el presente epígrafe.

**Ejemplo 1.** ¿A qué valores de amortización un préstamo de \$100 hoy corresponderá, de aquí a 10, 50 y 100 años, a una tasa de interés de 10% al año?

A 10% al año los factores de pago único, cantidad compuesta son:

$$[F/P, 10\%, 10] = 2.5937$$

$$[F/P, 10\%, 50] = 117.3907$$

$$[F/P, 10\%, 100] = 13,780.5675$$

## SECCIÓN VII. GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

Entonces, un préstamo de \$100 hoy resultará en amortización de  
\$259.37 de aquí a 10 años,  
\$11,739.07 de aquí a 50 años y  
\$1'378,056.75 de aquí a 100 años.

**Ejemplo 2.** ¿A qué valores de préstamo hoy corresponde la amortización (pago) de \$100 de aquí a 10, 50 y 100 años, con 10% de interés al año?

A 10% al año los factores de pago único, valor presente son:

$$[P/F,10\%,10] = 0.385543$$

$$[P/F,10\%,50] = 0.008519$$

$$[P/F,10\%,100] = 0.000073$$

Entonces, la amortización de \$100 de aquí a  
10 años equivale a \$38,55 de hoy  
50 años equivale a \$0,85 de hoy  
100 años equivale a \$0,01 de hoy

**Ejemplo 3.** ¿Qué préstamos anuales idénticos a lo largo de 10, 50 y 100 años equivaldrán a amortización de \$100 en el último año del periodo, con interés del 10% al año?

Los factores de depósito de fondo de amortización son:

$$[A/F,10\%,10] = 0.062745$$

$$[A/F,10\%,50] = 0.000859$$

$$[A/F,10\%,100] = 0.000007$$

luego entonces, los préstamos anuales que equivaldrán al final del periodo a \$100 serán:

\$6.2745 en 10 años

\$0.0859 en 50 años

\$0.0007 en 100 años

**Ejemplo 4.** ¿Qué amortizaciones anuales a lo largo de 10, 50 y 100 años equivaldrán al préstamo de \$100 hoy, al 10% de interés anual?

Los factores de recuperación de capital son:

$$[A/P,10\%,10] = 0.162745$$

$$[A/P,10\%,50] = 0.100859$$

$$[A/P,10\%,100] = 0.100007$$

Las amortizaciones anuales que corresponden a \$100 hoy son:

\$16.2745 en 10 años,

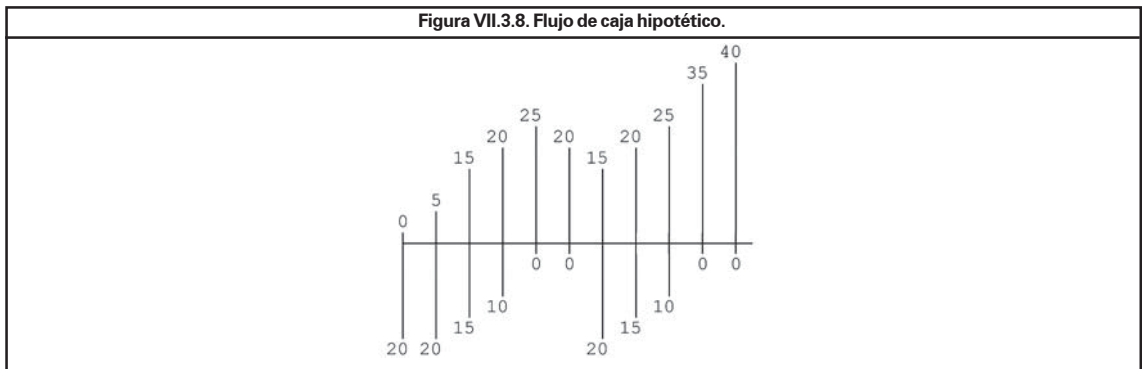
\$10.0859 en 50 años y

\$10.0007 en 100 años.

**Análisis de flujos de caja: Valor presente de los beneficios líquidos y razón costo/ beneficio**

En los ejemplos anteriores la óptica fue esencialmente financiera, es decir, se buscó encontrar flujos equivalentes en un periodo dado y con una tasa dada de interés. En el ejemplo siguiente, la óptica es económica, lo que corresponde a la verificación de un flujo de beneficios que justifique un flujo de costos.

Se denomina por 'flujo de caja' a la representación gráfica de los costos y beneficios como consecuencia a lo largo del tiempo, para determinada inversión en evaluación. La figura VII.3.8 ilustra un flujo de caja en donde los costos se encuentran representados abajo del eje de las abscisas y los beneficios están arriba del mismo eje. Esto permite una visualización de las incidencias de estos elementos facilitando la aplicación de la matemática financiera.



Para que se consiga comparar alternativas con flujos de caja distintos, se puede representar el flujo de beneficios y costos por valores equivalentes en el presente. La substracción del valor presente de beneficios y costos provee el valor presente de los beneficios líquidos que representará el flujo de caja analizado. Nótese que el establecimiento del presente como referencia es una opción del libre albedrío del analista. Cualquier otro instante, en el pasado o futuro, podrá ser adoptado como referencia.

**Ejemplo 5.** Sea el flujo de caja presentado en la figura VII.3.8. La tabla VII.3.2 establece la equivalencia financiera con valores presentes. El factor de actualización es proporcionado por la ecuación (VII.3.9) con la tasa de descuento igual a 10%. El valor presente de los beneficios líquidos es dado por  $122.1 - 81.7 = \$40.4$ .

En el caso de que se prefiera establecer como referencia el décimo año, dos alternativas operacionales podrán ser adoptadas. En la primera, se substituye el factor de actualización por el factor de pago único-cantidad compuesta, teniendo en cuenta que N será el número de años hasta el décimo año. Los valores

## SECCIÓN VII. GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

**Tabla VII.3.2. CCálculo de la equivalencia del flujo de caja hipotético con valores presentes.**

Año	Costo	Beneficio	Factor de actualización	Valores descontados	
				Costo	Beneficio
0	20	0	1	20	0
1	20	5	0,91	18.2	4.5
2	15	15	0,83	12.4	12.4
3	10	20	0,75	7.5	15.1
4	0	25	0,68	0	17.0
5	0	20	0,62	0	12.5
6	20	15	0,56	11.3	8.4
7	15	20	0,51	7.7	10.2
8	10	25	0,47	4.6	11.7
9	0	35	0,42	0	14.9
10	0	40	0,38	0	15.4
Total				81.7	122.1

equivalentes en el futuro podrán ser obtenidos y substraídos para proveer el valor futuro (en el décimo año) de los beneficios líquidos.

Otra alternativa válida (y más rápida) puede ser usada en el caso actual en que el valor presente de los beneficios líquidos es conocido. Basta calcular el valor en el décimo año equivalente a \$40.4 en el presente. El factor compuesto al 10% de descuento y diez años es 2.5937. Entonces, el valor de los beneficios líquidos en el décimo año será \$104.8. El lector interesado podrá verificar este resultado yendo por el camino más largo.

Otro índice de evaluación de inversiones es la razón costo-beneficio, calculada por el cociente entre los valores de beneficios y costos referidos al mismo instante. A diferencia del valor presente de los beneficios líquidos, este índice no se modifica con el instante de referencia. En el caso ilustrado su valor es 1.49.

### Tasa interna de retorno o rentabilidad

En la tabla VII.3.3 son computados los valores presentes de los beneficios líquidos para las diversas tasas de descuento. Se verifica que para tasas mayores que 25.85% los beneficios líquidos son negativos, siendo nulos a partir de ese valor. La tabla muestra la pérdida de valor de los beneficios líquidos actuales con el aumento de la tasa de descuento. Esto es explicado por ocurrieron los costos previamente a los beneficios, haciendo que los primeros pierdan menos con la actualización que los últimos. En la medida en que los descuentos son mayores, los costos van incrementando su relevancia cuando son comparados a los beneficios y llegan incluso a superarles.

**Tabla VII.3.3. Valor presente de los beneficios líquidos del flujo anterior con diversas tasas de descuento.**

Tasa de descuento (%)	Beneficios líquidos (\$)
2	90.7
5	67.7
8	49.9
10	40.4
12	32.2
15	22.2
20	9.83
25	1.16
25.85	0

El valor 25.85%, en el cual el valor actual de los beneficios líquidos es nulo, es denominado tasa interna de retorno o simplemente rentabilidad de la inversión. Una interpretación para este término es que si fuera disponible un fondo de inversión con ingreso anual (rentabilidad) de 25.85% sería posible para el inversionista aplicar y retirar anualmente la misma secuencia de costos y beneficios de la inversión original, dejando en ceros el fondo al final del periodo. La tabla VII.3.4 ilustra esta situación. La columna Aplicación/Rescate presenta los valores del costo menos beneficios del flujo de caja hipotético. Ella representa lo que es aplicado (costo) o rescatado (beneficio) del fondo de inversión. El valor al final del décimo año no es exactamente cero, debido al redondeo.

Tabla VII.3.4. Fondo de inversión con rentabilidad 25.85%.				
Año	Valor inicial	Renta	Aplicación/ Rescate	Valor Final
0	0	0	20	20
1	20	5.17	15	40.17
2	40.17	10.38	0	50.55
3	50.55	13.07	10	53.62
4	53.62	13.86	25	42.48
5	42.48	10.98	20	33.46
6	33.46	8.65	5	47.11
7	47.11	12.18	5	54.29
8	54.29	14.03	15	53.32
9	53.32	13.78	35	32.10
10	32.10	8.30	40	0.40





# Capítulo VII.4. Criterios integrados en el análisis económico

El análisis económico en su esencia se lleva a cabo si los bienes y servicios resultantes del proyecto bajo análisis justifican las inversiones realizadas. Como debe haber quedado claro previamente, cuando este tipo de análisis es realizado desde el punto de vista social amplio, se enfrenta a principios y valores que pueden ser distintos de aquellos que son considerados en el análisis con un enfoque netamente financiero o desde un punto de vista económico privado. En estas circunstancias, habrá necesidad de hacer algunos enfoques indirectos para la cuantificación de costos y beneficios de forma alternativa a la consideración de precios de mercado, conforme fue presentado. El propio análisis tiene ciertos criterios y conceptos que deberán ser entendidos para que resulte en una correcta evaluación del valor social del incremento de bienes y servicios proporcionados por el proyecto a disposición de la sociedad.

## **Conceptos básicos**

Los conceptos presentados a continuación deben ser adecuadamente entendidos para una aplicación correcta del análisis económico. Algunos de ellos ya fueron aplicados previamente, cabiendo ahora sus explicaciones.

## **Análisis con y sin proyecto**

Existe un error analítico común en la evaluación de las ventajas de un proyecto por la situación antes y después de su implantación. Se trata de un error porque la situación evolucionará con o sin el proyecto. Por ejemplo, un proyecto agrícola puede ser justificado por el aumento de la oferta de alimentos que acarrearía. Si ese aumento fuera cuantificado con relación a la situación antes de su implementación, se estaría, necesariamente, suponiendo que la producción de alimentos permanecerá estancada en la región. Si esto fuera falso, la evaluación estará introduciendo una tendencia que favorecerá la aprobación del proyecto. Lo correcto es comparar la situación con y sin el proyecto para poder evaluar sus contribuciones reales.

## **Costo de oportunidad**

Un proyecto será viable económicamente cuando sus beneficios superaren sus costos. Él tendría méritos económicos si fuera la opción más eficiente de inversión, desde el punto de vista económico. Esta cuestión de eficiencia económica remite a la consideración de costo de oportunidad.

## SECCIÓN VII. GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

Costo de oportunidad es el beneficio que es perdido por la utilización de los recursos en el proyecto y no en otra alternativa en la cual, sin el proyecto aludido, ellos serían aplicados. Por ejemplo, la inundación de un área para la creación de un depósito fluvial priva a la sociedad de la utilización agrícola de esa área. El costo de oportunidad en este caso será el beneficio líquido de explotación agrícola del área inundada en la situación sin proyecto. Esto muestra que la consideración del costo de oportunidad es otra faceta del análisis con y sin proyecto.

Un error común que ocurre en la evaluación de proyectos sobre un punto de vista público se relaciona con la evaluación de los beneficios de creación de empleo. Como será visto más adelante, estos beneficios podrán ser cuantificados, bajo ciertas circunstancias, por el valor del salario pagado en el empleo creado, sustraído por el costo de oportunidad de la mano de obra utilizada. Este costo de oportunidad puede ser cuantificado por el valor del salario que el trabajador obtendría en el empleo que le sería disponible en la situación sin proyecto. En otras palabras, el beneficio de creación de empleo es medido por el aumento de eficiencia del trabajo, expresado por una mejor remuneración, en una economía de mercado de competencia perfecta.

El error potencial en la evaluación de beneficios por la creación de empleos es el de su cuantificación únicamente por el valor del salario pagado; eso sólo sería correcto si en la situación sin proyecto el trabajador se queda desempleado, entonces el costo de oportunidad de la mano de obra sería nulo.

La consideración del costo de oportunidad de los recursos invertidos en un proyecto tiende, por lo tanto, a garantizar que ese proyecto es la opción más eficiente desde el punto de vista económico para la inversión de esos recursos.

### **Desconsideración de costos invertidos**

Muchas veces la siguiente justificación es aplicada para viabilizar la implantación de un proyecto: "Ya fue aplicado 90% de la inversión total del proyecto; luego es plenamente justificable la aplicación del 10% final". Esa cuestión debe ser analizada críticamente. Inicialmente, si el proyecto es viable, eso significa que aún cuando nada hubiese sido aplicado en su implantación, los costos estarían plenamente justificados por los beneficios. Entonces, lo mismo sucedería, y con mucha más razón, en el caso de una parte de las inversiones que ya haya sido realizada. Por otro lado, podrán existir proyectos inviables o que se volvieron inviables por cambios imprevistos en la economía, sociedad, etc., que muchas veces son llevados a cabo únicamente bajo el argumento de que ya había sido aplicada una parte relevante de sus inversiones. La posición correcta que debe ser adoptada, en cualquier instante de la implantación de un proyecto, que lo que falta por invertir debe ser justificado por lo que se espera recibir, no interesando lo que ya fue invertido. Lo obvio de esta afirmación, no es muchas veces acatado debido al conflicto político que puede ser causado por el hecho de dejar obras inconclusas.

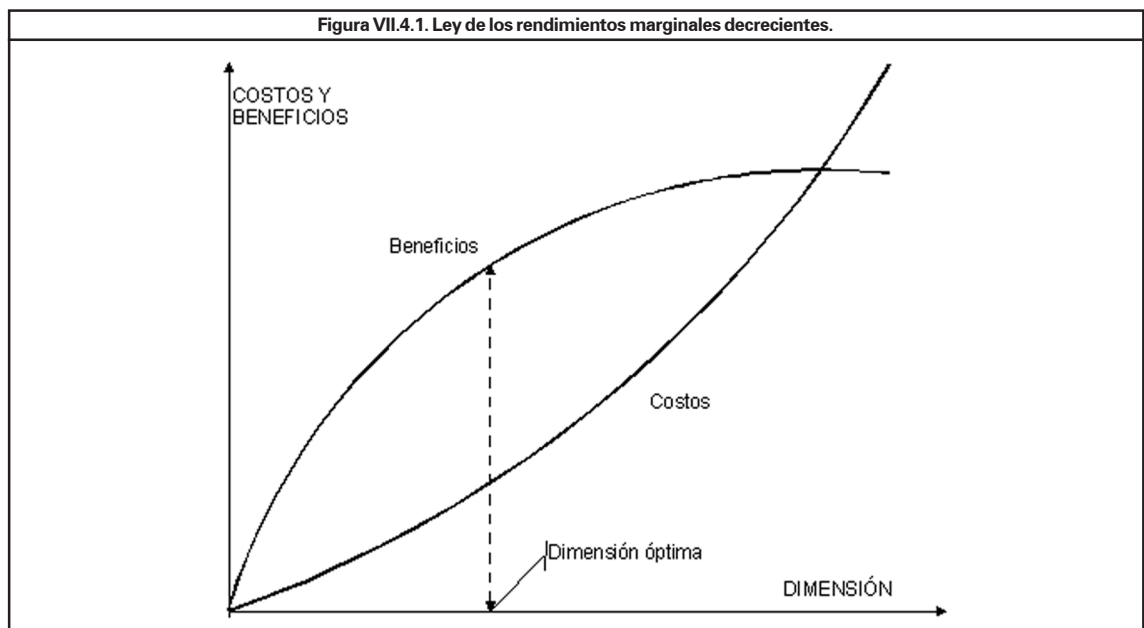
Por otro lado, esta noconsideración de los costos invertidos tiene otra consecuencia: en la medida que se inicie la implantación de un proyecto inviable, podrá haber un determinado instante a partir del cual el proyecto se volverá viable, si el costo de los recursos adicionales a ser invertidos fueran superados por los beneficios. Esto muestra la necesidad de una evaluación crítica previa al inicio de la implantación del proyecto para descartar aquellos inviables y orientar hacia las inversiones para alternativas económicamente eficientes.

### **Consideración de valores adicionales**

La consideración de valores adicionales forma parte de la evaluación de la dimensión óptima de un proyecto o del análisis de proyectos con múltiples propósitos. En cualquier caso, el costo adicional del aumento de la

dimensión de un proyecto, o de la introducción de un propósito, debe ser superado por beneficios adicionales. Esta consideración es, por lo tanto, obvia: si los costos extras no fueran justificados por los beneficios complementarios, no hay por que realizar la inversión.

En el mundo real frecuentemente se aplica la ley económica de los rendimientos marginales decrecientes. Esta ley se cumple cuando el incremento en los costos de un proyecto aumenta sucesivamente con su dimensión. En lo que se refiere a beneficios, ocurre lo contrario: los incrementos son sucesivamente decrecientes (de allí el nombre de la ley) cuando la dimensión del proyecto aumenta, la figura VII.4.1 ilustra esta situación. Por lo tanto, habrá una dimensión a partir de la cual cualquier incremento en la dimensión del proyecto, por menor que sea, acarreará beneficios adicionales inferiores a los costos adicionales. Aumentos de la dimensión a partir de esta situación no son económicamente justificables.



En términos matemáticos sería lo mismo que decir que la ley de los rendimientos marginales decreciente es seguida, cuando las derivadas con relación a la dimensión del proyecto de las funciones de costo y beneficio son respectivamente no decrecientes o no crecientes. O que la función de costo es cóncava y la de beneficio convexa. La dimensión óptima de un proyecto, en esas circunstancias, es aquella en la cual las derivadas de la función del costo y de beneficio se igualan.

En lo que se refiere a los proyectos de propósitos múltiples, las consideraciones no son tan obvias, a pesar de no huir de la racionalidad que debe regir cualquier decisión de naturaleza económica. Considérese un proyecto en el cual dos propósitos sean contemplados: el control de almacenamiento y el abastecimiento de agua. Ese proyecto tiene como estructura principal una represa que forma un depósito de regulación utilizado conjuntamente para los dos propósitos. En el caso en que cada propósito fuese analizado aisladamente, los proyectos alternativos

## **SECCIÓN VII. GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS**

serían inviables desde el punto de vista económico. La viabilidad, por lo tanto, se logra cuando ambos propósitos comparten los costos de la represa. La viabilidad final del proyecto conjunto ocurrió por la introducción del propósito de control de almacenamiento de agua en el proyecto (inviable) que consideraba únicamente el abastecimiento de agua, implicando costos adicionales que fueron superados por los beneficios extras. Al mismo tiempo, porque la introducción del propósito de abastecimiento de agua en el proyecto (inviable) que contemplaba únicamente el control de almacenamiento, acarreó, nuevamente, beneficios líquidos adicionales positivos.

Esto puede ser generalizado para cualquier cantidad de propósitos que se pretendan lograr: un proyecto con propósitos múltiples es económicamente viable si los beneficios líquidos globales fueran positivos. Por otro lado, cada propósito contemplado por ese proyecto tiene su introducción justificada económicamente, en caso de que sus beneficios líquidos adicionales sean positivos.

### **Valores intangibles**

En el análisis económico son considerados aquellos valores que puedan ser expresados de forma económica, a través de unidades monetarias. Existen algunos valores en el mundo real que no pueden ser cuantificados en esos términos. Por ejemplo, existen restricciones filosóficas e ideológicas para que la vida humana sea cuantificada económicamente. Sin embargo, ella podrá ser cuantificada en sus propios términos: un proyecto que preserve más vidas humanas es superior de aquel que lo haga en menor cuantía. Estos valores son denominados valores intangibles conmensurables.

Existen otros valores en el mundo real que no pueden ser cuantificados en términos de unidades monetarias y tampoco en sus propios términos, ya que no son divisibles. Por ejemplo, la preservación de especies en extinción o de un lugar con valor escénico, histórico o arqueológico. Estos valores son denominados valores intangibles inconmensurables.

Por el hecho de existir valores intangibles en el mundo real, no debe ser entendido que ellos no deban o no puedan ser considerados en la evaluación de proyectos. En este punto, el propio nombre con que son tradicionalmente referidos puede dar una idea equivocada de sus naturalezas. Ellos simplemente no pueden ser evaluados de forma directa en el análisis económico. Pero deberán ser evaluados en otros tipos de análisis. Por ejemplo, en la evaluación del impacto social o ambiental del proyecto.

### **Intervalos temporales de interés**

Existen algunos intervalos temporales que miden periodos de interés en el análisis económico. Algunos son descritos en los párrafos siguientes.

### **Vida útil o económica de un proyecto**

Se trata del periodo de tiempo que va del inicio de la operación del proyecto hasta el instante en que esa operación se realiza de forma no económica. Esto puede ser aplicado tanto al proyecto como a todos y cada uno de sus componentes. En otras palabras, se trata del periodo de operación hasta la obsolescencia del proyecto o de sus componentes.

**Vida física**

La vida física se refiere al periodo en que es posible la operación, bajo cualquier condición, aún económicamente inviable de un proyecto o componente del proyecto. Entonces, la vida física es por lo menos igual, y normalmente mayor, a la vida útil o económica.

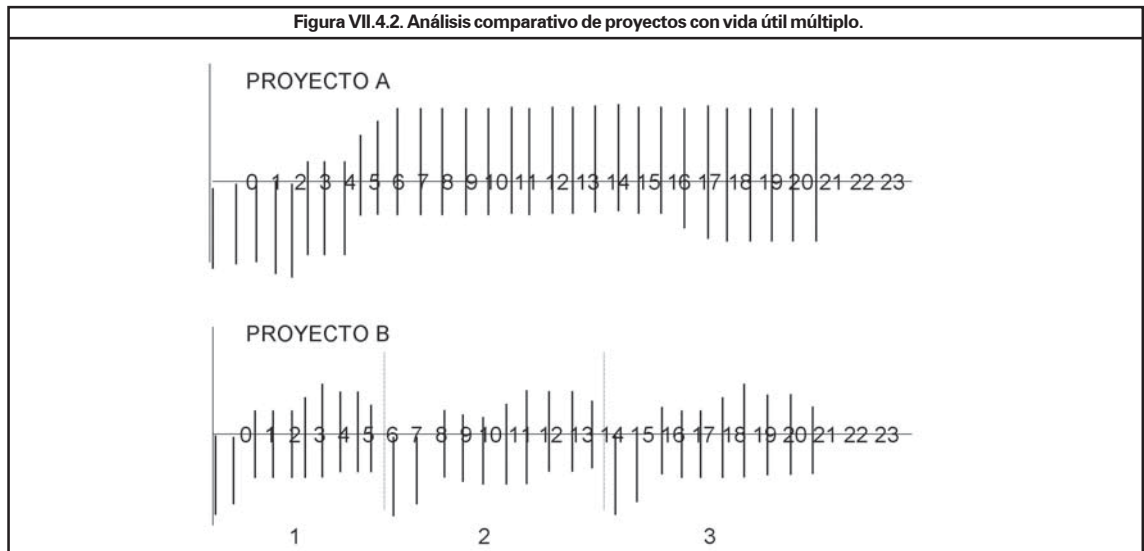
**Periodo de análisis**

Como el propio nombre lo dice, este periodo es aquel que ha sido seleccionado para la realización de un análisis en el marco del objetivo de la ingeniería económica. La evaluación del proyecto es realizada dentro de dicho periodo. Este periodo deberá ser generalmente menor que la vida útil, cuando la viabilidad económica del proyecto esté garantizada y deberá ser menor que la vida física del proyecto. A diferencia de cuando la viabilidad financiera esté vigente, el periodo de análisis se deberá extender hasta que los pagos exigidos a la entidad, bajo el punto de vista en que se hace el análisis, puedan, sin ninguna duda, ser atendidos a través de los beneficios.

Cuando dos alternativas fuesen comparadas, ellas deberán tener el mismo periodo de análisis. Esto evita que sean privilegiados proyectos que retornen sus inversiones a corto o largo plazo. Si las alternativas tuvieran vida útil diferente de los dos enfoques, podrán ser establecidas de forma en que se logre homogeneizar los periodos de análisis. Ellos son:

- Cuando la vida útil de una alternativa fuera múltiplo de la vida útil de la otra. En este caso se repite el proyecto de vida útil menor tantas veces como sea necesario en forma secuencial hasta igualar las vidas útiles. El periodo de análisis será el número de años de vida útil del proyecto más extendido en el tiempo.

**Ejemplo 6.** Sea la figura VII.4.2 el esquema de los flujos de costos y de beneficios del Proyecto A, con vida útil de 30 años, y del proyecto B, cuya vida útil es de 10 años. En la evaluación comparativa el proyecto B será substituído por un proyecto que prevea la nueva implementación del mismo proyecto B tres veces en forma secuencial, con vida útil total de 30 años.

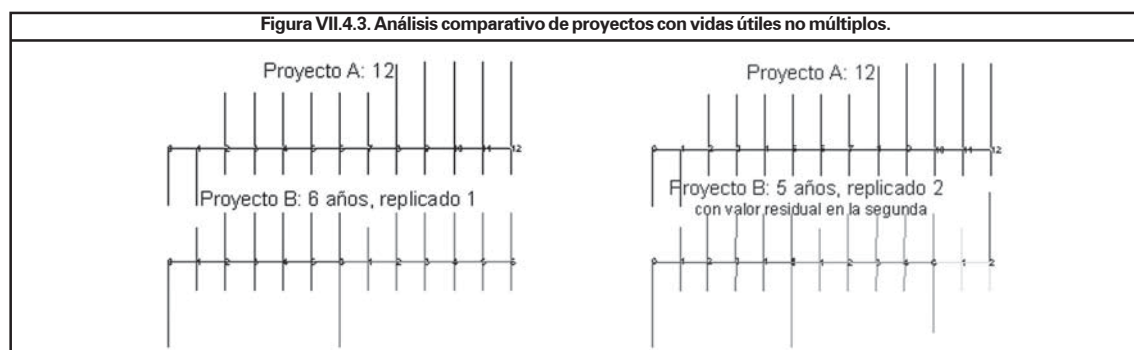


## SECCIÓN VII. GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

• Cuando la condición anterior no ocurre, entonces el proyecto con vida útil menor deberá ser repetido tantas veces como sea necesario para rebasar la vida útil del proyecto de mayor duración. En la última secuencia, el proyecto será interrumpido de manera en que las vidas útiles sean igualadas y donde el valor residual será evaluado en este punto considerándose como un beneficio.

El mayor problema residirá en cómo establecer el valor residual. En el caso de un equipamiento del proyecto, por ejemplo, para una máquina o estructura, se conoce el valor inicial. Este podrá ser depreciado por el método de la línea recta hasta el año deseado. El valor no depreciado sería, entonces, el residual. En el caso de un proyecto la sistematización es distinta. El flujo de beneficios restante del proyecto deberá ser actualizado al año deseado, para que su valor residual sea estimado.

**Ejemplo 7.** El proyecto A tiene una vida útil de 30 años (figura VII.4.3). El proyecto B tiene una vida útil de 20 años. Para comparación, el proyecto B es nuevamente implementado por un periodo de 10 años. Su valor residual al final de ese período, es estimado por el valor actual, en el inicio del décimo primer año, del flujo de beneficios líquidos del año 11 hasta el año 20.



### Horizonte de construcción

Cuando se dice que un proyecto de abastecimiento de agua substituirá plenamente la demanda hasta determinado año, ese año es el horizonte de construcción. Por lo tanto, ese periodo se refiere al horizonte de tiempo en el cual es esperado que el proyecto atienda en su plenitud las demandas de agua de la población.

### Comercio internacional

Frecuentemente los proyectos analizados afectan la balanza de pagos del país. Esto puede ocurrir de las siguientes formas:

- parte o total de la producción es exportada;
- parte o total de la producción substituye importaciones;
- parte de los insumos es importada;
- parte de los insumos es obtenida de la producción doméstica que sin proyecto sería destinada a la exportación.

En estas situaciones, entran en juego cuestiones referentes a los precios que deben ser considerados y la moneda en que serán expresados. En lo que se refiere a precios en el comercio internacional deben ser diferenciados los precios FOB (Free on Board), o precio mundial de exportación, de los precios CIF (Cost, Insurance and Freight), o precios mundiales de importación. Los precios FOB agregan a los precios obtenidos por el productor aquellos necesarios para colocar los productos a bordo del navío (o de cualquier otro medio de transporte) en el puerto de salida. O sea, al precio recibido por el productor sumándose los costos de transporte al puerto de exportación, el almacenaje, tasas e impuestos de exportación, comisiones y operaciones portuarias. El precio CIF agrega al precio FOB el costo de transporte del puerto de origen al de destino. No son incluidos, por lo tanto, los impuestos aduanales y los costos en el puerto de entrada. Los precios FOB incluyen por lo tanto todos los pagos realizados en el país de producción.

Cuando un proyecto involucra transacciones comerciales internacionales, los precios serán expresados en esa terminología. Para obtenerse los valores económicos desde el punto de vista social o privado, habrá necesidad de modificaciones. Como regla general, para obtener el valor privado, deben ser substraídas todas las partes que representan costos financieros incidentes hasta que el productor reciba el precio por el producto. Este es el llamado 'precio de puerta' en el caso de un proyecto agrícola. En contraposición, en el caso de un insumo, deben ser adicionados todos los costos de gastos que ocasionarán al consumidor.

Para obtener el valor social, debe ser considerado el costo y el valor diferencial de toda la producción o servicios realizados en territorio nacional necesarios para exportar un producto o importar un insumo. El valor diferencial representa la substracción de los valores de estos puntos con o sin el proyecto. Ejemplificando, si un insumo es importado sin proyecto y con la propuesta de otro proyecto habrá substitución de esa importación, el valor diferencial citado será la diferencia entre el valor total de los bienes y servicios necesarios para llevar al consumidor el insumo, en la situación con proyecto y en la situación sin proyecto. Se hace notar que en ciertos casos este valor podrá ser positivo: por ejemplo cuando el insumo es consumido próximo al punto de importación y con proyecto será producido lejos -en este caso podrá salir más caro transportarlo del local de producción con el proyecto, de que del puerto de importación, en la situación sin el proyecto. Se considera aplicable en esa situación la hipótesis de que no haya capacidad ociosa en el mercado de los bienes y servicios aludidos. Siendo así, si ellos no fueran necesarios, serán liberados recursos para la utilización en otras actividades productivas, lo que justifica considerarlos en el costo. En el caso de impuestos y subsidios vale la consideración patrón: un impuesto que incida sobre una operación de importación o exportación será una transferencia de pagos del agente (importador o exportador) para la sociedad. En el caso de que la importación no equivalga a bienes o servicios generados por el proyecto -basta con que el importador sea penalizado fiscalmente. En el caso de la exportación, la situación cambia: en realidad, equivale a parte del valor del producto exportado que es captada por la sociedad y, por lo tanto, debe ser incrementado en el precio al productor para establecer el valor del producto en cuestión.

### **Beneficios de la producción**

En el caso de productos que sean generados por el proyecto afectando, directa o indirectamente, la balanza de pagos, caben las siguientes consideraciones:

#### *Producto para exportación*

El beneficio del productor es originado por el pago que efectivamente recibe. Este pago será el precio FOB del producto menos los necesarios para colocar el producto a bordo del navío en el puerto exportador, conforme

## SECCIÓN VII. GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

lo visto anteriormente. Desde el punto de vista privado, este precio final debe ser considerado. Desde el punto de vista social, deben ser aumentado los impuestos de exportación (o sustraídos los subsidios otorgados) que serán parte del importe que será recibido (o pagado) por la sociedad. O sea, a pesar de que el productor no reciba el impuesto, este valor representa un aumento del precio cobrado al consumidor externo que será recibido por la sociedad.

### *Producto que substituirá la importación*

El precio CIF del producto importado deberá servir como referencia. A él deberán ser sumados los costos diferenciales de transporte doméstico, o sea, el costo promedio del transporte interno del producto importado, menos el costo promedio de transporte interno del producto generado por el proyecto. Este valor será la economía real de costo obtenida por la sociedad con la producción del proyecto y, por lo tanto, su beneficio. Los impuestos de importación no serán considerados. Ellos antes generaban gastos al consumidor interno, pero representaban un importe para el resto de la sociedad. Por lo tanto, representaban una transferencia de pagos del consumidor para la sociedad.

### **Costos de los insumos**

De la misma forma, en el caso de insumos, caben las siguientes observaciones:

#### *Insumo importado*

El costo al productor será derivado de la suma del precio CIF más costos portuarios, de transporte interno y de comercialización, adicionando a los impuestos aplicables, incluyendo los aduanales y sustrayendo los subsidios, si hubieran. Desde el punto de vista social, se deben excluir los impuestos y subsidios, ya que representan la transferencia de pagos dentro de la sociedad.

#### *Insumo que substituirá la exportación.*

En este caso el insumo será obtenido de la producción doméstica que sin proyecto sería destinada a la exportación. En general, este punto no acostumbra ser considerado. Se entiende que la demanda de insumos será atendida por la expansión de la producción interna. En casos excepcionales en que haya la substitución de exportación, habrá una pérdida social igual al precio FOB sustraído de los costos, para colocar el producto a bordo en el puerto de exportación, como previamente fue enunciado, con excepción de los impuestos aplicables. Estos impuestos con la implantación del proyecto, no serían obtenidos por la sociedad y, por ello, su cancelación debe ser considerada como un costo.

### **Numerario**

Esta cuestión aparece en función del comercio internacional introducir un flujo de divisas en el proyecto, al cual se suma el flujo de valores expresados originalmente en moneda nacional. Queda, entonces, establecida la necesidad de conversión por medio de divisas extranjeras a valores en moneda nacional o viceversa.

Debido a que la inflación busca una referencia de valor no depreciable para valorización, una de esas referencias puede ser el dólar americano. Sin embargo, el dólar también presenta devaluación, menor que muchas otras monedas, más sensibles. Siendo así, el hábito ha sido trabajar con moneda nacional, referida a



determinada fecha, y obtener los valores finales también en dólares americanos, referidos a determinado año, bajo el empleo de una tasa de cambio apropiada.

La cuestión que se presenta, es ¿qué tasa de cambio es la apropiada? Desde el punto de vista privado, la tasa de cambio a ser utilizada es la oficial que se aplica a la transacción. Sin embargo, esta tasa de cambio oficial puede ser manipulada directamente o a través de impuestos de importación o subsidios a la exportación, para estimular las exportaciones, aumentando el ingreso de divisas, y no estimular las importaciones, protegiendo así el mercado interno y estimulando la sustitución de importaciones.

La práctica adoptada es establecer un factor de conversión correspondiente al cociente entre el precio de la divisa al cambio oficial y el valor social de la divisa. Un valor inferior a la unidad indicará que el poder público valoriza el ingreso de divisas, además del valor estipulado por el cambio oficial.

Ceña y Romero (1989) citan un método de cálculo que permite el establecimiento del factor de conversión y éste se basa en las siguientes premisas:

- El volumen de divisas es limitado, a pesar de que no sea constante.
- Cada unidad de divisas se distribuye en fracciones  $f(i)$  para la importación de cada producto  $i$  del total de productos importados  $n$ ; por lo tanto:

$$\sum_{i=1}^n [f(i)] = 1 \quad \text{[VII.4.1]}$$

y la cantidad a ser importada del producto  $i$  será  $f(i)/p(i,cif)$  siendo  $p(i,cif)$  el precio CIF del producto importado  $i$  en unidades de moneda nacional convertido por el cambio oficial. Uno de los productos importados podrá ser el pago de la deuda externa caso en que  $p(i,cif)$  será el valor del cambio oficial,  $p(camb)$ .

- Cuando el total de divisas aumenta y las necesidades nacionales son elevadas, la posibilidad de disminuir las exportaciones se traduce en el aumento de importaciones.

Sea  $p(i)$  el precio en el mercado nacional del producto  $i$ , o sea, la disposición de pago del consumidor por la última unidad importada de  $i$ . El valor social total de las importaciones estará dado por:

$$p(div) = \left( \sum_{i=1}^n \left[ \frac{p(i) \cdot f(i)}{p(i,cif)} \right] \right) \quad \text{[VII.4.2]}$$

Esta suma estima la media ponderada por el total usado de divisas, de los cocientes entre el precio nacional y el precio CIF de cada producto importado. Esta cantidad establecerá también el valor social de las divisas usadas para importación en la medida en que no haya necesidad de retirar productos del mercado interno para aumentar las exportaciones.

Si el precio de la cotización de la divisa al cambio oficial fuera  $p(camb)$  o factor de conversión será computado por  $p(camb)/p(div)$ . El gobierno brasileño, por ejemplo, aplicaba un factor de conversión de la orden de 0.83, para proyectos agrícolas en el área de la SUDENE (Lanna y Rocha, 1988).

Existen dos alternativas para la conversión de productos importados en exportados en un análisis económico. En la primera, cuando fuera escogida la moneda nacional como numerario, los beneficios y costos en moneda

## SECCIÓN VII. GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

nacional quedaron como se presenta y, los beneficios y costos en divisas serán transformados por el valor social de la divisa  $p(div)$ . En la situación en que el numerario fuera la divisa, los beneficios y costos en divisas serán transformados en moneda nacional por la tasa de cambio oficial y, aquellos expresados en moneda nacional serán multiplicados por el factor de conversión.

### **Criterios adoptados por entidades de financiamiento internacional**

Buena parte de los proyectos públicos latinoamericanos son financiados por bancos internacionales de fomento. Entre ellos se encuentran el Banco Internacional de Reconstrucción y Desarrollo (BIRD), conocido como el Banco Mundial, y el Banco Interamericano de Desarrollo (BID). A pesar de que ninguno de ellos sea inflexible con relación a los criterios de análisis a ser usados, el Banco Mundial tiene realizados estudios orientados al establecimiento de criterios uniformes para el análisis económico de proyectos que pretendan contar con su financiamiento (Little y Mirrlees, 1974). La Organización de las Naciones Unidas para el Desarrollo Industrial (UNIDO) también desarrolló sus criterios (Dasgupta, Sen y Marglin, 1972). Las diferencias más importantes se relacionan con la forma en que los criterios buscan introducir objetivos de equidad social en el análisis. Los conceptos presentados hasta ahora no consideraran esta cuestión, ya que en Brasil hasta hoy en día estos objetivos son atendidos por decisiones políticas y no están insertos en un análisis económico.

### **Análisis costo-efectividad**

Hasta el momento fueron presentas las bases para la realización de análisis costo beneficio, en donde los efectos favorables y desfavorables del proyecto son cuantificados en términos económicos, adoptándose el punto de vista de la sociedad como un todo. Algunas críticas han sido dirigidas a este tipo de enfoques por considerar que los proyectos públicos, frecuentemente, buscan la obtención del bienestar público, que no pueden ser valorizados en estos términos. Como fue visto previamente, los bienes públicos son aquellos no competitivos (pues la utilización por alguien no restringe la utilización por otro) y no censurables (pues una vez producidos no se puede evitar su uso por quien quiera que sea). Muchos de estos bienes públicos en recursos hídricos están relacionados con el ambiente. Un ambiente preservado es un bien público que difícilmente podrá tener un valor económico a él atribuido, a no ser por el enfoque del costo alternativo, caso en que se admite que se trata de una situación en que será producida de forma compulsiva. Esto da margen a que sea preconizada una alternativa al análisis costo beneficio, representada por el análisis costo-efectividad (cost effectiveness analysis).

Dos alternativas existirán para este análisis. En una de ellas, los objetivos serán establecidos políticamente en términos de los bienes públicos a ser producidos, y serán buscadas alternativas de costo mínimo para atenderlos. En la otra opción, será buscada la alternativa que maximizará la obtención de los bienes públicos sujetos a un límite máximo del costo de las medidas para obtenerlos. Obviamente, en este último caso los bienes públicos podrán estar sujetos a cuantificación, a pesar de no ser en términos económicos.

### **Criterios para la comparación de proyectos**

Un criterio de comparación debe permitir la objetividad en la selección de una alternativa de inversión con respecto a otras, para su implantación. Existen dos grupos de criterios, según la clasificación de Holanda (1968), los criterios integrales ofrecen un patrón único y completo para la evaluación, por ejemplo, la relación costo/

beneficio. Los criterios parciales son aquellos que abarcan aspectos económicos limitados y deben ser combinados con otros coeficientes para una evaluación general del proyecto. Generalmente son usados criterios integrales en el análisis social de proyectos públicos. Los criterios parciales son más empleados en el análisis de proyectos privados, a pesar de que en ciertas circunstancias, puede haber interés en dimensionarlos en análisis de proyectos desde el punto de vista social. En los párrafos siguientes se presentarán de forma sucinta algunos criterios integrales.

### Criterios integrales

Los criterios integrales más utilizados son el valor presente de los beneficios líquidos, a razón costo/beneficio y la tasa interna de retorno. Otros criterios integrales, no tan conocidos, son el valor anual descontado, que en realidad sólo es una forma de presentación del valor presente de los beneficios líquidos bajo la figura de anualidades constantes, el período de corte y/o de nuevo pago. Estos conceptos son presentados a continuación.

#### Valor presente de los beneficios líquidos (VPL)

En este criterio los beneficios y costos son actualizados para el presente. Su sustracción proveerá el valor presente de los beneficios líquidos. La fórmula de cálculo es:

$$VPL = \sum_{t=1}^N \frac{B(t) - C(t)}{(1+d)^t} + C(0) \quad [\text{VII.4.3}]$$

donde  $B(t)$  y  $C(t)$  son respectivamente el beneficio y el costo capitalizados en el final del año  $t$ ,  $C(0)$  es el costo de inversión en el presente (inicio del año 1) y  $d$  la tasa de descuento a ser utilizada. El término en el denominador es el factor de actualización de pagos únicos de la matemática financiera. El costo de inversión inicial  $C(0)$  no es descontado por ya encontrarse referido al presente.

Este criterio verifica las contribuciones económicas globales del proyecto, en valores presentes. El proyecto será económicamente viable cuando  $VPL > 0$ . La dificultad de su utilización es que él requiere del conocimiento del valor de la tasa de descuento.

**Ejemplo 8.** Sean dos proyectos alternativos en evaluación. La tabla VII.4.5 presenta sus costos y beneficios al final de cada año y actualizados con relación a valores presentes con una tasa de descuento de 10% al año.

Los VPL de los proyectos son:

- Proyecto A:  $21.585 - 13.675 = 7.91$

- Proyecto B:  $21.575 - 14.545 = 7.03$

Consecuentemente el proyecto A tendría mayores méritos económicos que el proyecto B.

La crítica a este criterio consiste en la necesidad de conocerse la tasa de descuentos adecuada. En el caso de análisis desde el punto de vista social puede haber alguna complejidad en su establecimiento.

## SECCIÓN VII. GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

**Tabla VII.4.5. Costos y beneficios de los proyectos.**

Total	Proyecto A				Proyecto B			
	Costo	Costo actual	Beneficio	Beneficio actual	Costo	Costo actual	Beneficio	Beneficio actual
0	5	5	0	0	10	10	0	0
1	5	4.545	0	0	0	4.545	0	0
2	5	4.130	0	0	0	0	5	4.130
3	0	0	5	3.755	0	0	10	7.51
4	0	0	5	3.415	0	0	10	6.83
5	0	0	10	6.210	0	0	5	3.105
6	0	0	10	5.640	0	0	0	0
7	0	0	5	2.565	0	0	0	0
<b>TOTALES</b>		<b>13.675</b>		<b>21.585</b>		<b>14.545</b>		<b>21.575</b>

### Razón de beneficio costo (B/C)

En este criterio se adopta el cociente entre la suma de los beneficios y costos, siendo ambos previamente descontados por la tasa de descuento adoptada. La ecuación de cálculo será entonces:

$$B/C = \frac{\sum_{t=1}^N \frac{B(t)}{(1+d)^t}}{\sum_{t=1}^N \frac{C(t)}{(1+d)^t} + C(0)} \quad [\text{VII.4.4}]$$

Este cociente evalúa cuanto el proyecto remunera por unidad de inversión. En el ejemplo anteriormente presentado, los cálculos conducirían a los siguientes valores de B/C:

- Proyecto A:  $21.585/13.675 = 1.58$

- Proyecto B:  $21.575/14.545 = 1.48$

Y el proyecto A sería seleccionado, teniendo por base consideraciones económicas.

Las siguientes críticas pueden ser hechas a este criterio:

- Hay necesidad de conocer la tasa de descuento.
- Puede conducir a errores en la toma de decisión en la jerarquización de proyectos alternativos exclusivos y exhaustivos.
- Este criterio presenta sensibilidad a la forma en que beneficios y costos son definidos.

La dificultad viene de la estructura matemática del criterio que lo vuelve sensible a un componente, caso que será ilustrado por el ejemplo siguiente.

**Ejemplo 9.** Considere la situación simplificada presentada en la tabla VII.4.6, en que una tasa de descuento de 10% es adoptada. Por el criterio VPBL el proyecto B sería seleccionado, mientras que por el criterio B/C, sería el proyecto A. Ocurre que el proyecto B es aquel que más remunera cada unidad de inversión. Mientras que, si sólo estos proyectos están disponibles para inversión, la elección del proyecto A significa invertir \$1 y dejar \$4 sin uso y sin rentabilidad. En esa situación, el retorno final de la inversión será mayor en el proyecto B, que usa todo el capital disponible y presenta beneficios líquidos descontados de \$2.6 en vez de nada más \$0.9.

Tabla VII.4.6. Elementos de cálculo.					
Proyecto	C(0)	C(1)	B(1)	VPBL	B/C
A	1		2	0.9	1.9
B	5		8	2.6	1.5

**Ejemplo 10.** En un proyecto de irrigación existen los siguientes componentes económicos descontados presentados en la tabla VII.4.7. Suponga que el costo de inversión de cada irrigante sea sumado al costo de las inversiones públicas. El B/C del proyecto será:  $B/C = 10 \cdot 2 / (5 + 10 \cdot 1) = 4/3$

Suponga ahora que el costo de inversión de cada irrigante sea sustraído de su beneficio bruto y, el criterio computado con los beneficios líquidos:  $B/C = 10 (2 - 1) / 5 = 2$ .

En cualquier opción el VPBL sería:  $VPBL = 10 \cdot (2 - 1) - 5 = 5$

Tabla VII.4.7. Componentes económicos del proyecto.	
Costo de inversión pública	5
Beneficio bruto de cada irrigante	2
Costo de inversión de cada irrigante	1
Número de irrigantes	10

El ejemplo muestra que la clasificación de las inversiones de cada irrigante como costo o beneficio negativo alteró substancialmente la razón beneficio-costos.

No obstante, estos problemas, dicho criterio deberá ser utilizado cuando se encuentre en una situación de selección de varios proyectos entre un conjunto de proyectos alternativos independientes y no exclusivos, habiendo restricciones presupuestarias. Esta situación será mostrada en el siguiente ejemplo.

**Ejemplo 11.** Considere los proyectos simplificados de la tabla VII.4.8. Ellos deberán ser evaluados con una tasa de descuento de 5%. Existe una limitación presupuestaria de \$5. ¿Qué proyectos deberán ser seleccionados?

Se trata por lo tanto de obtener el mayor retorno por la aplicación del presupuesto de \$5. En el caso de que los proyectos sean ordenados por el criterio del valor presente de los beneficios líquidos (VPBL), sólo el proyecto A sería seleccionado, ya que él agotaría el presupuesto. El VPBL de la inversión de \$5 sería de \$5.

Caso en que los proyectos sean ordenados por la razón beneficio costo (B/C), serían escogidos C, B, E, G y D o F. La suma de los VPBL de los proyectos seleccionados sería \$10.5, más que el doble de lo que fue obtenido por el orden anterior. La explicación de lo ocurrido es simple. El criterio B/C evalúa cuanto remunera un proyecto por unidad monetaria invertida. Así pues, con base en este criterio se estarán priorizando proyectos más rentables por unidad de inversión, lo que resultará en la obtención del máximo retorno global.

Tabla VII.4.8. Elementos de los proyectos.				
Proyectos	C(0)	B(1)	B/C	VPBL
A	5	10.5	2.0	5.0
B	1	3.15	3.0	2.0
C	1	4.20	4.0	3.0
D	1	2.63	2.5	1.5
E	1	3.15	3.0	2.0
F	1	2.63	2.5	1.5
G	1	3.15	3.0	2.0

## SECCIÓN VII. GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

Nótese que en los casos (poco probables) en que no exista limitación presupuestaria, o sea, cuando existan pocos proyectos con relación al presupuesto existente para inversiones, ambos criterios, VPBL o B/C, conducirán a los mismos resultados. En el ejemplo presentado, todos los proyectos serían implementados ya que tienen  $VPBL > 0$  y  $B/C > 1$ .

### Tasa interna de retorno (TIR)

La tasa interna de retorno es un criterio muy utilizado, y es recomendado por el Banco Mundial en la evaluación de proyectos. La TIR es la tasa de descuento que resultaría de un  $VPBL = 0$  o un  $B/C = 1$  en la evaluación de un proyecto. Es decir, la TIR es un valor singular de la tasa de descuento en el cual los beneficios y costos descontados de un proyecto son equivalentes. Conforme con la interpretación dada en el capítulo sobre matemática financiera, la TIR evalúa cuanto rinde la inversión. Debido a la particularidad de que los costos de inversión anteceden a los beneficios, un proyecto será más difícil de ser justificado a tasas de descuento más altas, o sea, a una demanda de mayor rentabilidad de las inversiones.

Concluyendo, este criterio establece la rentabilidad del proyecto. Si esta rentabilidad fuera mayor que la rentabilidad requerida, expresada por la tasa de descuento, el proyecto es económicamente viable.

**Ejemplo 12.** Suponga la situación proporcionada en el Ejemplo de la tabla VII.4.9. La tabla VII.4.9 presenta los cálculos de VPBL y B/C para diversas tasas de descuento. Se verifica que para las tasas de descuento 23.5 y 25.2% ocurren VPBL próximos a cero o B/C próxima a 1 en los proyectos A y B respectivamente. Esas son las TIR de estos proyectos.

La gran ventaja del criterio de la TIR es que no hay necesidad de conocerse de forma exacta la tasa de descuento adecuada para el análisis. Basta, en muchos de los casos, si se tiene una idea aproximada de su valor. Por ejemplo, la tasa social de descuento es establecida en la mayoría de los casos entre 8 y 12% en países en desarrollo. Por lo tanto, proyectos con TIR superior a 15% pueden ser considerados viables económicamente, en esos países.

Tasa de descuento(%)	A	B
10	7,91	7,03
15	4,19	4,21
20	1,43	1,92
25	0,64	0,54

Algunos problemas de utilización pueden surgir en la aplicación de este criterio. Ellos son:

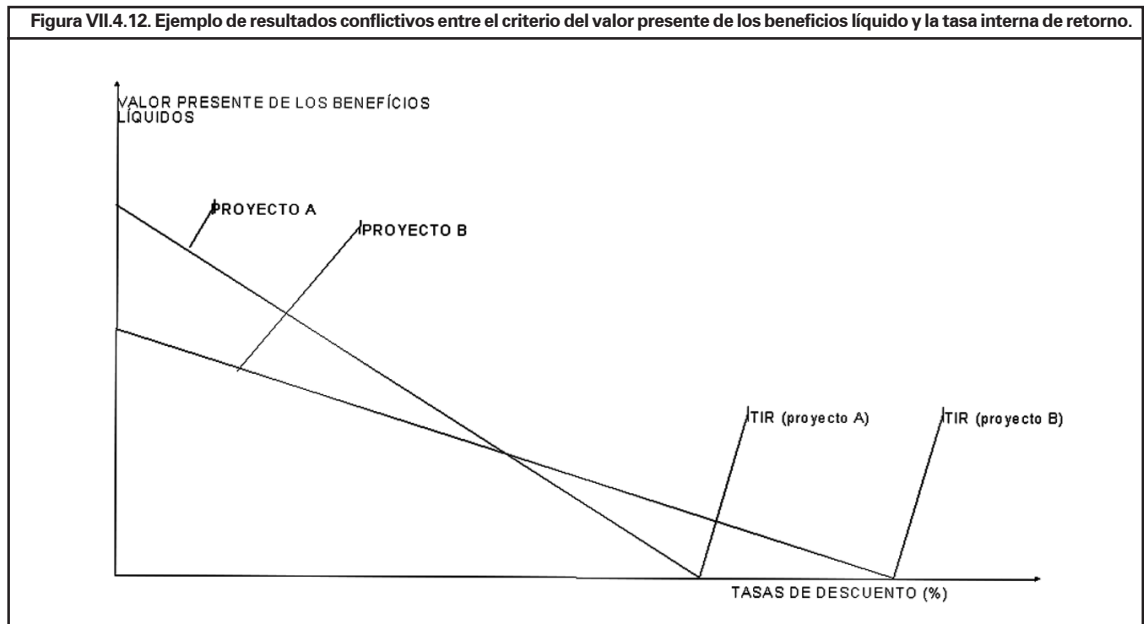
a) La TIR de un proyecto puede no ser única. Esta situación podrá ocurrir en proyectos en que después de su implementación y operación, por algunos años, sufran necesidades de reinversión de gran dimensión con reposición de ciertos elementos. Sin embargo, generalmente, la TIR es presentada con un valor singular.

b) La tasa de descuento puede no ser única. En ciertas circunstancias un proyecto podrá tener que ser evaluado con tasas de descuento distintas a lo largo del tiempo. En el caso de proyectos públicos (y tasas de descuento público) esto podrá ocurrir si fuera establecido que habrá un mayor (o menor) esfuerzo de formación de capital en la sociedad, en los próximos años, después de que la situación anterior volviera a existir. Cuando ambas tasas de descuento fueran superiores o inferiores a la TIR, será posible obtener las conclusiones de

inviabilidad o viabilidad económica del proyecto, respectivamente. Cuando ellas estuvieran en torno de la TIR, nada podrá ser concluido. En esos casos, otro criterio de evaluación deberá ser adoptado.

c) La TIR podrá presentar conclusiones conflictivas con el criterio de la VPBL o de la B/C. Un ejemplo gráfico es presentado en la VII.4.12.

Las curvas de los proyectos alternativos A y B presentan los valores de VPBL para distintas tasas de descuento. Cuando las curvas interceptan el eje de las abscisas, y  $VPBL = 0$ , la tasa de descuento es la TIR de cada proyecto. En la situación presentada, el proyecto B es superior al proyecto A, ya que su TIR es superior y, por eso, este proyecto continua viable económicamente para tasas de descuento en que A es inviable. Esta conclusión no es confirmada por las VPBL evaluadas con tasas de descuento inferiores a  $T_d$  donde las curvas referentes a los proyectos se cruzan. El proyecto A es superior al proyecto B, desde un punto de vista económico, cuando la evaluación es realizada por el VPBL y tasas de descuento inferiores a  $T_d$ . Cuando las tasas de descuento fueran superiores a  $T_d$ , el proyecto B pasa a ser superior al proyecto B, y los criterios de la tasa interna de retorno y del valor presente de los beneficios líquidos presentan resultados similares.



La tabla VII.4.9 que evaluó las TIR de los proyectos A y B de la tabla VII.4.5 y mostró que esa situación también ocurrió en esos mismos proyectos. El proyecto A es superior al proyecto B hasta una tasa de descuento próxima a 15%, después el proyecto B se vuelve más atractivo. La TIR del proyecto B es mayor por lo tanto este proyecto es superior al proyecto A.

No obstante, el criterio TIR se presenta como una opción bastante frecuente en la práctica para la evaluación económica de proyectos, debido a la característica de no ser necesario el conocimiento exacto de la tasa de descuento.

## SECCIÓN VII. GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

### Comparación de proyectos interdependientes

Frecuentemente el analista tiene en consideración proyectos interdependientes. Estos son aquellos cuyo resultado afectan los resultados de los otros. Por ejemplo, un proyecto de irrigación y de navegación en una misma cuenca podrían presentar interacciones benéficas y adversas. Las interacciones benéficas serían el resultado de eventuales regulaciones de escurrimiento fluvial que el proyecto de irrigación promueve y que es utilizado por el de navegación fluvial. Otra interacción de este tipo, es que el producto agrícola del proyecto de irrigación podrá aumentar la demanda del transporte fluvial. Las interacciones adversas podrán ser resultado de extracciones de agua promovidos por el proyecto de irrigación que vengán a perjudicar las condiciones de navegación.

Cuando existen proyectos interdependientes a ser evaluados, deben ser formados conjuntos de proyectos independientes. En el caso ejemplificado, existirían los conjuntos de la tabla VII.4.10.

Conjunto	Proyectos agregados
A	Ningún proyecto
B	Irrigación únicamente
C	Navegación únicamente
D	Irrigación y navegación

Los conjuntos serían evaluados como si fueran proyectos independientes, utilizando uno o más de dos criterios antes presentados.

### Estudio de caso. Análisis económico de proyectos de irrigación

Los costos de inversión en proyectos típicos de irrigación en la región de Barra de Garças, MT, Brasil, presentado por Lanna, Beltrame y Giasson (1990), fueron considerados en este ejemplo real. Estos proyectos serán analizados desde el punto de vista económico para este ejemplo. Las siguientes hipótesis fueron realizadas en la cuantificación de beneficios:

- En las regiones de suelos planos, la vocación es el plantío de arroz irrigado por inundación; en otra región de suelos más accidentados, el potencial agrícola es para el riego presurizado de soya y maíz.
- El uso alternativo del suelo en las áreas agrícolas es el cultivo de las mismas culturas sin irrigación (temporal).
- Los planes de cultivo en cualquier caso comprenden dos zafras, una durante la estación húmeda (noviembre a febrero) y otra durante la estación seca (mayo a agosto). Donde fueron cultivados, simultáneamente, soya y maíz, las culturas serán plantadas en forma secuencial.

Para las culturas consideradas, soya, maíz y arroz, la productividad y rendimiento mínimos adoptados son aquellos presentados en la tabla VII.4.11, proveniente del Programa Estatal de Irrigación, Mato Grosso, preparado bajo la coordinación del Convenio PRONI 221/87 establecido entre la Secretaría de Agricultura del Estado de Mato Grosso y el Programa Nacional de Irrigación (SAEMT, 1987).

El análisis económico fue realizado adoptándose el precio del mercado. Por lo tanto, este análisis es válido bajo el punto de vista del productor. Se verificaron, para diversos periodos de análisis, los valores de cuatro índices económicos: rentabilidad o tasa interna de retorno, razón costo-beneficio, valor actual de los beneficios



**Tabla VII.4.11. Incremento mínimo de productividad con irrigación.**

Cultura	Productividad de la cultura			Precio mínimo US \$/ton	Renta adicional US \$/ha
	Temporal Kg/ha	Irrigado Kg/ha	Incremento Kg./ha		
Arroz	1,390	3,500	2,110	156	329.16
Maíz	2,850	7,000	4,150	117	485.55
Soya	2,180	3,200	1,020	257	262.14

líquidos y razón beneficio líquido inversión, utilizándose en los tres últimos casos una tasa de descuentos igual a 12% al año. La consideración de diferentes periodos de análisis permite evaluar la rentabilidad del proyecto a corto y largo plazo, lo que es importante al adoptarse el punto de vista privado y público, respectivamente. Las siguientes hipótesis adicionales fueron adoptadas en el establecimiento del flujo de costos y beneficios:

a) Los valores de rescate de los equipos y máquinas, al final de sus vidas útiles, son iguales a 10% de sus valores iniciales.

b) El valor residual al final de cada uno de los periodos de análisis adoptados es calculado con base en la suposición de que haya una depreciación lineal entre el valor inicial y el valor de rescate.

Las tablas VII.4.12 a VII.4.14 presentan los resultados para la irrigación del arroz por inundación con motor diesel, a energía eléctrica y natural.

Los resultados muestran que la irrigación con motor diesel presenta un periodo de recuperación de capital, o rentabilidad del orden del costo de oportunidad de inversión (12%), solamente a partir del décimo año, lo que puede volver sin atractivos esta alternativa. La irrigación con motor eléctrico presenta rentabilidad suficiente para interesar a inversionistas privados. La dificultad existente deriva de la pequeña oferta regional de energía eléctrica, lo que necesitaría de grandes inversiones públicas para superarlas. De las tres alternativas la más atractiva es la irrigación por gravedad. Sus índices de rentabilidad superan en mucho los valores normales de los costos de oportunidad de inversión. Sin embargo, existe la dificultad de encontrar lugares que puedan ser irrigados por gravedad, a partir de la construcción de un depósito. Otra posibilidad, todavía más rentable, sería la irrigación por captación directa de cursos de agua, al filo de agua. Esa alternativa prescindiría de la inversión en reservas de agua, pero que igualmente, sólo podría ser aprovechada en situaciones específicas de ubicación y topografía.

**Tabla VII.4.12. Índices económicos para irrigación del arroz por inundación con bombeo a combustible diesel, por hectárea.**

Periodo de análisis (años)	Rentabilidad (%/año)	Razón B/C	VPBL (US \$)	Razón BL/l
5	7,1	0.95	-108.6	0.87
10	11,9	1.00	-2.8	1.00
15	12,6	1.01	25.3	1.03
20	13,3	1.01	61.6	1.07
25	13,5	1.01	71.0	1.09
30	13,7	1.02	84.2	1.10

**Tabla VII.4.13. Índices económicos para irrigación del arroz por inundación con bombeo por energía eléctrica, por hectárea.**

Periodo de análisis (años)	Rentabilidad (%/año)	Razón B/C	VPBL (US \$)
5	18.9	1.07	186.3
10	23.9	1.15	490.6
15	24.5	1.16	626.3
20	24.8	1.16	718.4
25	24.9	1.17	763.9
30	25.0	1.17	793.6

## SECCIÓN VII. GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

Las tablas VII.4.15 y VII.4.16 muestran que para soya y maíz ambas opciones de irrigación presentan rentabilidad superior a los costos de oportunidad usuales para inversión, siendo, por lo tanto, atractivos desde el punto de vista del agricultor.

Existe una mayor rentabilidad para la irrigación con pivote central, a pesar de que los costos de inversión sean mayores, ya que el módulo adoptado fue de 100 hectáreas. Las economías de escala deberán disminuir cuando el módulo del pivote central disminuya, siendo probable que la rentabilidad por hectárea sea del orden del sistema de aspersión convencional, cuando el módulo alcanza valores cercanos a 25 hectáreas.

**Tabla VII.4.15. Índices económicos para irrigación de la soya y maíz por aspersión convencional y energía eléctrica, por hectárea.**

Periodo de análisis (años)	Rentabilidad (%/año)	Razón B/C	VPBL (US \$)
5	14.9	1.06	259.1
10	17.7	1.16	645.8
15	18.9	1.23	933.7
20	19.0	1.23	1,022.7
25	19.1	1.24	1,108.3
30	19.2	1.24	1,153.1

**Tabla VII.4.16 Índices económicos para irrigación de la soya y maíz por aspersión con eje central y energía eléctrica, por hectárea.**

Periodo de análisis (años)	Rentabilidad (%/año)	Razón B/C	VPBL (US \$)
5	20.4	1.20	505.0
10	23.2	1.31	1,005.1
15	24.1	1.39	1,325.3
20	24.2	1.39	1,463.3
25	24.3	1.39	1,568.6
30	24.3	1.41	1,619.7

La utilización de motores a diesel no fue analizada debido a los resultados con el arroz, los cuales mostraron una pérdida de rentabilidad, la que volvería, probablemente, esta alternativa sin atractivos también en la irrigación de soya y maíz.

Se concluye que la ejecución de un programa de irrigación en el Área Programa de Barra de las Garças tiene atractivo económico desde el punto de vista privado. Las opciones más rentables son, por el orden de rentabilidad:

- a) Irrigación del arroz por inundación por el sistema de gravedad.
- b) Irrigación de soya y maíz por aspersión con pivote central en módulos de 100 ha.
- c) Irrigación del arroz por inundación por el sistema de bombeo con energía eléctrica.
- d) Irrigación por aspersión convencional de soya y maíz en módulos de 25 hectáreas.

Excluyendo la primera alternativa, que solamente podrá ser utilizada en áreas bastante específicas con relación a la topografía y proximidad de la fuente hídrica, todas las demás utilizan energía eléctrica. Se notó que la utilización de bombeo con motor diesel establece una rentabilidad sin atractivos desde el punto de vista privado.

# Capítulo VII.5. Incertidumbres en proyectos de recursos hídricos

## **Incertidumbres en proyectos de recursos hídricos**

La aleatoriedad del futuro es un factor constante en la vida humana que dificulta la toma de decisiones, sin embargo, a pesar de ello, es necesario tomar decisiones. La aleatoriedad del futuro es, en ciertos casos, atribuida a la carencia de información. Entendiéndose por carencia de información la ausencia o limitación cualitativa o cuantitativa de datos que posibiliten un mejor conocimiento de la realidad y la construcción de proyecciones confiables de su evolución futura. Alguna inversión podría ser efectuada en investigaciones, en recolección de información y en pruebas de teorías para reducir la incertidumbre. Por eso, en la medida que la humanidad alcance un desarrollo científico mayor, muchas de las frecuencias naturales que son catalogadas como aleatorias podrán ser previstas con mucha mayor precisión.

Otras corrientes científicas afirman que existen límites para la ciencia y que la aleatoriedad del futuro deberá existir siempre y ser considerada en la toma de decisiones, a pesar de que pueda esperarse una reducción de ésta en la medida en que modelos de la realidad sean formulados y perfeccionados.

No obstante, estas posiciones divergentes, el planificador y el tomador de decisiones enfrentan, en la práctica, la cuestión de cómo realizar sus funciones ante la aleatoriedad incorporada a los problemas que se les interponen. Algunos de esos tipos de aleatoriedad son enlistados en la tabla VII.5.1.

## **Conceptos de riesgo e incertidumbre**

Existen divergencias semánticas entre riesgo e incertidumbre, pero, generalmente, se considera un evento incierto cuando no se sabe cuándo, en dónde o cómo ocurrirá y no se puede contar con evaluaciones de la probabilidad de su ocurrencia. La probabilidad de una situación de riesgo puede estimarse a través de la estadística y con el uso de modelos probabilísticos o estocásticos. Por lo tanto, en la fase inicial del conocimiento sobre un fenómeno aleatorio, cuando no existe información al respecto, se está en una situación de incertidumbre. En la medida que alguna información sea obtenida sobre el fenómeno, y sea posible esbozar algunas teorías probabilísticas al respecto de su comportamiento, será posible atribuir niveles de probabilidad a las posibles ocurrencias del fenómeno y podrá evaluarse una situación de riesgo.

## SECCIÓN VII. GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

**Tabla VII.5.1. Ejemplos de tipos de aleatoriedad.**

Tipo	Ejemplo
a) Aleatoriedad que puede ser evaluada por modelos probabilísticos.	Aleatoriedad hidrológica y económica; crecimiento poblacional.
b) Aleatoriedad que aparentemente no pueden ser evaluada por modelos probabilísticos.	Aleatoriedad social, guerras, revoluciones, etc.
c) Aleatoriedad debido a la ignorancia sobre el estado actual de la naturaleza.	Conocimiento de la situación presente de ocurrencias naturales (nowcasting) tales como lluvias, escurrimientos, temperatura, etc.
d) Aleatoriedad debido a la ignorancia sobre el estado futuro de la naturaleza.	Previsión de sucesos naturales (forecasting), tales como lluvias, escurrimientos, temperatura, etc.
e) Aleatoriedad del valor socioeconómico presente de beneficios que ocurrirán en el futuro.	Valor y costos de producción, externas, Tasa de descuento, etc.
f) Aleatoriedad en la elección de las metas de planeación.	En función del momento social, económico y político.
g) Aleatoriedad sobre objetivos y restricciones a ser adoptados.	En función del momento social, económico y político.
h) Aleatoriedad en el proceso de decisión.	¿La decisión debe ser tomada hoy o será mejor postergarla para cuando se disponga de mayor información?

Aceptando los conceptos anteriores se puede concluir que eventos inciertos son muy raros, pues siempre será posible la estimación preliminar sobre el comportamiento probabilístico de un fenómeno aleatorio. Sin embargo, debe ser ponderado que la precisión con que los estudios estadísticos y probabilísticos son efectuados depende de la cantidad y calidad de información disponible. La información hace que las inferencias realizadas sean tan buenas cuanto lo sean las muestras disponibles de realizaciones del fenómeno.

Para ilustrar las consideraciones anteriores se puede hacer un paralelismo entre el riesgo y la incertidumbre de fenómenos hidrológicos, caudales fluviales, por ejemplo, y el riesgo y la incertidumbre de fenómenos sociales, demandas ambientales de una sociedad, por ejemplo. Los caudales fluviales y las demandas ambientales de una sociedad son fenómenos aleatorios, pues no pueden ser previstos con exactitud. La incertidumbre sobre el régimen fluvial de un río, para cada sección fluvial, puede ser reducida por diversas técnicas hidrológicas. Éstas podrán comprender la instalación de una estación hidrométrica en el lugar, la transferencia de informaciones de otras estaciones hidrométricas en el mismo río o en la misma cuenca, el uso de modelos hidrológicos regionales, etc. Las técnicas hidrológicas permiten, por lo tanto, que sean construidos modelos probabilísticos o estocásticos sobre el comportamiento de los caudales y que de la incertidumbre inicial se llegue a una evaluación satisfactoria de una posible situación de riesgo. Sin embargo, los resultados de modelos construidos serán tan válidos como lo sea la información utilizada en su concepción.

No obstante, la precisión o confiabilidad atribuida al modelo, se pueden tener regiones o estaciones anuales donde la variabilidad de los caudales sea grande y, aunque se pueda contar con muestras bastante consistentes sobre el fenómeno, las previsiones serán poco confiables. Por otro lado, existirán regiones y estaciones hidrológicas en que aún con gran carencia de datos se podrán obtener previsiones confiables. Por ejemplo, las previsiones de los caudales de un río intermitente en una región árida durante la estación seca podrán ser previstas como nulas con un buen margen de precisión, para cualquier año.

En el caso de las demandas ambientales de una sociedad se tiene una mayor complejidad, lo que es común cuando se trata de fenómenos sociales. Hace poco tiempo cualquier planificador hubiese cometido un gran

error si pretendiese prever el nivel de estas demandas. De una situación de preocupaciones dirigidas al desarrollo económico y regional casi exclusivamente, la sociedad paso a agregar a éstas la preservación del ambiente natural. Un número bastante amplio de informaciones puede ser encontrado sobre este fenómeno, pero es difícil prever su evolución tanto hoy como lo fue en el pasado, tal vez por la dificultad de desarrollo de modelos de comportamiento social. Esta es una situación en que el nivel de exigencia sobre las informaciones para la construcción de previsiones es mucho mayor que en el caso de las previsiones de fenómenos naturales.

### **Decisiones en situación de riesgo**

Las decisiones son siempre efectuadas en situaciones de riesgo o incertidumbre. Se dice que existe la paradoja del tomador de decisiones siguiente: al tomar una decisión, todo lo que interesa es el futuro, pero todo lo que se conoce es el pasado. La información conocida del pasado es con lo que se puede contar para prever el futuro aleatorio.

El tomador de decisiones puede, en función de esta información, adoptar dos posiciones al momento de la decisión: el tomar la decisión ahora, sea cual fuere la información disponible y las previsiones que pueda hacer para el futuro, o postergarla en espera de más información y previsiones confiables. Esta última situación es muchas veces aconsejable, pero existen momentos en que la decisión tiene que ser tomada, sea cual sea la información disponible pues el no decidir y dejar que las cosas sucedan es una decisión frecuentemente equivocada.

Otro problema ocurre con relación al alcance de la decisión. Las previsiones son más confiables a corto que a largo plazo. Esto puede llevar al tomador de decisiones a optar por las decisiones a corto plazo y postergar aquellas de largo plazo. Si esto es posible, se permite, por un lado, la preservación de opciones y por otro lado, evitar o aprovechar economías de escala. Por ejemplo, la adopción de esta posición llevaría a la construcción de una represa de una dimensión inicial con previsión de expansiones en el futuro. El costo de esta sistematización por etapas de la construcción será probablemente mayor que el de la construcción de inmediato con la dimensión final. Por otro lado, adoptándose el escalonamiento del proyecto será posible la alteración de los planes de expansión, si las proyecciones de demanda hídrica fueran verificadas como sobredimensionadas.

Otra desventaja de las decisiones a corto plazo es que se pueden omitir los conflictos que ocurrirán a largo plazo con la expansión del sistema. Por ejemplo, la expansión de una represa aumentará el área inundada. En el caso de que no sea prevista la reserva del área de inundación, esta superficie podría ser ocupada por alguna actividad económica, haciendo inviable que el proyecto prosiga.

Así pues, planear debe ser una actividad permanente con ajustes de un futuro aleatorio. Las decisiones que involucran el compromiso de recursos deben orientar la atención de metas de planeación de corto plazo, pero teniendo en consideración las metas de largo plazo. Esto equivaldría, en el ejemplo anterior, a la expropiación y reserva del área que se ha previsto ser inundada en el futuro, por la expansión de la represa o establecer controles en su ocupación, aún cuando en una primera etapa la represa inundará una porción de esa área.

Es particularmente importante, en la planeación, la preservación de opciones para el futuro de forma en que cambios sociales, naturales y de tecnologías puedan ser enfrentadas sin perjuicios y exploradas con eficiencia. Algunos ejemplos de preservación de opciones para el futuro serían:

a) La construcción de proyectos por etapas, tomando de inmediato las decisiones necesarias para la viabilidad de las expansiones futuras.

## SECCIÓN VII. GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

b) La previsión de compuertas en una represa, posibilitando en el futuro su construcción para la viabilidad de la navegación fluvial.

c) La localización de embalses, evitándose el compromiso de áreas que podrán en el futuro ser usadas para la agricultura o minería.

d) La preservación de lugares de valor ecológico, histórico o escénico, teniendo en consideración su disfrute por las generaciones actuales y futuras.

### Enfoques de decisión en situaciones de riesgo

Los enfoques son clasificados en determinísticos y probabilísticos. Los enfoques determinísticos consideran escenarios económicos y naturales para evaluar las decisiones. Los escenarios económicos estarían definidos por proyecciones de población, de demandas, de niveles de actividad económica, etc. El escenario natural en recursos hídricos se refiere, generalmente, a disponibilidades hídricas, adoptándose normalmente los valores históricamente observados u otras alternativas generadas por modelos estocásticos de variables hidrológicas.

El otro enfoque agrega al modelo de decisión modelos probabilísticos. Esto aumenta substancialmente la complejidad de la formulación haciendo que sólo para ciertos casos específicos pueda este enfoque ser utilizado prácticamente. Ejemplos de cada caso son presentados a continuación.

### Enfoques determinísticos

A lo largo de los capítulos anteriores fueron presentados y propuestos enfoques de naturaleza determinista. En los ejemplos de análisis económico de proyectos se supone que los beneficios y costos futuros son conocidos con exactitud. En la práctica estos valores formarían parte de uno de los escenarios que serían considerados en el análisis. Estos escenarios representan futuros alternativos cuya probabilidad de ocurrencia es incierta o estimada sin mucha precisión. Algunos ejemplos de escenarios que podrían ser analizados son:

a) Escenarios que representan una relación completa de usos hídricos en el futuro: serían consideradas todas las alternativas de uso con base en la vocación regional y evolución tecnológica previsible. Por ejemplo, sería evaluada la distribución factible entre las unidades generadoras de energía eléctrica, considerando las opciones hidráulica, nuclear, térmica, eólica, etc. Los escenarios incluirían desde la intensidad mínima previsible hasta la máxima previsible. Por ejemplo, en la planeación hidroeléctrica podría ser supuesto el uso máximo de la energía hidráulica hasta su agotamiento o un uso más intenso de energía nuclear, con alguna complementación a partir de la energía eléctrica o de carbón. Escenarios intermedios serían igualmente considerados.

b) Escenarios que representan una amplitud completa de necesidades y oportunidades combinadas de uso y suministro hídrico: incluirían todos los tipos de demanda posibles con sus respectivas intensidades alternativas.

Es obvio que para cada escenario se podrán tomar decisiones diferentes. Ante esta situación, el planificador deberá tomar las decisiones más robustas, es decir, aquellas que son suficientemente satisfactorias para la mayor cantidad de escenarios y que no sean tan malas para todos los demás. Estas decisiones serán más desarrolladas en etapas avanzadas de planeación, para ser presentadas al tomador de decisiones.

Diversos criterios podrán ser adoptados para un enfoque más objetivo del problema. Estos criterios son:

- a) Descuento del riesgo.
- b) Limitación del periodo de análisis.
- c) Proyecciones conservadoras de los flujos de costos y beneficios.
- d) Adopción de factores de seguridad.
- e) Decisiones con maximización del menor retorno (maxi-min).
- f) Decisiones con minimización del mayor arrepentimiento (míni-max).

### *Descuento de riesgo*

En este caso la tasa de descuento a ser usada en la evaluación tendría un incremento que sería función del riesgo relativo que pueda ser atribuido a cada proyecto alternativo. Matemáticamente esto podría ser formulado como sigue:

$$P/F = 1 / [ 1 + d + v \phi ]^N \quad \text{[VII.5.1]}$$

donde  $P/F$  es el factor de actualización para pagos únicos de la matemática financiera,  $d$  es la tasa de descuento y  $N$  el número de años hasta el valor a ser descontado. El producto  $v \phi$  representa el descuento de riesgo, siendo  $\phi$  una estimación del riesgo de alguna ocurrencia adversa con relación al proyecto considerado y  $v$  un parámetro empírico de ajuste.

Esta sistematización aumentaría la tasa de descuento para proyectos cuyo riesgo sea mayor. Como resultado, los proyectos con mayor riesgo sufrirán una mayor depreciación de los beneficios futuros y, por ello, tendrán que justificarse en función de los beneficios obtenidos en plazos más cortos.

### *Limitación del periodo de análisis*

Esta limitación no considera resultados del proyecto de mediano o largo plazo. Existe, por lo tanto, una cierta correspondencia con el enfoque anterior. Cuando se aumenta la tasa de descuento, se dará menor peso a los retornos de mediano y largo plazo. Esta depreciación es, sin embargo, gradual. En el caso de la limitación del periodo de análisis se establece una depreciación brusca y total de los retornos que ocurran después de este periodo.

### *Proyecciones conservadoras de los flujos de costos y beneficios*

En este enfoque se busca adoptar un pesimismo metodológico en la evaluación del proyecto, imaginándose que si el proyecto presenta méritos ante proyecciones pesimistas, es porque ellos ciertamente existirán. Se trata obviamente de un enfoque ampliamente subjetivo que dará margen al analista para privilegiar subjetivamente las alternativas que cuenten con su mayor agrado.

### *Adopción de factores de seguridad*

Este enfoque es muy utilizado en el cálculo estructural y es análogo a la inclusión de las restricciones en evaluación de los costos de un proyecto. Este enfoque representa un progreso con relación al anterior, ya que los factores de seguridad podrán ser establecidos de forma normada. Así, la subjetividad del analista no será ejercida a través de la elección personal de factores de seguridad más bajos para los proyectos de su simpatía.

## SECCIÓN VII. GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

### Decisiones con maximización del menor retorno (max-min)

Este enfoque pretende orientar a la toma de decisión más adecuada considerando que la peor situación previsible sucederá en el futuro. En otras palabras, la decisión es orientada para la alternativa que mejor se adecue, en caso de que el futuro presente las condiciones más críticas. Es, por lo tanto, una posición de gran aversión a los riesgos, el ejemplo siguiente muestra el uso de este enfoque.

**Ejemplo 13.** La tabla VII.5.2 muestra los resultados de cuatro alternativas de proyectos bajo tres escenarios, que representan la amplitud esperada de los futuros posibles. El peor resultado obtenido en cada alternativa es colocado en la última columna. La decisión max-min seleccionará la alternativa que resulte con las mayores ganancias ante la peor circunstancia. Como el mejor entre los peores resultados es 240, correspondiendo a la alternativa B, esta representa la mejor opción del proyecto.

Tabla VII.5.2. Retorno de las decisiones ante los escenarios posibles.				
Alternativa	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3	Peores resultados
A	200	800	950	200
B	240	300	250	240
C	700	550	150	150

El ejemplo buscó exagerar la inconsistencia básica de este enfoque decisivo. Al seleccionarse la alternativa B sólo se tuvo ojos para los peores resultados, sin consideración de los demás. Al hacer esta elección, el analista estará anulando las posibilidades de obtener altas ganancias, como en la alternativa A, en caso de que sucedan los escenarios 2 o 3, o en la alternativa C, ocurriendo los escenarios 1 o 2. Es clara la incoherencia al no seleccionar la alternativa A, por ejemplo, abdicando de ganar 800 o hasta 950, a pesar de que se pueda ganar únicamente 200, en función de la garantía de tan sólo 40 unidades más.

Este criterio de decisión es, por lo tanto, justificado sólo en situaciones en que los escenarios más desfavorables ocasionarían consecuencias altamente indeseables. Este sería el caso del proyecto de un vertedor de una gran represa. Es práctica común, en ingeniería, proyectarlo con una capacidad de vertido con base en la crecida máxima probable de la cuenca. Esto equivale a suponer el peor escenario y adecuar la decisión en consecuencia, a pesar de que se sepa que la probabilidad de que este evento suceda es extremadamente pequeña. La lógica para esta elección radica que en las consecuencias de la ruptura de la cortina del embalse serían tan adversas que existirá una total aversión a ese riesgo.

Otra circunstancia en que el enfoque max min es utilizado en recursos hídricos es en la operación de embalses. Existe el enfoque del periodo crítico que define la política operacional en función de la secuencia más desfavorable para los propósitos operacionales de caudales observados en el pasado. La política operacional adoptada será aquella que presenta los mejores resultados ante la peor situación observada. De esta forma se anulan las oportunidades de obtención de grandes ganancias en contrapartida de la reducción de perjuicios resultantes del escenario más desfavorable.

### Decisiones con minimización del mayor arrepentimiento (min-max)

El enfoque decisivo min-max ofrece una alternativa a las críticas emitidas al enfoque max-min. El ejemplo que a continuación se presenta ilustra su aplicación.



**Ejemplo 14.** Se comentó, en el análisis del ejemplo anterior, que la elección de la alternativa B fue motivada por la tentativa de garantizar el retorno de 240 en el caso de que ocurra en el futuro el escenario 1, que es el más desfavorable. Entonces, si ese escenario llegara a ocurrir, la mejor alternativa sería C, la cual tendría una ganancia de 700. Así, el arrepentimiento que habría en la elección de la alternativa B, en el caso de que ocurra el escenario 1 sería de  $700 - 240 = 460$ . Computándose los demás arrepentimientos, la tabla VII.5.3 esta conformada de la siguiente forma: la columna de la derecha presenta los mayores arrepentimientos para a cada alternativa. La elección se haría por la alternativa que garantice el menor entre los mayores arrepentimientos o sea, la alternativa A con valor de arrepentimiento máximo igual a 500.

**Tabla VII.5.3. Decisiones min-max: tabla de arrepentimientos con tres escenarios posibles.**

Alternativa	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3	Mayores arrepentimientos
A	500	0	0	500
B	460	500	700	700
C	0	250	800	800

Este criterio de decisión tiene un carácter especulativo, en el sentido económico. Al minimizar el mayor arrepentimiento, la preocupación se encuentra no tanto en lo que se podría perder, sino en lo que se dejó de ganar. La crítica principal a ese enfoque es su sensibilidad ante eventos raros. Supóngase que hubiese un escenario 4 en el cual resultarían ganancias de 1,000, 2,000 y 2,000 para las alternativas A, B y C respectivamente. La tabla VII.5.4 muestra como quedarían los arrepentimientos.

**Tabla VII.5.4. Decisiones min-max: tabla de arrepentimientos con cuatro escenarios posibles.**

Alternativa	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3	Escenario 4	Mayores arrepentimientos
A	500	0	0	1,000	1,000
B	460	500	700	0	700
C	0	250	800	0	800

Este cuarto escenario eliminaría la alternativa A de las lucubraciones en función de las altas ganancias que las demás alternativas producirían, aún cuando la probabilidad de ese escenario fuese extremadamente reducida. Ello muestra que las decisiones min-max son adecuadas para posiciones de gran propensión a ganancias, aún cuando tuvieran baja probabilidad de ocurrencia.

**Enfoques probabilísticos para decisiones en situaciones de riesgo.**

Cuando se tienen estimaciones de probabilidades de ocurrencia de los escenarios futuros, los enfoques probabilísticos pueden ser utilizados. Esos enfoques se dirigen, por lo tanto, a situaciones de riesgo, conforme la definición adoptada. Dos enfoques serán presentados: el enfoque de la maximización del valor esperado de las ganancias y el enfoque de la restricción probabilística.

*Maximización del valor esperado de los retornos*

El valor esperado de una variable aleatoria está definido por la siguiente ecuación:

$$E[U] = \sum_{i=1}^M [p(i)U(i)] \tag{VII.5.2}$$

## SECCIÓN VII. GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

donde  $E[U]$  es el valor esperado de la variable aleatoria  $U$ ,  $U(i)$  son las posibles realizaciones de esta variable y  $p(i)$  es la probabilidad asociada a la  $i$ -ésimo evento. Este enfoque puede ser justificado de forma objetiva por la Ley de los Grandes Números de la teoría de probabilidades. La Ley de los Grandes Números establece que bajo ciertas circunstancias la media aritmética de  $N$  realizaciones de una variable aleatoria tiende a su valor esperado cuando  $N$  es un valor grande. Existen diversas circunstancias en las cuales esto sucede. Una de ellas se presenta cuando la variable aleatoria es estacionaria e independiente o ligeramente dependiente.

La importancia de este dato para la decisión, es que las ganancias de un proyecto están formadas por realizaciones de una variable aleatoria. Conociéndose las probabilidades asociadas a cada realización, puede ser estimado el valor esperado de los retornos. Al maximizar o minimizar ese valor esperado se estará maximizando o minimizando la media de los retornos de un periodo largo. Para que esto sea viable, existen las siguientes condiciones de aplicabilidad, análogas a las de la Ley de los Grandes Números:

- El periodo de análisis deberá ser grande. Eso significa que el proyecto deberá operar por un largo plazo, no debiendo ser destruido o tener su operación concluida por cualquier otro factor, a lo largo de dicho periodo.
- Los retornos deben ser resultado de un proceso estacionario. Es decir, no deberán haber alteraciones sustanciales en el proyecto que modifiquen la distribución probabilística de los retornos.
- Los retornos deben ser independientes o ligeramente dependientes. Los resultados de una realización de estos retornos no deberán afectar los próximos resultados de forma relevante. El ejemplo siguiente ilustra su aplicación.

**Ejemplo 14.** Suponga que el análisis estadístico tenga estimado que los escenarios presentados en la tabla 19 tengan probabilidades de ocurrencia iguales a 30%, 60% y 10% respectivamente. La tabla VII.5.5 presenta los valores esperados de los retornos resultantes para cada una de las decisiones.

Tabla VII.5.5. Valor esperado de los retornos considerando 3 escenarios posibles.

Escenarios:	1	2	3	
Probabilidades (%)	30	60	10	Valor esperado
Decisiones				
A	200	800	950	635*
B	240	300	250	277
C	700	550	150	555

\*Ejemplo de cálculo:  $0.30(200) + 0.60(800) + 0.10(950) = 635$

Como el máximo retorno esperado ocurre para la decisión A, esta sería la opción seleccionada. El mayor problema de uso de valores esperados como criterio decisivo viene de la necesidad de las condiciones enlistadas a ser cumplidas. Podrán ocurrir escenarios durante la operación de un proyecto que generen modificaciones estructurales y que afecten los retornos futuros. Por ejemplo, un largo periodo de sequía que desestabilice el sistema económico regional, causando migración de los agricultores que usaban el sistema de irrigación construido en el proyecto. Otra posibilidad sería la propia falla del sistema por una crecida extraordinaria.

Las circunstancias anteriores pueden limitar la aplicación de este criterio para un proyecto único. Restricciones menos severas existen cuando este procedimiento de Valores Esperados fuera aplicado como criterio decisivo en la selección de diversos proyectos. En esta situación, sería encontrada una condición actuarial, similar de aquellas que justifican a una aseguradora actuar en el mercado de seguros. A pesar de que algunos proyectos

puedan incumplir con las condiciones de aplicabilidad de la Ley de los Grandes Números, otros si permitirán que esto ocurra, ya que su número puede ser considerado igualmente grande. Es decir, la Ley de los Grandes Números, aún cuando no sea aplicable a cada proyecto, se aplica al conjunto de proyectos. La única condición de aplicación es que los retornos de cada proyecto deberán ser independientes en el espacio o, por lo menos, dependientes en pequeños grupos.

El criterio de los valores esperados se adecua más comúnmente a las decisiones realizadas por una entidad que opera en una serie amplia de proyectos similares y casi independientes, en una situación próxima a la actuarial. La aplicabilidad a un proyecto único deberá ser verificada antes de ser adoptada.

**Restricciones probabilísticas**

En este criterio, las decisiones consideradas viables son aquellas que limitan el riesgo de ocurrencias adversas bajo un determinado límite, conocido como umbral de riesgo tolerable. El criterio decisivo a ser adoptado es cualquiera de los que fueron señalados previamente, siempre y cuando la decisión seleccionada sea obtenida del conjunto viable. El ejemplo siguiente ilustra la aplicación de este criterio.

**Ejemplo 15.** Supóngase que exista un cuarto escenario en el problema que ha sido analizado. Los retornos en la ocurrencia de ese escenario, así como las nuevas estimaciones de probabilidades de ocurrencia son proporcionados por la tabla VII.5.6. La decisión A tiene ahora 1% de riesgo de falla del sistema. El hecho de existir esa probabilidad de falla puede impedir el uso de valores esperados, en el caso de que el riesgo existente no sea tolerable. En esa situación en que el riesgo tolerable es menor que 1%, la decisión A será inviable y las decisiones B y C serán las concursantes a la implementación. Los valores esperados de los retornos de estas decisiones son respectivamente 269.5 y 530 siendo C la opción seleccionada.

<b>Tabla VII.5.6 Nueva situación con escenario 4 incluido.</b>				
Decisiones	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3	Escenario 4
Probabilidades (%)	30	60	10	1%
Decisiones				
A	200	800	950	falla
B	240	300	250	-500
C	700	550	150	-1,000

## ■ BIBLIOGRAFÍA

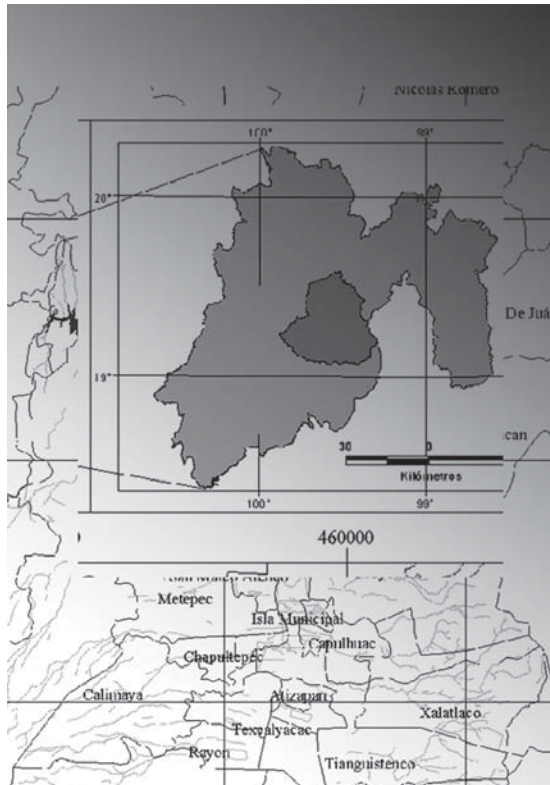
- Ceña, F. y C. Romero (1989). *Evaluación Económica y Financiera de Inversiones Agrarias*, 2ª ed. Banco de Crédito Agrícola, Madrid.
- Dasgupta, Sen y Marglin (1972). *Pautas para la evaluación de proyectos*, ONUDI, New York.
- Holanda, N. (1968). *Elaboración y Evaluación de Proyectos*. APEC Editora S.A.
- Lanna, A.E. y V. Rocha (1988). *Evaluación económica y financiera de proyectos de irrigación*. Asociación Brasileña de Educación Agrícola Superior Curso Ingeniería de la Irrigación. Brasilia.
- Lanna, A.E.; L.F. Beltrame y Giasson (1990). "Análisis Económica Preliminar de la Viabilidad de Irrigación en la Región de la Barra de las Garças, Estado de Mato Grosso", en *Symposium on Water Management in Amazon Basin*. ABRH/IWRA/-UNEP/UNESCO. Manaus.
- Little, I.M. y J.A. Mirrlees (1974). *Project Appraisal and Planning for Developing Countries*. Heinemann Educational Books, London.
- OIEAU (1998). *Organización de la gestión del agua en Francia*. Office International de l'Eau. < [http://www.oieau.fr/gest\\_eau/portugai/part\\_a.htm](http://www.oieau.fr/gest_eau/portugai/part_a.htm)>.
- Peña, H. (1998). "La gestión del recurso hídrico en Chile", *Simposio Internacional sobre Gestión de Recursos Hídricos*, Gramado, RS, Brasil. <<http://www.ufrgs.br/iph/simposio>>
- PRIME (1996). "Les Agences de l'Eau et les Comites de Bassin en France". *Conférence Euro-Méditerranéenne sur la Gestion Locale de l'Eau*, Marseille, 25 al 26 de novembre. <<http://www.oieau.fr/euromed/feuromed.htm>>.
- Republique Française (2000). *La Réforme de la Politique de l'Eau*. Avis et Rapport du Conseil Economique et Social.
- SAEMT (Secretaria de Agricultura del Estado de Mato Grosso) (1987). *Programa Estatal de Irrigación*. Convenio PRONI 221/87.
- Summerton, N.W. (1996). "Integrating the private sector and other public authorities into the local management of water". *Conférence Euro-Méditerranéenne sur la Gestion Locale de l'Eau*, Marseille, 25 a 26 de

novembre. <<http://www.oieau.fr/euromed/feuromed.htm>>.

Taylor, G.A. (2000). *Ingeniería económica. Toma de decisiones económicas*. Limusa, octava reimpresión de la segunda edición.

Tonet, H.C.E. y R.G.F. LOPES (1994). *Alternativas organizacionales más adecuadas para viabilizar el uso de los instrumentos de evaluación de impactos ambientales y gerenciamiento de la cuenca hidrográfica*. Texto de consultoría en gestión pública para el Proyecto de Tecnologías de Gestión Ambiental del IBAMA. Brasília, DF.

# SECCIÓN VIII



*Análisis crítico  
a una gestión  
de recursos  
hídricos  
inapropiada:  
impactos ambientales  
y sociales*



# Introducción

Los recursos hídricos son un elemento fundamental para el desarrollo equilibrado de cualquier nación. Sin embargo, la compatibilidad de las actividades humanas con esta realidad es un proceso que reviste una gran complejidad, es por ello una temática que carece históricamente de un análisis y planeación adecuados desde una perspectiva integrada y bajo la consideración de horizontes temporales de corto, mediano y largo plazos.

La necesidad de una gestión integrada de recursos hídricos se acentúa por la existencia de una presión creciente que es ejercida sobre estos recursos.

El concepto de gestión integrada de recursos hídricos puede ser entendido como el proceso organizado, orientado a la identificación de las mejores soluciones para los problemas presentes y futuros asociados con el recurso agua.

De acuerdo con López-Camacho (1997, citado por Pedregal, 2002), el nuevo paradigma hidrológico, surgido en un contexto de ampliación de la conciencia ambiental, presidido por el concepto de desarrollo sostenible, se apoya en los siguientes principios y criterios: conservación del agua y uso sostenible de los recursos naturales; gestión integrada de la demanda y la oferta de agua; la consideración global de la cantidad y la calidad de los componentes del ciclo hidrológico en conjunto con el suelo y la atmósfera; la precaución y la acción preventiva; la subsidiariedad y la responsabilidad compartida; la integración de las diversas políticas en relación con el recurso; el establecimiento de instrumentos económicos y financieros adecuados; la formación de capacidades; la información pública; la investigación y el desarrollo aplicado.

De manera resumida, se puede decir que la gestión del recurso hídrico debe conciliar, por un lado, la satisfacción de las necesidades hídricas de una cuenca, región, país o continente, considerando los diferentes usos del recurso y, por otro lado, garantizar la preservación del ambiente, los recursos naturales, satisfacción de las necesidades de la población y, por consecuencia, lograr paz y armonía social.

Lamentablemente, hoy en día, se carece de algún ejemplo completamente exitoso con base en las premisas antes enunciadas. Numerosas son las amargas experiencias en donde el recurso hídrico ha sido severamente dañado, y ello como una consecuencia de la ineficiente, o inexistente, gestión del agua.

En esta sección se presentan capítulos que servirán de reflexión y orientación sobre casos en donde la gestión de los recursos hídricos no siempre ha sido la más idónea. Se inicia con aspectos de índole metodológica que deberían ser el eje de decisiones para la aplicación de proyectos hídricos; se cubren aspectos de carácter social y de género, no sin hacer un énfasis particular en los devastadores efectos de la influencia antrópica sobre los sistemas acuáticos y propuestas de trasvases entre cuencas. Se finaliza con un capítulo sobre una propuesta metodológica de gestión entrópica del agua y otro sobre la formación de redes en gestión integrada de recursos hídricos.





# Capítulo VIII.1. Metodología para estudios de impacto ambiental de obras hidráulicas

Los estudios de impacto ambiental tienen como objetivo identificar, interpretar, predecir y prevenir las consecuencias de las acciones generadas por la ejecución de un proyecto encaminado a mejorar la salud y el bienestar del ser humano, los ecosistemas y los bienes de interés cultural y patrimonial (Ortiga y Rodríguez, 1994; Gómez Orea, 2003). Está claro que este objetivo implica que dichos estudios tengan un carácter marcadamente interdisciplinario, pues se manejan datos e informaciones procedentes de áreas del conocimiento muy diversas.

Hay que tener presente que los términos 'evaluación del impacto ambiental' y 'estudio de impacto ambiental' se confunden frecuentemente pero hay que tener presente que el primero incluye al segundo. Además, la evaluación es un procedimiento administrativo especial, dirigido y coordinado desde instancias administrativas, mientras que el estudio es labor de profesionales ligados al promotor del proyecto, independientemente de que sea público o privado.

Otro problema conceptual es que en documentos especializados al referirse a los métodos de evaluación del impacto ambiental, se aborda el tema de modelos del tipo de la matriz de Leopold, el del Instituto Battelle-Columbus y otros muchos, ya conocidos.

Tales modelos no son suficientes para efectuar una evaluación de impacto ambiental, ni tampoco un estudio completo de impacto ambiental, sino que sólo sirven para elaborar determinadas fases del mismo.

Los estudios de impacto ambiental no son objeto de un método de ejecución normalizado excepto en lo concerniente a su contenido, que está recogido en la normativa de cada país. Este contenido, a grandes rasgos contiene los siguientes apartados:

- Descripción del proyecto y sus acciones.
- Examen de alternativas técnicamente viables y justificación de la solución adoptada.
- Inventario ambiental y descripción de las interacciones ecológicas o ambientales claves.
- Identificación y valoración de impactos, tanto en la solución propuesta como en sus alternativas en cada una de las etapas: construcción, operación y abandono.

## SECCIÓN VIII. ANÁLISIS CRÍTICO A UNA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS INAPROPIADA

- Establecimiento de medidas protectoras y correctoras.
- Programa de vigilancia ambiental.
- Consulta pública.
- Documento de síntesis.

### **Caso de estudio: Embalses**

Los estudios de impacto ambiental relacionados con el almacenamiento de agua tienen sus propias características, como consecuencia directa de los cambios sustanciales que tienen lugar durante la construcción, operación y abandono de embalses.

Una primera característica es que desde el punto de vista del medio ambiente hay que destacar la aparición de un ecosistema nuevo y extraño al lugar en donde se ubica el embalse, lo que trae como consecuencia que el ecosistema anterior desaparezca. Este cambio artificial impuesto ocasionará una serie de efectos sobre otros ecosistemas que estaban en conexión con el ecosistema extinto.

Por otro lado, existe una limitante para estos estudios de impacto ambiental, pues difícilmente se pueden analizar alternativas debido a que con frecuencia estos embalses se localizan en emplazamientos únicos.

Por otro lado, las repercusiones socio-económicas que se originan pueden tener un alcance imprevisible. Entre los beneficios para la población están la protección contra crecidas, el suministro de agua a poblaciones o el incremento de la renta percibida por las familias del entorno afectado. Como contraparte se tienen las repercusiones negativas, las cuales pueden ser de grave índole: la inundación de tierras de cultivo o pueblos enteros, la aparición de un elemento de riesgo o simplemente la destrucción de un paisaje irremplazable y característico de una región natural; generalmente estas pérdidas son de difícil evaluación y cuantificación.

Una característica más de estos proyectos es que los embalses pueden tener objetivos múltiples, lo que implica una enorme complejidad de los problemas que se generan debido a que las actividades que directa o indirectamente entran en relación con el proyecto son muy variadas, así como también los efectos. Todo esto implica que los sectores afectados sean muy diversos (medio físico-biológico y el medio socio-económico), por lo que los intereses son también muy diferentes y pueden entrar en conflictos.

A continuación se realiza una descripción concisa de los epígrafes más importantes de un estudio de impacto ambiental para el caso de un embalse.

#### **a) Justificación**

El primer paso del Estudio de Impacto Ambiental, consiste en exponer las razones que han llevado a considerar la necesidad de la actividad proyectada, así como la justificación del emplazamiento elegido, frente a otras posibles alternativas para su ubicación. En este sentido es útil, hacer una breve recapitulación histórica de las condiciones o problemas identificados en el entorno. También es conveniente un breve análisis de las opciones rechazadas si las hubiere, mediante una descripción de sus consecuencias ambientales, técnicas, sociales y económicas; todo ello en el doble aspecto que constituyen: por una parte el tipo de soluciones adoptadas y, por otra, la ubicación elegida entre todas las posibilidades; se trata de gestionar ambientalmente la actividad hidráulica proyectada.

Además hay que considerar, la gran utilidad que la evaluación de impacto ambiental, puede tener en el proceso de selección entre distintas alternativas. La comparación entre los resultados del método aplicado a cada alternativa suministra información respecto a sus repercusiones ambientales, esta información es de gran utilidad para quien ha de elegir entre varias opciones.

### ***b) Descripción del proyecto y sus acciones***

El enfrentamiento entre las variables del medio y las acciones en que se concreta la actuación, para analizar las repercusiones de esta última sobre aquellas, necesita el conocimiento de los principales elementos físicos del proyecto. Conviene que esta descripción sea lo más esquemática posible, limitándose a los aspectos relevantes desde el punto de vista ambiental. En general, las características del proyecto a considerar -sin ánimo de ser exhaustivos- podrían ser entre otras (MOPT, 1989):

i) Datos generales: Situación de la cortina, cotas de embalse, máximo nivel normal, máximo nivel en crecidas, capacidad del embalse (normal, en crecidas), superficie de láminas de agua (normal, en crecidas).

ii) Datos hidrológicos. Arroyos y ríos afectados, superficie de cuenca vertiente, aportación media anual, caudales de avenidas.

iii) Tipos de presa. En mampostería, en hormigón, de gravedad, contrafuertes, arco-gravedad, de tierra, con pantalla de hormigón, etc.

iv) Datos técnicos de la cortina. Cota de coronación, permeabilidad horizontal, materiales empleados, coronación, etc.

Durante los periodos de planeación y proyectos se tratará de identificar, describir, producir e instalar las soluciones óptimas al problema planteado. El periodo de uso identifica las mejores tácticas para operar y desarrollar las soluciones antes propuestas.

Según la fase del desarrollo en la que se aborde la valoración de las repercusiones ambientales, el enfoque y las técnicas a emplear serán diferentes. A continuación se reseñan estas fases.

*Fase de planeación.* Corresponde al ámbito de la planificación física, y su realización se orienta a la detección de ubicaciones con máxima capacidad de acogida o aptitud del territorio, para la adecuada actividad y mínima fragilidad del mismo.

*Fase de construcción.* Implica las operaciones previas a la acumulación de agua, así como las necesarias para la construcción de la cortina. Tales operaciones varían, lógicamente, según las circunstancias de cada proyecto y del tipo de cortina a construir. Una relación básica de tipos de acciones impactantes podría ser:

- Derivaciones de agua y ataguías.
- Caminos y pistas de acceso y montaje.
- Obras de construcción propiamente dichas, incluidos los movimientos de maquinaria.
- Transporte de materiales a la obra o fuera de ella.
- Vertido de tierras y diversos materiales originados durante la construcción.
- Edificios de obra.

## SECCIÓN VIII. ANÁLISIS CRÍTICO A UNA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS INAPROPIADA

- Deforestación de vaso.
- Cantera.
- Reposición de viales.
- Información socioeconómica.

*Fase de explotación.* Es el tiempo que transcurre desde la puesta total de la obra hasta su abandono o demolición. Durante este período, se pueden distinguir los siguientes tipos de acciones impactantes.

- Cortina y embalse del agua.
- Infraestructura.
- Oscilaciones de nivel del agua embalsada.
- Regulación del caudal aguas abajo de la presa.
- Datos socioeconómicos.

*Fase de abandono.* Una presa puede ser abandonada por cuestiones muy diversas (técnicas, sociales, etc).

### ***c) Inventario ambiental***

La caracterización y posterior valoración del medio sobre el que se actúa constituye un punto de partida básico. Para hacer el inventario del medio se requiere de una serie de etapas, que se inician con la determinación de las variables a analizar y su nivel de detalle; la recolección de información propiamente dicha y se finaliza con la cartografía y tabulación de la información y su almacenamiento.

Es imprescindible que en las fases de prospección y cartografía se incluyan todas las variables que, por una parte, representen las características definitorias del territorio y, por otra, pueden ser alteradas de forma más o menos notable por la actuación que se considere. En la selección de variables, unas veces muy clara, otras no tanto, es recomendable limitar en lo posible el conjunto elegido, al menos en principio, en lugar de acumular datos innecesarios que perjudicarían la eficiencia del trabajo.

Una labor que puede ayudar en este conflictivo proceso de selección de variables consta en realizar, previamente a la caracterización del medio, una breve identificación de impactos potenciales. Se trata de realizar un repaso breve, con una lista de chequeo o cualquier otro método, y deducir cuáles serán los elementos del medio o los procesos principalmente afectados.

Sin olvidar los aspectos anteriores, deben tenerse en cuenta en el inventario los puntos siguientes:

- Las circunstancias particulares de cada caso, tanto respecto del tipo de estudio de impacto ambiental que se realice como del territorio sobre el que se actúa.
- Superficie del área de estudio. Algunas variables sólo pueden ser definidas cuando se refiere a superficies amplias; en otros casos, el nivel de definición haría inabordable su estudio para superficies extensas.
- Todas las variables deberán ser estudiadas con igual profundidad y precisión, pues de lo contrario se produciría una pérdida de información y rendimiento.

Hay que señalar, por último, la importancia de limitaciones de otro tipo como son:

- Las exigencias de los plazos de realización.

- La disponibilidad de técnicas y metodologías.
- La existencia y disponibilidad de documentación.

### ***d) Identificación y valoración de impactos***

La identificación de impactos es conveniente realizarla de manera sistemática. Para ello existen cinco tipos de metodologías principales:

- Lista de contraste o de chequeo.
- Matrices.
- Redes.
- Métodos específicos.
- Superposición de mapas.

En el presente caso de estudio no se considera el método de la superposición de mapas por ser propio de las técnicas adecuadas para la planificación del territorio y asignación de usos al suelo.

Por otro lado, las metodologías orientadas a la evaluación de impactos cubren un amplio espectro y no pueden ser rígidamente separadas ni clasificadas. Varían en complejidad, desde las que son totalmente intuitivas hasta las basadas en hipótesis sobre el funcionamiento de los procesos ambientales.

Según las necesidades específicas del usuario y del tipo de proyecto bajo análisis, una metodología puede ser más útil que otra. Sin embargo, en cada caso se deberá seleccionar la herramienta más idónea. Los criterios que deben ser considerados para esta selección pueden ser los siguientes:

*Alternativas.* Se trata de considerar si las alternativas son radicalmente diferentes, o gradualmente diferentes en cuanto a aspectos tales como el tamaño de la presa, ubicación, etc. En el primer caso, los impactos más significativos no deberán ser contrastados entre sí, sino respecto a un valor de referencia distinto, ya que serán diferentes tanto en magnitud como en tipo. En el segundo caso, las diferencias graduales permiten comparaciones directas de impactos así como un mayor grado de cuantificación.

*Recursos.* Es muy importante valorar el tiempo de que dispone, así como la experiencia, el presupuesto y datos de todo tipo. En algunas metodologías es imprescindible el uso de recursos informáticos.

*Conocimiento acerca de la actividad y del lugar en que se desarrolla.* Cuanto mayor sea la familiaridad de los evaluadores con las actividades en consideración y con las características del emplazamiento, mayor será la validez de un análisis subjetivo, en cuanto a la significación de los impactos.

*Relevancia del tema.* Cuanto mayor es la importancia de la actividad, considerando su envergadura, repercusión social, etc., mayor es la necesidad de que sea minuciosamente explicada y si es posible identificados, cuantificado, y analizados los puntos clave. Una elección arbitraria de ponderaciones o de fórmulas para contrastar un tipo de impacto contra otro, no es eficaz.

## SECCIÓN VIII. ANÁLISIS CRÍTICO A UNA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS INAPROPIADA

En general los impactos que cabe esperar por la construcción, operación y abandono de una presa son:

### *a) Sobre el medio físico-biológico*

En la tabla VIII.1.1 se enlista una serie de impactos directos generados por el proyecto en sí mismo, que puede sufrir el medio físico y biológico, clasificados en función de los diferentes aspectos afectados del medio. Por otro lado, en la tabla VIII.1.2 se exponen los impactos indirectos que tienen lugar por la acción de actividades complementarias al proyecto de construcción del embalse en sí mismo; serían actividades relacionadas, por ejemplo, con la extracción de tierra, la construcción de vías de acceso, el cambio en la dinámica del flujo del río, variaciones en las características físicas, químicas y biológicas del río aguas abajo del embalse, etc.

Otras actividades que ocasionan impactos son las inducidas por la actividad considerada como inicial, es decir, actividades que no fueron previstas al realizarse el proyecto. Estas actividades inducidas pueden ser el origen potencial no sólo de una amplia gama de impactos, sino que además su magnitud puede ser incluso superior a la de los impactos provocados por el almacenamiento del agua. Las actividades inducidas pueden ser muy variadas, pero las que acontecen con mayor frecuencia son:

- Presencia de líneas de transmisión eléctrica.
- Aparición de canales y conducciones de agua, con finalidad diversa.
- Puesta en regadío de terrenos.
- Desarrollo de actividades recreativas.
- Aparición de urbanizaciones.
- Repoblaciones forestales.

### *b) Sobre el medio socio-económico*

En las tablas VIII.1.3 y VIII.1.4 se presentan los impactos directos e indirectos sobre el medio socio-económico.

### *e) Medidas preventivas y correctivas*

Una vez identificados y evaluados los impactos principales, corresponde ahora proponer medidas correctoras que aminoren los efectos derivados de la actividades, considerando a su vez si estas medidas correctoras no producen otros impactos negativos al medio. Estas medidas correctoras pueden tener varios objetivos (MOPT, 1989):

- Reducir el impacto.
- Cambiar la condición del impacto.
- Compensar el impacto.

La reducción del impacto, se consigue al limitar la intensidad o agresividad de la acción que lo provoca, por ejemplo al utilizar procesos de depuración o programas adecuados de extracción y acopio de tierras. El cambio de la condición del impacto puede realizarse mediante actuaciones que favorezcan los procesos de regeneración natural que disminuyan la duración de los efectos. La compensación ha de contemplarse cuando el impacto sea recuperable.

## CAPÍTULO VIII.1. METODOLOGÍA PARA ESTUDIOS DE IMPACTO AMBIENTAL DE OBRAS HIDRÁULICAS

Hay que resaltar que la eficiencia de gran parte de estas medidas dependen de su aplicación simultánea con la ejecución de la obra, o inmediatamente a la finalización de ésta. Por otro lado, no hay que olvidar que en las fases de planificación y diseño pueden articularse otros tipos de medidas encaminadas a paliar los posibles efectos que pudieran derivarse del diseño del proyecto y para los cuales, en caso de no contemplarse entonces, habría que aplicar medidas correctoras.

**Tabla VIII.1.1. Relación de impactos directos de un embalse. Medio físico y biológico. (-) Impacto negativo; (+) impacto positivo; (?) impacto variable ( ) impacto neutro.**

Variables ambientales	Impactos
Geología-geomorfología	(-) Deslizamientos en laderas inestables del vaso durante el primer llenado del embalse, o por desembalse rápidos.
Clima	(+) Aumento de nieblas, humedad, lluvias. (+) Moderación de temperaturas externas. (-) Disminución de la insolación.
Calidad de aguas:(físico-química)	(-) Peligro de eutrofización en los primeros años por descomposición de materia orgánica existente en el vaso del embalse. (-) Estratificación térmica en los embalses, de mayo a octubre. (-) Disminución de oxígeno disuelto en el perfil vertical del embalse. (-) Aumento de sólidos por aportes provenientes de las obras. (-) Reducción de turbidez en las aguas del embalse. (+) Autodepuración. Retención de fósforo.
Vegetación terrestre	(-) Pérdida de especies de la vegetación natural y en especial la vegetación de ribera en el tramo ocupado por el vaso del embalse, y por la apertura de nuevas vías de comunicación.
Fauna terrestre	(-) Destrucción de hábitat naturales por construcciones y llenados del embalse. (-) Construcción de barreras para circular de la fauna.
Morfología e hidrodinámica de cauces	(-) Deposición de sedimentos en embalse. (?) Variaciones en el canal fluvial. (-) Disminución del canal circulante por el cauce en determinados periodos o tramos. (+) Eliminación de gran parte de las crecidas extraordinarias (laminación de avenidas); protección contra riesgos naturales.
Paisaje	(-) Construcciones y actividades relacionadas que afectan al área circundante. (-) Graveras y escombreras ubicadas fuera del límite de los vasos y sin restitución producirán importantes alteraciones. (-) Desaparición de escenarios naturales por llenado de embalses. (+) La lámina de agua del embalse puede producir efectos positivos.
Comunidades reófilas	(+) Invasión de angiospermas acuáticas y algas filamentosas por constancia del caudal. (-) Variaciones diversas en comunidades de macroinvertebrados.
Producción piscícola:	(-) Descenso en las producciones piscícolas. del río, debido a la regulación introducida por el aprovechamiento. (-) Modificación de las condiciones de reproducción de trucha (freza) (noviembre a enero), en cuanto a sustratos gruesos, aguas limpias oxigenadas y velocidad de flujo. (+) Influencia positiva sobre especies de agua fría (salmónidos) en el caso de descargas profundas del embalse. (+) Incremento de la biomasa piscícola en el embalse.

Fuente: Álvaro, 1995.



## SECCIÓN VIII. ANÁLISIS CRÍTICO A UNA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS INAPROPIADA

**Tabla VIII.1.2. Relación de impactos indirectos de un embalse. Medio físico y biológico. (-) Impacto negativo (+); impacto positivo; (?) impacto variable; ( ) impacto neutro.**

VARIABLES AMBIENTALES	IMPACTOS
Geología-geomorfología	(-) Erosión montante de taludes por la creación de nuevos accesos. (-) Erosión en los márgenes del embalse. (+) Alteración en acuíferos que drenan al embalse. Incremento del nivel freático. (-) Descenso de los niveles freáticos aguas abajo por cese o disminución de la recarga. (-) Sismicidad inducida por modificación de la presión intersticial en fallas.
Clima (microclima)	(?) En cultivos: incide la posible disminución de insolación y aumento de la humedad. ( ) En matorral: mínima incidencia. (-) En carreteras: disminuye visiblemente por nieblas (menor riesgo de heladas).
Calidad de aguas (físico – químicas)	(-) Retención de sólidos en suspensión y arrastrados. (-) Posible aumento de salinidad y magnesio; menos sodificación. (-) Procesos biológicos en embalses, con precipitaciones de elementos. (-) Variabilidad química de aguas descargadas, en función de la profundidad y tiempo de retención (pH, Fe <sup>++</sup> , Mn <sup>++</sup> ). (-) Variación térmica, concentración de gases disueltos, salinidad, nutrientes y tipo de plancton en aguas de descarga profunda. (-) Las descargas de aguas provenientes del hipolimnion puede provocar déficit de oxígeno disuelto. (-) Posible mortandad de peces por anoxia y el SH <sub>2</sub> , que desarrolla comunidades de bacterias del azufre. (-) Posible aumento en el plancton aguas abajo. (-) Disminución del aporte de nutrientes a los ecosistemas localizados aguas abajo (de particular importancia en los ecosistemas costeros).
Vegetación terrestre	(-) Daños y pérdidas de valor natural en vegetación, por extracción de áridos y escombreras. (+) Desarrollo de vegetación ribereña en embalses con mínima oscilación. (-) Afectación de los ecosistemas aguas abajo de la presa.
Fauna terrestre	(-) Modificaciones diversas en el hábitat. (-) Desplazamiento de poblaciones y consecuente presión sobre áreas ya ocupadas. (+) Aumento de aves acuáticas (anátidas y limnícolas). (-) Afectación de los ecosistemas aguas abajo de la presa.
Morfología e hidrodinámica de cauces	(-) Como consecuencia de la alteración del flujo hidráulico del río: <ul style="list-style-type: none"> <li>• Cambios en la forma del cauce (consolidación de riberas, armado del cauce).</li> <li>• Cambios en la distribución de la energía.</li> <li>• Disminución de caudales.</li> </ul> (-) Como consecuencia de la retención de sedimentos en las presas: <ul style="list-style-type: none"> <li>• Se priva de limo a las tierras aguas abajo.</li> <li>• Gran capacidad erosiva de estas aguas claras.</li> </ul>

Fuente: Álvaro, 1995.

**Tabla VIII.1.3. Relación de impactos directos de un embalse. Medio socio-económico.**

VARIABLES AMBIENTALES	IMPACTOS
Socio-economía	(-) Sector primario <ul style="list-style-type: none"> <li>• Pérdida de superficie de cultivo y pastoreo.</li> <li>• Dificultades para el desarrollo de actividades agropecuarias.</li> <li>• Alteración del trazado de vías pecuarias.</li> </ul> (-) Desaparición de activos urbanos. (-) Desaparición de patrimonio cultural. (-) Emigración poblacional. (-) Alteraciones en el trazado viario. (-) Alteraciones en el planeamiento.

Fuente: Álvaro, 1995.

## CAPÍTULO VIII.1. METODOLOGÍA PARA ESTUDIOS DE IMPACTO AMBIENTAL DE OBRAS HIDRAÚLICAS

**Tabla VIII.1.4. Relación de impactos indirectos de un embalse. Medio socio-económico.**

Medio	Impactos
Socio-economía	(-) Pérdida de valor añadido en la actividad primaria. (-) Déficit de viviendas, equipamiento e infraestructuras. (+) Generación de empleo temporal. (+) Flujos de valor añadido (sector secundario y terciario). (+) Promoción del turismo rural (usos recreativos). (+) Posibilidad de creación y mejora de regadíos. (+) Producción de energía hidroeléctrica. (+) Suministro de agua. (+) Protección contra riesgos naturales.

Fuente: Álvaro, 1995.

La fase de construcción engloba las operaciones previas a la acumulación de agua, así como las necesarias para la construcción de la cortina de la presa. Tales operaciones varían según las circunstancias de cada proyecto y el tipo de presa que será construida. Una relación básica de tipos de alteraciones podría ser las que se presenta en la tabla VIII.1.5. En esta misma tabla se señalan cuáles podrían ser las medidas correctoras a tomar

**Tabla VIII.1.5. Alteraciones que sufre el medio por la construcción de un embalse, así como las medidas correctoras a implementar.**

Alteraciones	Causas	Medidas correctoras
Pérdida de suelo y vegetación.	Apertura de nuevos accesos y pistas de transporte para las obras y la explotación de la instalación.	Reposición de suelo, re-vegetación de taludes, terraplenes y zonas desnudas, allí donde exista peligro de erosión.
Contaminación por vertidos residuales.	Presencia del personal de obra.	Depuración de vertidos residuales.
Contaminación por vertidos con sólidos en suspensión.	Agua precedente de la planta de lavado de tierras, lavado de hormigones.	Tratamiento del agua mediante floculación-coagulación y lagunas artificiales.
Posible eutrofización de las aguas embalsadas.	Descomposición de la materia orgánica del vaso.	Deforestación y limpieza del vaso.
Alteraciones paisajísticas.	Explotación de canteras/graveras.	Explotación racional y aprovechamiento de las existentes en el vaso restauración y acondicionamiento paisajístico.
Alteraciones paisajísticas.	Creación de escombreras.	Ubicación y volúmenes de acuerdo con la morfología del entorno. Restauración mediante cubrimiento de tierra vegetal y plantación de especies autóctonas.
Alteraciones paisajísticas.	Instalaciones auxiliares de obras.	Eliminación de los elementos residuales de obra y restauración natural.
Alteraciones paisajísticas.	Apertura de pistas de obra.	Consideración de criterios de mínima afectación (uso de las áreas inundables) y restauración al finalizar las obras.
Contaminación atmosférica.	Operación de obras.	Tratamiento de contaminación mediante regado de pistas, clasificación de áridos por vía húmeda, almacenamiento de los finos en silos.

Fuente: Álvaro, 1995.

## SECCIÓN VIII. ANÁLISIS CRÍTICO A UNA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS INAPROPIADA

La fase de operación o explotación del embalse corresponde al tiempo que transcurre desde la puesta total de la obra hasta su abandono o demolición. Durante este periodo se puede distinguir una serie de acciones impactantes que se presentan en la tabla VIII.6, así como las medidas correctoras a implementar.

Alteraciones	Causas	Medidas correctoras
Erosión de márgenes aguas abajo de la presa.	Caudales turbinados.	Protección de márgenes del canal aguas abajo de la descarga.
Efectos sobre la población piscícola del río.	Regulación de caudales.	Mantenimiento de un caudal ecológico.
Impacto en el paisaje.	Zonas de presa y central.	Adecuaciones paisajísticas, pantallas vegetales. Construcción de miradores.
Alteraciones sobre la reproducción de la población piscícola del río.	Desaparición de antiguos frezados y modificaciones del régimen hídrico.	Creación de nuevas formas de freza paralelos. Repoblaciones piscícolas.
Alteraciones sobre la reproducción de la población piscícola del río.	Tomas profundas del embalse.	Soluciones técnicas de aireación.
Aportación de sólidos en suspensión al río.	Operación de los desagües de fondo.	Gestión de los desagües de fondo, según los objetivos de calidad del agua.

Fuente: Álvaro, 1995.

Cuando las circunstancias lo aconsejen, la presa puede ser abandonada. Esta nueva situación podría generar impactos adicionales como son (MOPT, 1989):

- Presencia de elementos y estructuras abandonadas.
- Establecimiento de un nuevo cauce fluvial en el embalse vacío.
- Reestablecimiento del régimen natural del río.

### **f) Mantenimiento del caudal ecológico**

Una gran cantidad de tramos de río se encuentran intervenidos y regulados, y la cantidad de agua que circula por ellos es modificada; para conservar parte de su identidad se necesita que circulen unos caudales mínimos, que normalmente se denominan caudales ecológicos. Éstos tendrían como finalidad ser capaces de mantener el funcionamiento, composición y estructura del ecosistema fluvial que ese cauce contiene en condiciones similares a las naturales (Baeza y García del Jalón, 2002).

Los caudales ecológicos cumplen de múltiples funciones, tales como: sostener la vida de la ribera; preservar especies endémicas de flora y fauna; conservar la pesca; mantener la belleza del paisaje natural; mantener tramos de interés científico, entre otras razones específicas de la cuenca en cuestión.

En la práctica, la estimación del caudal ecológico se realiza con base en dos tipos de criterios (Baeza y García del Jalón, 2002):

- i) Análisis de los regímenes de caudales históricos.
- ii) Análisis de la variación del hábitat con los caudales circulantes.

## CAPÍTULO VIII.1. METODOLOGÍA PARA ESTUDIOS DE IMPACTO AMBIENTAL DE OBRAS HIDRÁULICAS

El primer criterio estudia, particularmente, las condiciones del río en época de estiaje natural, bajo la premisa de que las comunidades fluviales han evolucionado sometidos a determinados tipos de regímenes de caudales, y por tanto, sus ciclos biológicos y requerimientos ecológicos están adaptados a las variaciones estacionales propias de dicho régimen. En otras palabras, se encuentran adaptadas para tolerar unos caudales mínimos durante un estiaje más o menos largo, e incluso pueden tolerar caudales muy limitados durante uno o varios días, que obviamente no pueden mantenerse durante periodos largos.

El segundo criterio fue desarrollado hace tiempo por Bovee (1982) y cuya utilización se generalizó alrededor del planeta. Este criterio relaciona las exigencias de hábitat de las especies fluviales, con las variaciones de las características de éste en función de los caudales circulantes.

Con el empleo de cualquiera de los dos criterios enunciados lo que se obtiene son unos valores de caudales ecológicos básicos, que representan estimaciones de las condiciones límites de tolerancia a la escasez de caudal, y serían los umbrales de la resiliencia de la comunidad.

De acuerdo con Baeza y García del Jalón (2002), la metodología más completa para la estimación del caudal ecológico ha sido la originada en Sudáfrica y Australia; se trata de métodos holísticos en los que no se tienen en cuenta las necesidades de una sola especie o unas pocas especies, ni del comportamiento hidrológico del río, sino que se considera un grupo más amplio de aspectos que contemplan componentes del biotopo y de la biocenosis del ecosistema completo.

El origen de su nombre (BBF) está dado porque el régimen se divide en varios componentes o bloques, uno de ellos es el flujo base (base flow) que reúne los caudales bajos, y sucesivamente se divide en varios componentes hasta llegar a las características de los caudales de avenida.

Las dos principales cualidades de este tipo de trabajo son, por un lado, el grupo de técnicos que trabajan en el estudio y, por otro, la preparación y el desarrollo de seminarios conjuntos donde se ponen en común las ideas que se han obtenido por cada técnico hasta el momento. La secuencia de actividades se divide en tres grandes secciones.

La primera es la preparación de los seminarios; en este tiempo se expone a los expertos la situación, se trata de que cada uno de ellos recopile toda la información disponible acerca de la zona a estudiar y se haga una idea de la problemática que hay en el río o de la que se puede presentar si se lleva a cabo un proyecto en él. Para estudiar el estado actual del río se utilizan fotografías aéreas durante el estiaje. En este periodo también se delimitan los tramos representativos que serán elegidos como parcelas experimentales. Después se realizan todos los estudios necesarios, por tramos o secciones representativas, que incluyen un análisis hidráulico de las secciones, características geomorfológicas, química del agua, parámetros hidrológicos relevantes, aspectos sociales de necesidades hídricas y estudios de fauna y vegetación.

En la segunda parte se realizan los seminarios de puesta en común, en ellas los grupos de especialistas exponen sus conclusiones, para cada uno de los tramos o secciones estudiadas, después cada especialista diseña el régimen adecuado para que el aspecto que ellos han estudiado no se deteriore. Se inicia por el bloque de los caudales bajos y se diseña totalmente hasta los más altos, definiendo en cada bloque, magnitud, frecuencia, etc. Estos datos son analizados en cada sección por el especialista en hidráulica para determinar las implicaciones de esos caudales en términos de profundidad, perímetro mojado, velocidad o área inundada. Una vez que cada especialista hace sus correcciones en función de los resultados hidráulicos, se diseña el régimen mensual y se compara con el hidrograma natural y el actual, para observar si es un régimen que puede establecerse en la realidad; igualmente se comparan los regímenes de cada tramo, en el caso de tratarse del mismo río, para comprobar que no son incompatibles entre sí.

## SECCIÓN VIII. ANÁLISIS CRÍTICO A UNA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS INAPROPIADA

Por último, después de haber obtenido el régimen ecológico final, se introduce éste en un análisis hidrológico de gestión para comprobar que no entra en conflicto con las necesidades de agua de los demás usuarios del río. En caso de conflicto se puede rediseñar el régimen para que cumpla con las necesidades de abastecimientos, y con esas nuevas condiciones se vuelve a consultar a los expertos para determinar de qué forma esa disminución de los aportes de agua en alguno de los bloques puede afectar a la integridad del ecosistema. Mediante este proceso se rediseñan nuevamente el régimen hasta llegar a un consenso.

En ríos donde la acumulación de problemas es muy grande, no sólo por la falta de agua sino que ésta es de mala calidad, se debe al menos intentar establecer estudios que contemplen más de un punto de vista. Esta metodología, como se puede observar, es muy completa. Entre los años 1991 y 1996 se realizó con sus correspondientes grupos de trabajo en quince ríos de Australia y Sudáfrica. En otros países el financiamiento puede ser un problema que frene la aplicación de algo parecido, pero parece que este es el camino hacia el que se debe tender si se quiere restaurar los ríos de una forma integrada.

### ***g) Programa de vigilancia ambiental***

Para finalizar el estudio de impacto ambiental debe incluirse una planificación de la recolección sistemática de datos, así como la organización de la información necesaria para el estudio de la evolución de los impactos ambientales, sociales y económicos. El seguimiento y control, tanto de la obra realizada como de los impactos generados, puede considerarse como un importante componente de la planificación cíclica, así como el diseño de programas de gestión ambiental. Este plan de seguimiento y control, también conocido como programa de vigilancia ambiental, tiene como finalidad comprobar la severidad y distribución de los impactos negativos previstos y especialmente de los no previstos cuando ocurran, para asegurar así el desarrollo de nuevas medidas correctoras o las debidas compensaciones donde se necesiten. Por lo tanto, este programa se aplicará durante la fase de construcción y en los dos o tres primeros años a partir del momento en que se llenó el embalse.

Las acciones de este plan deben estar encaminadas a (Álvaro, 1995):

i) Efectuar el seguimiento de las medidas correctoras establecidas en el estudio de impacto ambiental y las desarrolladas en el Plan Cautelar de Obra (en este plan se definen diversas medidas de tipo preventivo, correctivo y de restauración durante la ejecución de las obras del embalse) como garantía de su realización.

ii) Comprobar la eficacia de las medidas correctivas adoptadas.

iii) Obtener información acerca de la verificación de los impactos residuales previstos en el estudio de impacto ambiental, de acuerdo con un plan de seguimiento de diferentes parámetros que previamente hayan sido definidos como indicadores de impacto. Los parámetros más utilizados como indicadores de los impactos son:

- Calidad de las aguas en el embalse (conocer su nivel trófico para establecer posibles procesos de eutrofización).
- Calidad de las aguas en el río (oxígeno disuelto, temperatura).
- Poblaciones piscícolas en el río.
- Éxito de los trabajos de restauración vegetal.

## CAPÍTULO VIII.1. METODOLOGÍA PARA ESTUDIOS DE IMPACTO AMBIENTAL DE OBRAS HIDRAÚLICAS

Los impactos residuales son aquellos que después de la fase de diseño y aplicación de medidas correctoras persisten total o parcialmente, debido a que:

- Carecen de medidas correctivas.
- Las medidas correctivas aplicadas sólo los mitigan parcialmente.
- No alcanzan tal importancia como para ser considerados en la fase de medidas correctoras.

A estos impactos, generados por la actividad principal, cabría añadir impactos de menor importancia, los cuales se desencadenan por la aplicación de algunas medidas correctoras.

Los impactos residuales deben ser descritos cuidadosamente, pues de esta descripción se obtendrán las alteraciones que serán objeto del plan de vigilancia ambiental. Generalmente para efectuar esta descripción habrá que relatar la naturaleza, extensión y duración de los impactos considerados, tanto socioeconómicos como ambientales.



## Capítulo VIII.2. Percepción social de los problemas hidrológicos y ambientales

La idea de conservación del agua no ha estado ni está generalizada, probablemente porque le ha precedido la conciencia de escasez. Sólo cuando se ha revelado más la problemática de la contaminación del agua que su distribución se ha podido tomar conciencia de la incidencia que tienen los usos humanos del agua en su escasez.

Hoy la conservación del agua no alude sólo a su importancia sino a todo un protocolo de actuaciones que inciden en último término en su disponibilidad en cantidad y calidad, aunque en un primer momento parezcan ajenas a ella. Este protocolo se puede resumir en la siguiente máxima: cualquier actividad humana que use el agua -o en el que se encuentre ésta implicada-, si no controla las consecuencias que este uso causa al entorno natural es una práctica que atenta contra su conservación.

Se puede decir que existe una opinión generalizada acerca del agua si se acepta por tal los resultados de las encuestas, o las opiniones que al respecto vierten los medios de comunicación de masas, en tanto que éstos suelen ser portavoces del sentir o pensar de la mayoría. Pero se sabe que el agua es un elemento estratégico, por ser indispensable para la vida, es también un elemento de conflicto. Por tanto, esta nueva propuesta internacional encaminada a la conservación del agua no va a caer en el vacío. La idea de conservar el recurso tendrá tantas lecturas como ideas previas se tengan acerca del agua. ¿Es esto un universo de interpretaciones inclasificable? En absoluto, sólo es una constatación de la diversidad de los individuos, y la necesidad de contar con las creencias y valores que pueden ayudar o, por el contrario, pueden interferir la labor divulgadora de las medidas conservacionistas.

El primer obstáculo en la creación de una opinión favorable a la conservación del agua es el peligro de denunciar prácticas inadecuadas o situaciones de agravios históricos, que cuestionan las creencias profundas de los individuos que anticipen sus legítimos intereses. No sólo se puede ofender con estos planteamientos y, por tanto, ser rechazados de plano, sino que también es posible alertar para la mejor defensa de conductas inadecuadas. Cuando lo que se pretende es un cambio del mundo cognitivo, se hace frente a factores subjetivos y emotivos del individuo que están estrechamente relacionados con otros objetivos y experiencias. Ambos esquemas coexisten en la mente de cada uno de los implicados de forma más o menos estructurada, lo que les confiere una gran persistencia.

### **Condicionantes de una opinión favorable a la conservación del agua**

Los condicionantes de una opinión favorable, o no, con respecto a la conservación del agua pueden ser clasificados como: históricos, de expectativas de futuro, de falta de implicación y de pensamiento antisistema.



## SECCIÓN VIII. ANÁLISIS CRÍTICO A UNA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS INAPROPIADA

Cada una de estas categorías son analizadas a continuación.

### ***Condicionantes históricos***

La explotación agraria en muchas zonas del planeta ha estado marcada por la historia de las desigualdades sociales. Ello significa que los grupos dominantes ostentaban el derecho sobre la tierra, cuando la mayor fuente de enriquecimiento era la explotación agraria, y éste iba aparejado al derecho sobre el agua.

La desvinculación del agua se efectúa cuando ésta se muestra capaz de generar riqueza en la industria, en la minería y en las ciudades. Previamente se tuvieron que dar algunos logros tecnológicos y un mercado ávido por su consumo.

En la actualidad, en poco se diferencia la expropiación del uso del agua que se está llevando a cabo en zonas de África y la India –bajo el pretexto de su desarrollo y las transformaciones agrarias– de aquellas que a lo largo del XIX se dieron en ciertas zonas de España bajo el pretexto de la revolución burguesa, según describen Macías y Ojeda (1989) en su artículo "Acerca de la revolución burguesa y su reforma agraria. La desamortización del agua", donde se cuenta cómo en las islas Canarias el agua, que en un principio estaba sujeta a la tierra para favorecer la colonización, termina desvinculándose de ella y pasó a ser un recurso de propiedad privada.

Los ejemplos históricos muestran que toda élite se asegura la disponibilidad de un recurso estratégico como es el agua, aunque ésta no tiene porque implicar siempre privatización. En el XIX era la naciente burguesía agraria la que necesitaba, en aras de la libertad de comercio, incorporarse al control del recurso que tradicionalmente estaba en manos de la nobleza. La nueva clase adquiriría el agua comunal y la realenga. La nobleza podía disponer de agua sin necesidad de la fórmula de propiedad privada burguesa, como hoy puede hacerlo un organismo gubernamental. En la actualidad, para favorecer a una gran ciudad o a las plantaciones con cultivos para la exportación, las obras hidráulicas pueden realizarse perjudicando cualquier otro legítimo interés, en aras del desarrollo de todo un país.

Países como España arrastran una larga historia del agua y sus conflictos, de tal forma que han provocado emigraciones, rivalidades entre regiones y pueblos y hasta cambios de gobierno. En la actualidad uno de los conflictos más graves es el que plantea la Comunidad Autónoma de Aragón que se niega a un Plan Hidrológico que contempla el trasvase de agua desde el río Ebro (que atraviesa la región) hacia otras comunidades. Entre los argumentos de su negativa está una deuda histórica las obras hidráulicas incumplidas para Aragón, que han impedido su desarrollo y que provocan la emigración de sus pobladores.

Independientemente de los derechos y abusos en los que se han desenvuelto estos conflictos, la población sí tiene ideas o imágenes al respecto, construidas desde la colectividad. Independientemente de la veracidad de las partes, los implicados transmiten la construcción mental que justifica su triunfo en el conflicto. Por el contrario, otro imaginario colectivo se encarga de recordar la ofensa y de mantener la memoria de la deuda no satisfecha de los perdedores.

### ***Expectativas de futuro***

Es bastante fácil, ante los logros tecnológicos, generar falsas expectativas de futuro. Los milagros de la ciencia tienden rápidamente a confundirse con logros. La propia divulgación científica hace albergar esperanzas en el poder ilimitado del hombre y se tiende a minimizar el coste de estos mismos logros. Antes se pensaba en la aplicación inmediata de tal o cual nueva solución científica que en sus efectos secundarios.

## CAPÍTULO VIII.2. PERCEPCIÓN SOCIAL DE LOS PROBLEMAS HIDROLÓGICOS Y AMBIENTALES

Muchas poblaciones viven en zonas con distintos riesgos para la vida, sísmico (Japón), de inundación (Holanda) o de otras amenazas de la naturaleza. Esto no parece inquietar a nadie y de momento la prosperidad económica y toda suerte de ingenios civilizatorios les permiten superar los límites que antaño tenían sus antepasados. No puede extrañar, por tanto, que ante obras como la presa de Aswan, en Egipto, o Las tres Gargantas que se está construyendo en el río Amarillo en China, parezca que cualquier obra es factible si hay presupuesto y voluntad política.

Las infraestructuras hidráulicas son generadoras de expectativas económicas, independientemente de lo que se pretenda hacer con el agua disponible. Nuevos grupos sociales o grupos de interés verán crecer sus posibilidades ante estas obras. Ya no son sólo aquéllos que se beneficiarán del uso del agua, sino distintos sectores económicos se ven dinamizados por las obras, y a más grandes, mejor. El "cuento de la lechera" consigue rápidas adhesiones, cuerpo de ingenieros, los del cemento, los propietarios de las tierras que no se cotizaban y ahora se tendrán que indemnizar, los de las tierras que no disponían de agua y ahora las ven revalorizarse... Los pueblos de las zonas beneficiadas, piensan en las cosas que pueden hacer como: aumentar los servicios, recalificar suelo, aumentar población (y, por tanto, los contribuyentes).

Todas estas expectativas contribuyen a crear una gran burbuja de ilusiones que difícilmente pueden contrariarse una vez desencadenada esta nueva fiebre del oro-agua. Reflexiones como: "esto va a ser pan para hoy y hambre para mañana", o "esto es un atentado contra la naturaleza" o "va usted a dejar seco un río", quedan totalmente desacreditadas. Los que se oponen a las obras son agoreros, en el mejor de los casos, y la mayoría de las veces serán tildados de antiprogresistas, mientras que los que se quejan, porque se les quita el agua, son acusados de egoístas. Los proyectos de ingeniería generalmente son mejor acogidos, porque lo hacen todo posible; mientras que las propuestas de los ecologistas recuerdan lo que no se debe hacer.

Las expectativas humanas rara vez se proyectan a más de dos generaciones, y los adultos apenas se responsabilizan de los padres y los hijos menores. Uno de los obstáculos para inculcar un cambio de mentalidad es el corto espacio de tiempo en que transcurre la vida humana y la imposibilidad de constatar las consecuencias ambientales de muchos de sus actos. Lo que convierte a las razones conservacionistas en puras hipótesis de expertos. Para los profanos es casi una cuestión de fe. Psicológicamente son mucho más atractivos todos los argumentos que hagan soñar con una realidad más comfortable, pues se está más dispuesto a oír lo que se quiere oír.

### ***Falta de implicación***

Es difícil comprender los problemas que no se han vivido. Por tanto, el aumento de la población que vive alejada de los fenómenos de la naturaleza se convierte en un ejército de reserva para la manipulación de la opinión acerca del medio ambiente y sus problemas.

En España, por ejemplo, la población de las ciudades y con estudios superiores, se ha mostrado más concienciada en los temas medioambientales y más activista (Gómez y Paniagua, 1996; Gómez, 1999). Sobre todo con respecto a la contaminación del agua y el aire. Pero también es verdad que todos los trabajos que aportan datos sociodemográficos sitúan esta mayor conciencia ambiental entre los jóvenes y mujeres, sectores de la población que, por distintas razones, no están implicados en el estilo de desarrollo dominante.

Las personas que expresan una mayor sensibilidad ambiental y mayor disposición a la acción son personas jóvenes-adultos, de sexo preferentemente femenino, ideología de centro izquierda o izquierda, con estudios superiores o medios y residentes en medianas o pequeñas ciudades.

## SECCIÓN VIII. ANÁLISIS CRÍTICO A UNA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS INAPROPIADA

Su grado de participación en el mundo laboral es poca y su participación directa en la toma de decisiones es aún menor. De lo que sí pueden participar los grupos más concienciados es de aquellas conductas publicitadas por los órganos gubernamentales, como es la separación de basuras y el ahorro doméstico de agua. Con respecto a esta última, pese a la importancia de concienciar acerca del valor del ahorro de agua, es preciso conocer que el gasto principal (70%) es utilizado en la agricultura.

Cuando la mayoría de la población vive en la ciudad escapa a su control individual las medidas que más pueden incidir en el ahorro y calidad del agua, por ejemplo, pérdidas de las conducciones y depuración de las aguas residuales. Donde más inefectiva se muestra la relación entre toma de conciencia y realidad del agua, es en el gasto y contaminación que produce el consumo de muchos productos (como el papel). Si no se divulga el proceso de fabricación, no se sabe cuál es la contribución al comprarlos y consumirlos.

Respecto a las medidas conservacionistas, se suele pensar que el entorno urbano está ya deteriorado y además no es natural, por tanto, en donde hay que intervenir es 'extramuros', donde aún queda algo de naturaleza. Esta visión está tan extendida que se puede encontrar ampliamente divulgada en libros de texto y mapas geográficos cuyas ilustraciones representan el ciclo del agua, y en donde no se ve una casa o actividad humana alguna. Se suele pensar en el agua como aquella cañería que viene del río a casa.

La desvinculación de los procesos naturales genera esta desinformación y la falta de implicación. La reciente catástrofe del hundimiento del petrolero "Prestige", en aguas gallegas en noviembre de 2002, evidenció esta mentalidad. La autoridad trataba de tranquilizar a la opinión pública al afirmar que el barco había caído a tres mil metros de profundidad, eso estaba muy hondo. Los marinos de la costa pensaban que todo lo que se tire al mar por aquellas aguas termina en la costa. Resultó que no estaba suficientemente hondo para congelarse, como decían los mensajes de la oficialidad y todo el combustible que salió a la superficie llegó a la costa, como decían los marinos.

### ***Pensamiento antisistema***

El pensamiento antisistema hace tabla rasa de toda la civilización y entona el "mea culpa". Suele difundirse entre la población joven y reivindicativa y sustituye a los movimientos de protesta de otro tiempo; identifican los problemas sociales con los ambientales y sus advertencias suenan como amenazas al modelo de desarrollo convencional. Apoyados en predicciones científicas hacen de éstas un arma arrojadiza para los gobiernos, fundamentalmente. Los que comulgan con esta actitud suelen participar en movilizaciones de protesta y desearían una toma de control desde los implicados, que entiende son los excluidos del sistema. Unas veces sacerdotes, otras veces soldados de la nueva religión ecologista, lejos de conseguir una conversión obtienen espectáculo.

El problema que conlleva esta actitud es que provoca, en la mayoría de los casos, el antagonismo de aquellos a los que se quiere hacer cambiar la mayoría de las veces legisladores y personal de la administración del Estado. Suelen hacer más énfasis en los Estados y sus gobernantes que en la sociedad civil. Bien es verdad que en los países más avanzados se cuenta con una legislación medioambiental también más restrictiva, pero conseguir los cambios en la conciencia de los individuos sería mucho más efectivo, incluso para los gobiernos que los representan. De hecho, los movimientos medioambientales en Europa rápidamente pasaron a ser partidos políticos.

Este pensamiento encuentra aliados en las poblaciones que sufren el abuso de la toma de decisiones centralistas. Aquéllas que se toman arbitrariamente en detrimento de comunidades con formas de vida de subsistencia o con

comercio a pequeña escala. El ninguneo que hace un burócrata de aquella población que va a ser perjudicada por una política hidráulica, puede ser la causa que haga suya y abandere un pensamiento antisistema.

Pero no toda comunidad deprimida económicamente tiene un problema socioecológico. Por ejemplo, las zonas que albergan la posibilidad de una mejora en las vidas de sus pobladores no venían con buenos ojos las medidas restrictivas que exige la conservación del agua. Por esto, el pensamiento antisistema suele hacer una utilización de lo ecológico y acaba por apoyar más las reivindicaciones. Prefiere dejar en evidencia los desaciertos del sistema que conseguir un cambio de mentalidad.

### **El debate público del mensaje conservacionista del agua**

En el ámbito internacional el debate del agua está marcado por los acuerdos que, en la Organización de las Naciones Unidas y en distintos foros, demandan un cambio de conducta. No obstante, superada la idea de que una protección del medio ambiente es equivalente a limitación del desarrollo, hoy se hace eco de la necesidad de buenas prácticas ambientales también por parte de los gobiernos y sectores punteros de la economía. Se ha incorporado 'lo verde', aunque sea de modo más teórico que práctico, como garantía de calidad en los productos. La nueva formulación del 'desarrollo sostenible' ha hecho factible la esperanza del cambio desde el sistema.

La autolimitación o transformación de procesos productivos y la reorganización de formas productivas insostenibles, presuponen más unas actuaciones desde la alta tecnología y desde la toma de decisiones de los expertos, que desde la participación de la base. Esto distancia el debate de los conflictos tradicionales locales, pero no transforma la percepción mayoritaria que aún mantendrá imágenes parciales, fruto de sus propias vivencias. Los conflictos locales, por tanto, pasarán a la opinión pública marcados por el signo de lo minoritario o de lo que está extramuros del sistema económico, si no se asocia a lo arcaico o formas de vida a extinguir.

El debate público del agua siempre evidencia formas de vida contrapuestas y los prejuicios que la sociedad ha creado. Por esto, es siempre una imagen prototípica. Por ejemplo, es difícil hacer comprender a quien ha vivido una existencia rural llena de penurias e incomodidades y que ahora está en la ciudad, trabaja en los servicios, tiene ducha en casa, televisión, coche y vacaciones, que conviene conservar la forma de vida campesina, porque es ambientalmente aconsejable. La imagen que tendrá esa persona no será ni mucho menos la misma del cooperante, que ayuda para que las poblaciones se mantengan en el territorio. Y es que antes de que se generalizara la valoración ambiental como signo de progreso, existía el valor del progreso asociado a la mejora de las formas de vida, y esta mejora se ha realizado históricamente a costa de la naturaleza.

Los conflictos por la posesión del agua tienen un factor común en el mundo, se vive como realidad local aunque las soluciones provienen de la toma de decisiones en ámbitos regionales, nacionales o internacionales. La propia tecnología que puede mejorar la demanda local procede de entidades del ámbito global. El agua hay quien la asimila a un mineral, pero a diferencia de cualquier otro, ya tenía dueño antes de que la demandarán otros sectores como la industria y los servicios. La propiedad del agua o el derecho a su consumo la hace permanecer en una posición irregular con respecto a los criterios mercantilistas vigentes. El agua no se puede ajustar completamente a las fórmulas liberalizadoras del mercado y esperar que éste ejerza la función conciliadora entre los intereses de los distintos usuarios. Lo anterior se debe a la propia y particular naturaleza del agua, es decir, el agua es transversal a todas las actividades humanas y de todos los seres vivos. De tal manera que su apropiación absoluta no sólo no es viable por su carácter ético o de justicia social (quitarle el agua a otras

## SECCIÓN VIII. ANÁLISIS CRÍTICO A UNA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS INAPROPIADA

personas), sino que desde una concepción de sostenibilidad de la vida y mantenimiento del medio natural, es totalmente incompatible.

Los nuevos planteamientos de conservación del agua devuelven a viejos conflictos que se creían superados en regiones del mundo con una fuerte urbanización de la población. Se descubre un nuevo demandante de agua que no es humano, la naturaleza. Ésta se rige por otras normas que no son las leyes ni agravios comparativos entre pueblos o regiones. El agua es ahora también para otros seres vivos y necesita para su misión creadora correr por los ríos y aportar vida al mar.

### ***Diferentes perceptivas frente a la vida y su conservación.***

La tan denostada depredación de la especie humana no siempre es entendida como tal, no al menos por aquellos que con métodos tradicionales le arrancan a la tierra apenas el alimento del sustento diario. Y en cambio, ellos también están sujetos a cuestionamiento. El hombre siempre ha llevado consigo a la naturaleza, es la naturaleza domesticada, las semillas que cultiva y come, el ganado que cuida y del que se alimenta. Hoy es un argumento aceptado por todos que la industrialización del campo ha infundido tal aceleración a los procesos que hace imposible la recuperación de los sistemas naturales. Los procesos de máxima optimización, a costa de lo que sea, hace inutilizable para mañana lo que era productivo ayer.

Tanto el uso tradicional como el abuso de las nuevas formas tienen en común un concepto de naturaleza domesticada que es la naturaleza que valora el hombre. Restablecer el lobo en los montes españoles, donde hasta hace cincuenta años era habitual verlo, es hoy un problema serio para los pocos habitantes de estos lugares. Los éxitos de campesinos o de industriales del campo se deben, para ambos, a una tecnología. Por lo tanto, no es de extrañar que las medidas proteccionistas sean vistas también por los agricultores tradicionales como una amenaza a su forma de vida.

El grado de implicación personal en los problemas distorsiona la visión de los mismos. Es más fácil estar de acuerdo con todas aquellas medidas que no implican directamente al usuario, que no atañen a sus intereses próximos o que se formulan de manera indiferenciada y genérica. Por ejemplo, es fácil adherirse rápidamente a la consigna "no hay que cortar los árboles del Amazonía" o no "hay que matar más ballenas", pero es más difícil aceptar que no se puede construir en esa parcela rural de "nuestra propiedad" o que "no puedo cortar los árboles de mi finca".

Hoy no es posible contraponer vida rural a vida urbana, ambas están afectadas por formas tecnológicas y criterios productivos desarrollistas. Al tiempo, la conciencia ecológica también ha calado en la mentalidad de las gentes, interiorizándose según circunstancias personales y vivenciales. Todo ser humano vive la contradicción que supone querer los logros de la ciencia que facilitan la vida humana y la prolongan, y rechazar los efectos indeseados de un orden que no puede autocontrolarse. De alguna forma todos los seres humanos se han convertido en cómplices del descontrol y víctimas del mismo.

No obstante, se mantiene la idea de cultura urbana y rural contrapuestas, y su diferencia se suele atribuir a las formas de explotación de los recursos. Esto es difícil de encontrar en estado puro, pues como ya se mencionó, todos los seres humanos están implicados en mayor o menor medida en una crítica del sistema, y todos participan de la destrucción del entorno.

### ***Visión de los representantes gubernamentales***

Después de más de treinta años de divulgación ambiental en distintos foros internacionales, después de grandes catástrofes (Chernobil, Prestige, etc.) y de la ratificación de la mayoría de las naciones de los acuerdos para

## CAPÍTULO VIII.2. PERCEPCIÓN SOCIAL DE LOS PROBLEMAS HIDROLÓGICOS Y AMBIENTALES

poner remedio a esta deriva imparable del modelo de desarrollo preponderante, se está ya no sólo con una declaración de intenciones por parte de los Estados sino también con una creciente legislación al respecto. No obstante, se denuncian iniciativas contrarias patrocinadas por esos mismos Estados. Esto sólo prueba que en el lenguaje internacional se ha creado una nomenclatura difícil de contrariar en el plano teórico. Hoy existe un lenguaje ambientalmente correcto. Pero los continuos desmanes, como ha sido la propuesta del gobierno español de efectuar un trasvase del río Ebro a la cuenca del Mediterráneo, muestran una realidad de doble moral.

La doble moral es posible, por las coincidencias en las perspectivas de base en las poblaciones. Es decir, la población tiene una idea preconcebida de lo que es la conservación del medio o del agua. En amplios sectores esta conservación es un límite al desarrollo de las zonas más deprimidas, justo de aquellas que por ser menos rentables con tecnologías arcaicas no se habían deteriorado, mantenían su patrimonio natural más intacto, pero que ahora con otras formas de vida y otros medios (tiempo de esparcimiento y facilidad de las comunicaciones) la hace rentables para una nueva industria como el turismo. Las poblaciones no se enfrentan por la conservación del agua, se enfrentan por su disponibilidad sin limitaciones. Por esto en las poblaciones locales también se da una doble lectura de las medidas conservacionistas.



# Capítulo VIII.3. Gestión de recursos hídricos y el fenómeno global del cambio climático

**E**l mundo moderno enfrenta una crisis de recursos hídricos. Es evidente el estrés por demanda y deterioro de calidad del agua que enfrentan algunos países en las distintas regiones del mundo. La propuesta de gestión integrada de los recursos hídricos se basa en que el agua es parte de los ecosistemas, es un recurso natural, un bien social y bien económico cuya cantidad y calidad determinan su uso.

La preocupación a nivel internacional por el recurso hídrico ha convocado a varios foros y ha llevado a la emisión de varias declaraciones. Todo ello con el fin de alertar a la comunidad sobre la urgencia de cambiar el enfoque con el que tradicionalmente se han venido administrando los recursos hídricos, es decir, respondiendo a la demanda de manera fraccionada, con muy poca planificación y escasa información histórica sobre el comportamiento de los recursos y el crecimiento de las actividades económicas y de población que la demandan; y sin incorporar elementos claves como el impacto del cambio climático en el ciclo hidrológico.

La Asamblea General de la Organización de las Naciones Unidas, en su Resolución N° 47/193, del 22 de febrero de 1993, declaró el 22 de marzo como Día Mundial del Agua, de conformidad con las recomendaciones de la Conferencia de la Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y Desarrollo contenidas en el capítulo 18 (Recursos de Agua Dulce) de la Agenda 21. Lo anterior, con el fin de sensibilizar al público sobre la importancia de contribuir en el adecuado aprovechamiento de los recursos hídricos para el bienestar social y ambiental.

El último de los acuerdos proveniente de la Asamblea de las Naciones Unidas, en lo que interesa, es la Resolución No 58/217, por medio de la cual se declara el Decenio 2005-2015, “El agua, fuente de vida” y que dará comienzo el 22 de marzo de 2005, Día Mundial del Agua. Por medio de esta declaración se insta a los gobiernos a dictar políticas y adoptar medidas tendientes a considerar el recurso hídrico como un elemento fundamental para el desarrollo sostenible; indispensable para reducir la pobreza y el hambre y esencial para la conservación de los ecosistemas.

Por su parte, en la décimo segunda reunión de la Comisión para el Desarrollo Sostenible de Las Naciones Unidas, se conocieron los avances para la implementación del Plan de Aplicación de Johannesburgo, y en general las delegaciones reafirmaron su adhesión a la ordenación integrada de los recursos hídricos como enfoque global adecuado y principio rector de la ejecución de reformas en el sector del agua y de la distribución equilibrada del agua entre los diversos usos, incluidos los servicios a los ecosistemas. Se estimó que el concepto de ordenación integrada de recursos hídricos debía considerarse un objetivo de desarrollo que guardaba relación con el alivio de la pobreza y un proceso conducente al aprovechamiento y la ordenación sostenible de los recursos hídricos con una participación activas de todos los interesados, considerando de manera especial



## SECCIÓN VIII. ANÁLISIS CRÍTICO A UNA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS INAPROPIADA

a las mujeres, y que como tal, debía incluirse en los documentos nacionales de estrategia de lucha contra la pobreza.

Previamente a estos acuerdos, la “Visión Mundial del Agua”, documento técnico emitido con ocasión del 1er Foro Mundial del Agua, celebrado en Marrakesh, Marruecos, en marzo de 1997, declara necesario que el mundo trabaje con vistas a la ‘seguridad hídrica’, procurando que toda persona tenga acceso a suficiente agua potable a un precio asequible que le permita llevar una vida saludable y productiva, asegurando a su vez, la protección del medio ambiente y la conservación del recurso.

Todas estas fuentes que orientan la adecuada relación de los usuarios y en general de los sujetos del desarrollo con el recurso hídrico, están basadas en los datos alarmantes de crecimiento de la población mundial, de los niveles de desperdicio en los principales usos del agua, la inequidad en el acceso ya que se trata de un recurso sumamente vulnerable frente a fenómenos atmosféricos globales como el cambio climático y que se encuentra en cantidades limitadas en el planeta.

Algunos de estos datos, a efecto de ilustrar la situación, son citados a continuación:

Como consecuencia del desarrollo industrial y el aumento de cultivo por riego, la demanda de agua se ha incrementado en seis veces en los últimos 70 años, además la población mundial aumenta en 77 millones de personas al año. Durante el decenio de 1990 a 2000, la población de los Estados Unidos aumentó en 32.7 millones de personas, primera vez en la historia que se registra ese tipo de crecimiento poblacional (United States Census Bureau, 2000). Debe recordarse que a pesar de este aumento poblacional, la cantidad de agua dulce disponible se mantiene invariable.

En los países desarrollados el consumo de agua per cápita alcanza los 10,852 metros cúbicos por año, mientras que en los países de economías en transición el consumo anual se encuentra en un rango de 6,196 y 7,065 (UN, 2001).

Actualmente a nivel global se utiliza cada año 54% del agua dulce disponible. Si el consumo por persona permaneciera invariable en relación con los datos actuales, hacia 2025 se podría estar utilizando 70% del total del agua disponible, atendiendo solamente la demanda de la población mundial y para el 2025, 90% del agua disponible.

El estrés hídrico, que se define como un uso de más de 20% del suministro renovable, y aproximadamente 1,700 millones de personas, se ubica en territorios sometidos a tensiones y escasez de agua. Sin embargo, se espera que esta situación termine afectando aproximadamente a 5 mil millones de personas para el año 2025 (ver reporte del II Grupo de Trabajo del IPCC 5.5).

Un estudio reciente presentado por el IFPRI señaló: “La consecuencia principal de nuestro estudio es que la escasez de agua conduce inevitablemente a una escasez de alimentos, lo que a su vez provoca un aumento del precio de los mismos” (Braun, 2004).

Además de la deficiente gestión de los recursos hídricos, su vulnerabilidad frente a eventos naturales extremos y la competencia entre usuarios, las crisis hídricas a menudo son consecuencia de crisis gubernamentales, gobiernos débiles, políticas sectoriales y fraccionadas y una normativa del agua que se ve en términos técnicos y no estratégicos de desarrollo.

Los últimos estudios relativos a la cuantificación de los recursos hídricos reportan que la cantidad de agua en la Tierra se mantiene constante; sin embargo, la calidad se deteriora, dando lugar a una disminución de la oferta del recurso hídrico. Al aumentar la demanda del recurso hídrico, proporcionalmente al crecimiento de la población, es de esperar que un déficit en la oferta de lugar a conflictos sociales (Fernández, 1994).

### La gestión integrada de los recursos hídricos como estrategia

Para los efectos del presente capítulo se entenderá por Gestión Integrada de Recursos Hídricos el desarrollo y la gestión coordinados del agua, el suelo y los recursos relacionados para optimizar el bienestar económico y social, sin comprometer la sostenibilidad de los ecosistemas vitales. Optimizar el desarrollo de esos recursos, implica reconocer que los hombres y las mujeres de todos los estratos sociales tienen necesidades y oportunidades diferentes y frecuentemente desiguales en relación con los usos domésticos y productivos del agua, al igual que en el uso de las áreas de captación. Las mujeres y los pobres generalmente tienen menos oportunidades para compartir y beneficiarse del desarrollo y la gestión de estos recursos. Se requiere cambiar estas prácticas, a través de una movilización más efectiva de los recursos humanos y las capacidades institucionales, para obtener una mayor equidad, en cuanto a la distribución de cargas, beneficios y responsabilidades entre mujeres y hombres (Arce, 2004).

Una Gestión Integrada de Cuencas se define en términos simples, como aquellas actividades que realizan los seres humanos para ordenar en forma integral el territorio y los recursos que se encuentran en una cuenca, ordenar las actividades y procesos de manera tal que el uso del recurso hídrico sea sostenible y su acceso equitativo. La gestión debe procurar tanto la conservación, la protección, como la recuperación y uso sostenible del recurso.

Uno de los principales beneficios de la gestión de los recursos hídricos por cuencas consiste en la reducción del riesgo hídrico, consecuencia de las variaciones del clima así como de la incertidumbre de las demandas futuras; además del fortalecimiento de las instituciones y organizaciones que regulan el uso del recurso y la participación de las comunidades usuarias. Estas últimas tienen garantizada su incidencia en las decisiones en las distintas etapas del proceso de gestión. Finalmente, es posible señalar como un beneficio adicional, el mayor impacto de las políticas de inversión pública, asociadas a un territorio sujeto a grandes vulnerabilidades naturales y sociales.

La cuenca por su parte es un concepto geográfico e hidrológico que se define como el área de la superficie terrestre por donde el agua de lluvia escurre y transita o drena a través de una red de corrientes que fluyen hacia una corriente principal y, por esta, hacia un punto común de salida que puede ser un almacenamiento de agua interior (lago, laguna, o el embalse de una presa) o cuando sus descargas llegan hasta el mar (ICE/UNA, 2002). Una definición sencilla de cuenca, sería consignarla como un área de captación del agua de las precipitaciones que confluye a un determinado río o lago.

Toda cuenca hidrográfica responde a una vocación natural; pero al margen de esta vocación, que puede ser de conservación de recurso suelo, cultivos, ganadería, generación hidroeléctrica u otra, cumple un papel vital, el de mantener el ciclo hidrológico. Además de sus características naturales, las cuencas son espacios geográficos y políticos donde las personas socializan y comparten valores y definen muchas de sus actividades en función de la disponibilidad y acceso a los recursos naturales. Por ello se habla del marco sociopolítico y administrativo de las cuencas.

Las cuencas pueden clasificarse, de acuerdo con la zona donde se ubican, en altas, medias, bajas y laderas; por su tamaño, en grandes, medianas o pequeñas; por su forma, en circulares, alargadas e irregulares; por sus características, en planas, accidentadas y mixtas; y, por la cantidad de agua que captan, en áridas, semiáridas, húmedas y tropicales (Faustino, 1993). Finalmente, pueden dividirse en subcuencas, quebradas y microcuencas.

La gestión integrada de los recursos hídricos es un proceso constituido por un conjunto de acciones gerenciales de orden técnico, administrativo, legal, financiero y económico, que requieren contar previamente con un diagnóstico de la situación que lleve a una clara identificación de los principales problemas, a la definición de

## SECCIÓN VIII. ANÁLISIS CRÍTICO A UNA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS INAPROPIADA

estrategia, planificación de la inversión y acciones de conservación y uso del recurso y una etapa permanente de operación y gestión de los recursos, así como de monitoreo. Previo a iniciar el proceso de gestión, la experiencia indica que se debe realizar un diagnóstico analítico de la cuenca, posteriormente elaborar un programa de acciones estratégicas para la Gestión Integrada. La Gestión se realiza a través de organismos de cuenca que bien pueden ser Comités de cuenca, apoyados por comisiones técnicas de acompañamiento y un ente ejecutivo, que en el caso de Brasil, por ejemplo se ha llamado Agencia de Cuenca (ver Programa de Acciones Estratégicas para la Gestión Integrada de la Cuenca del Río San Francisco y de la zona costera). El criterio técnico de trabajo en cuenca responde a los componentes geológicos, geomorfológicos, hidrográficos y climáticos que configuran una homogeneidad fisiográfica de cuenca.

Siempre referida a la experiencia brasileña, se recomienda realizar una caracterización de la cuenca en alta, media y baja de acuerdo al área total y porcentual, que incluya la población por áreas, la densidad por áreas, las actividades principales, el número de gobiernos locales involucrados, la temperatura promedio, la precipitación, la evapotranspiración media anual, la altitud, la disponibilidad por m<sup>3</sup>/por habitante anual, la cantidad de sedimentos t/añual que aportan, la cobertura vegetal predominante, entre otras variables.

En principio, los recursos hídricos deben gestionarse con base en una cuenca hídrica o acuífero. La estructura de gestión debe prever un alto nivel de autonomía para el organismo responsable de la gestión de la cuenca hídrica, favorecer la participación y generar y difundir información. Sin embargo, hay situaciones especiales que pueden requerir la integración de un organismo de GIRH en un río o reducir el campo de acción del organismo de cuenca, en caso de que las especiales circunstancias lo requieran (GWP, 2002).

### Instrumentos para la gestión

Para llevar a cabo una adecuada Gestión de Recursos Hídricos se requiere primeramente un acuerdo de voluntades o convenio de gestión suscrito entre todas las partes, el cual se hace operativo por medio de un convenio de integración que permite articular el acuerdo y en general debe incluir normas sobre la participación, la asignación del recurso, la fiscalización y el cobro. Posteriormente se continúa con el dictado de directrices estratégicas y un plan de manejo, por cuenca o región hídrica. La ley española No 29/1985, del 2 de agosto, ley de Aguas, le otorga al Plan Hidrológico Nacional el rango de ley y lo define como un “instrumento de racionalización y de garantía de la disponibilidad del agua para satisfacer las diferentes demandas, pero también como objeto para alcanzar un buen Estado ecológico de las aguas”. Un plan de este tipo se divide básicamente, en dos macroprocesos: de gestión y de servicios y se compone de los seis elementos previamente señalados, que se verán con un poco más de detalle:

- Diagnóstico o determinación de las condiciones actuales de la cuenca. Es usual que incluya los aspectos físicos, bióticos, socioeconómicos, culturales, políticos y legales.
- Planificación de uso de suelos. Todo diagnóstico requiere de la planificación de los usos actuales y potenciales del suelo. También debe considerar las características socioeconómicas de la población, las áreas económicas más relevantes y los recursos de relevancia ambiental, áreas de protección, conservación o de interés científico o cultural.
- Construcción de una estrategia de desarrollo dentro del territorio que comprende la cuenca, dentro de la cual juega un importante papel el inventario de los programas de incidencia social y los proyectos de desarrollo que se llevan a cabo en la región.

- Identificación de las acciones necesarias y los responsables y las instituciones que tienen presencia en la cuenca. Este ejercicio se lleva a cabo para cada una de las etapas, así como los posibles impactos y la viabilidad económica de las mismas. En esta etapa se construyen los indicadores segregados por sexo, tanto para la etapa de ejecución como para la de monitoreo.

- Monitoreo. Esta etapa facilita que fluya la información y que se evalúen adecuadamente los impactos alcanzados en cada una de las etapas de acuerdo con las proyecciones esperadas. Permite replantear los objetivos y las acciones.

Los énfasis corresponderán a la caracterización de la cuenca.

Hasta ahora los esfuerzos a nivel internacional han estado orientados a lograr una buena gestión de los recursos hídricos a través del convencimiento de las autoridades de gobierno sobre la necesidad de la misma y estableciendo una serie de acciones que deben llevar a cabo o facilitar los gobiernos. Esta estrategia ha consumido grandes fondos a nivel internacional con el mínimo impacto, es por ello que la estrategia más viable que se discute actualmente es la de construcción de capacidades a nivel local. Capacitar, sensibilizar y apoyar los procesos de desarrollo sostenible local y regional dentro de las cuencas, con los directamente afectados por estas políticas. Las poblaciones con menor cobertura de servicios, las más vulnerables frente a la variabilidad climática, tanto sequías como inundaciones y tormentas tropicales; las de menores ingresos y capacidad para reconvertirse.

Uno de los requisitos considerados fundamentales por la doctrina, para el éxito de los planes de manejo y en general para la gestión integrada de los recursos hídricos es la autonomía de la organización que administre los recursos hídricos. En esta etapa se propone trabajar en las siguientes áreas estratégicas: marco regulatorio, identificación de instrumentos técnicos e institucionales, construcción y/o actualización de base de datos con la información relevante para la gestión de la cuenca, fortalecimiento de la articulación institucional, una efectiva incidencia social y dentro de ésta los programas de educación ambiental.

Otro instrumento que se incorpora en la gestión del agua, es el plan hidrológico, el cual procura entre otros aspectos inventariar los recursos existentes en la cuenca, así como elaborar una zonificación hidrográfica y delimitación de unidades hidrogeológicas y acuíferos para la evaluación de los recursos; garantizar el enfoque de interrelación entre aguas superficiales y subterráneas y demás componentes del ciclo hidrológico; el registro de sistemas de explotación de recursos; una definición de la demanda de volúmenes y caudales y condiciones ecológicas mínimas.

#### **La incidencia del cambio climático**

Hay varias manifestaciones del cambio climático claramente identificadas que se relacionan directamente con el eventual deterioro de los recursos hídricos: un aumento de dos grados centígrados en la temperatura del planeta; un aumento del nivel del mar de aproximadamente 1.5 metros en los próximos 50 años debido a la expansión térmica del agua de los océanos, a la fusión de glaciares y de los polos; y los cambios en el ciclo hidrológico, según consigna el Segundo Informe del IPCC de 1995.

El aumento del nivel del mar tendrá un gran impacto en la población mundial vulnerable a tormentas tropicales, duplicándola. Pasando según estimaciones de unos 45 a 90 millones de personas. Entre las áreas más vulnerables en la región americana están la parte meridional de la costa atlántica y el Golfo de México.

## SECCIÓN VIII. ANÁLISIS CRÍTICO A UNA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS INAPROPIADA

Es de esperar también un aumento en la erosión e inundaciones de las costas, la pérdida de hábitat, mayor riesgo de la salinidad de los acuíferos de agua dulce y ampliación de las mareas en los ríos y bahías; así como el transporte de sedimentos y nutrientes y las tendencias de la contaminación en zonas costeras. El agua salada de los deltas podría impactar tierra adentro la calidad del agua que se usa en la agricultura e industria. Todo ello tendrá un gran impacto en las actividades de subsistencia de muchas comunidades costeras (Ramsar, 1999).

Se espera que el aumento de las temperaturas impacte lagos y ríos provocando extinción de especies de agua dulce. Una de las consecuencias que se espera del cambio climático es en el flujo de circulación superficial y en la recarga de aguas subterráneas, pero ésta variará entre regiones y escenarios climáticos, dependiendo en gran parte del cambio en las precipitaciones.

Cambios en el promedio de escorrentía anual en atención a los cambios de la temperatura y la tasa de evaporación, afectarán la demanda de agua para riego; así como cambios en la escala de captación de aguas y en la vegetación de las áreas de captación y de cubierta de tierra.

La magnitud y la frecuencia de las inundaciones podrían aumentar en muchas regiones como consecuencia del cambio de uso de suelo; el aumento de lluvias y escorrentía, extendiendo así las vulnerabilidades de los cuerpos superficiales, mientras que un aumento en la temperatura implicará aumento de la evaporación y del deterioro químico de las aguas.

Evidentemente la gestión integrada de los recursos hídricos resulta una estrategia adecuada para adaptarse a los efectos hidrológicos del cambio climático y a nuevas incertidumbres asociadas a la disponibilidad del recurso hídrico, con el fin de reducir las vulnerabilidades (IPCC, 2001).

### El proceso de adaptación

El proceso de adaptación en el contexto del cambio climático puede definirse como una estrategia deliberada de gestión para reducir al mínimo los efectos adversos del cambio climático, incrementar la capacidad de recuperación/adaptación de sistemas vulnerables y reducir el peligro de que el cambio climático cause perjuicios a sistemas humanos y ecológicos (Ramsar, 1999).

La vulnerabilidad de las sociedades al cambio climático se debe en mucho, a las políticas de mala adaptación, es decir, de creación del riesgo al ubicar, por ejemplo, poblaciones en zonas de inundación o permitir y fomentar el repoblamiento de territorios afectados por sequías prolongadas y que han tenido tal vez tres años con buena precipitación. Las respuestas para la adaptación pasan por una revisión de las respuestas tecnológicas y científicas, una adecuación y en algunos casos transformación de las instituciones públicas y en la forma de hacer gobierno moviéndose hacia la corresponsabilidad de todos los actores dentro de la cuenca.

La capacidad para adaptarse y disminuir la vulnerabilidad del agua frente al cambio climático varía de un país a otro dependiendo, entre otros, de los siguientes factores: del manejo del conocimiento científico y en general de la capacidad del recurso humano; así como de la transferencia de recursos financieros para suplir esas necesidades; del marco jurídico que regula el recurso hídrico; y finalmente, del compromiso político.

El gran reto está en construir las capacidades técnicas e institucionales para prevenir y administrar en forma eficiente los efectos de la variabilidad climática en los seres humanos y el medio ambiente.

### Debate abierto

En estos momentos en que se llevan a cabo ingentes esfuerzos por implementar la gestión integrada de los recursos hídricos en distintas regiones y en cuencas con características muy particulares, se ha abierto un interesante debate sobre algunos aspectos de la gestión propiamente dichos, y que surgen del valioso trabajo de campo realizado hasta el momento. Por ejemplo, se propone que el análisis de la caracterización de la cuenca y la investigación correspondiente se realice no por las tradicionales áreas de conocimiento como la hidrología, hidráulica, meteorología, geología, o a los usos (generación hidroeléctrica, agricultura, turismo, transporte o medio ambiente), sino por sistemas hídricos como ríos, acuíferos o bien basado en los ecosistemas (ver reporte de la décimo segunda reunión de la Comisión de Desarrollo Sostenible, punto 68).

También se propone una integración del territorio desde los problemas socio-ambientales y que la gestión del recurso hídrico se base en objetivos claros de incidencia para reducir la pobreza e integrarlos así en las políticas públicas de cumplimiento de las metas del milenio.

No hay una clara posición por parte de los organismos internacionales sobre estos aspectos en debate, sino que pareciera que se abren muchas posibilidades para adaptar la gestión integrada de los recursos hídricos y que precisamente por tratarse de un proceso, éste puede y debe adaptarse de la mejor manera posible a las realidades de las regiones hídricas en las cuales se lleve a cabo.



# Capítulo VIII.4. Gestión del agua con equidad de género

¿Por qué escribir acerca de género en un libro que pretende abordar temas técnicos del agua? Esta pregunta puede ser respondida señalando que la incorporación de la mujer en la gestión de los recursos hídricos es uno de los Principios de Dublín; o que el enfoque de transversalidad de género se adoptó en la Conferencia Mundial de Beijing en 1995; o que responde a acuerdos internacionales adoptados por las Naciones Unidas sobre Desarrollo Sostenible de 1992 y el 2002; o que son parte de las Metas del Milenio asumidas en el 2000 por la comunidad internacional; o simplemente porque es un asunto de equidad, una aspiración de justicia en el acceso, el disfrute y las responsabilidades frente a un bien vital para todos los seres vivos como lo es el agua.

El tema de la gestión de los recursos hídricos en forma integrada y su evidente y necesaria incorporación del eje transversal de equidad de género responde a una estrategia mayor de desarrollo sostenible.

Para tener mayor claridad de los conceptos utilizados en el presente epígrafe, es conveniente definir desarrollo como aquel "proceso complejo que implica el mejoramiento social, económico, cultural y político de los individuos y la sociedad misma. Mejoramiento, en este sentido, significa la capacidad de la sociedad para satisfacer las necesidades físicas, emocionales y creativas de la población a un nivel histórico aceptable. Por ende, implica un incremento del nivel de vida pero no un consumismo ciego, y requiere un tipo de sociedad que permita una distribución equitativa de la riqueza social" (Yung,1991).

Por su parte, el desarrollo sostenible se concibe como la compatibilidad entre el crecimiento económico y la conservación del medio ambiente, acompañado de una adecuada distribución de la riqueza y de la participación de todos los actores del desarrollo. Baste recordar a Gro Brundtland cuando declaró que "El desarrollo es sustentable cuando satisface las necesidades de la presente generación sin comprometer la capacidad de las futuras generaciones para que satisfagan sus propias necesidades" (Brundtland, 1987).

En el presente análisis se debe tener claro que el concepto de desarrollo sostenible es multidimensional y así debe ser enfocado desde las políticas públicas. Requiere, como cualquier proceso, de la adaptación de las instituciones públicas para facilitar la adopción de los lineamientos hacia la sostenibilidad, cambios en los estilos de vida y especialmente de consumo, y centrar las políticas públicas en el mejoramiento de la calidad de vida de las personas y la conservación de los recursos.

Uno de los componentes de la estrategia orientada hacia el desarrollo sostenible, consiste en promover las acciones de incidencia que lleven a superar las barreras de discriminación de los grupos minoritarios y garantizar su inserción en mercados; su acceso a la educación; a los sistemas de salud; a la propiedad de tierras; a la participación; a ser electos y elegir. En el caso de las mujeres, el objetivo de estas políticas públicas y programas



## SECCIÓN VIII. ANÁLISIS CRÍTICO A UNA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS INAPROPIADA

especiales es lograr su inserción en los distintos estratos de administración de la actividad pública, dé acceso a los recursos y mejorar su situación y estatus en la sociedad en general.

Durante los últimos cincuenta años las mayores luchas en relación con las mujeres se han dado en el campo del ejercicio de los derechos civiles y políticos, esto fue así hasta los años ochenta en que los objetivos cambiaron al dejar de percibir a las mujeres como receptoras de las políticas de desarrollo y reconocerlas como actoras de su propio desarrollo. A partir de ese momento la agenda se amplió hacia la consecución de los instrumentos para el desarrollo: la educación, la inserción en el mercado laboral remunerado, el acceso a la tecnología, a la organización y a la participación estructurada en función de su sexo. Todo esto ha llevado a que esta estrategia se conozca hoy bajo el concepto de "*poder en los usuarios*" la cual se caracteriza por un trabajo a nivel local con los sujetos del desarrollo y permitiendo que sean las personas de la comunidad quienes identifiquen sus propias prioridades y necesidades.

### Enfoque de género

El análisis de género responde a un esfuerzo sistemático para identificar, documentar, analizar e incorporar las diferencias existentes entre hombres y mujeres derivadas de los roles asignados en la comunidad y vida familiar en función de su sexo, y que afectan su relación con los recursos naturales y económicos que se encuentran en la comunidad.

Este enfoque tiene como finalidad determinar y analizar las inequidades que surgen por pertenecer a un sexo u otro, con el fin de promover la adopción de medidas correctivas.

Género es una construcción social, en virtud de tradiciones, cultura y religión que divide a las personas por su sexo desde el nacimiento o la infancia. Es por ello que está tan arraigado en las comunidades y, en consecuencia, el enfoque de género pretende mantener la atención sobre la línea de las diferencias, pero no para mostrarlas únicamente sino con el afán de superarlas. Por ejemplo, en una comunidad rural donde los hombres y las mujeres son agricultores, las mujeres hacen recolecta de cosechas y siembran las semillas pero son vistas únicamente como esposas de los agricultores e invisibles cuando se convoca en la comunidad a los usuarios del agua.

Se trata de un concepto inclusivo, es decir, aplica para hombres y mujeres, que responde a una construcción social no determinada por la condición biológica del sexo y procura incorporar el papel que desempeñan tanto hombres como mujeres en el éxito de los proyectos y las políticas públicas asociadas al agua; cuando estas diferencias e interrelaciones son consideradas desde su inicio. También dicho concepto parte de que el tema de discusión no es quién hace qué, sino quién define lo que hace cada uno.

Es necesario reconocer que los hombres y las mujeres interactúan de manera distinta con el medio ambiente, dependiendo de la clasificación que se haga por clase, educación, orientación, étnica o edad, pues estos factores actúan como condicionantes.

Reconocer las diferencias de la percepción y el enfoque de los hombres y las mujeres es muy importante. Históricamente los datos económicos se desagregan por familias y segmentos de población, según nivel de ingresos y no por sexo, por lo que se han incorporado como una sola unidad a las familias, en las que no necesariamente todos los miembros comparten las mismas condiciones. Al interior de las familias o de los segmentos de ingresos se dan inequidades y desigualdades que deben ser consideradas. La estrategia de equidad de género reconoce ese origen y diferencias como un punto de entrada para inducir cambios en los

procesos culturales y revertir la discriminación por sexo. Pero, ¿Vive en equidad la mitad de la población del mundo?

He aquí unos datos relevantes para contestar esta última pregunta:

- Las mujeres representan 70 % de la población pobre del mundo.
- El trabajo de la mujer no es remunerado en una relación de 2 a 1 respecto a los varones.
- Dos terceras partes de la población analfabeta del mundo son mujeres.
- Las dos terceras partes de los niños que no van a la escuela, en el mundo, son niñas.

### **Estrategia de la transversalidad**

La transversalidad para abordar el tema de género fue la estrategia adoptada en Beijing, con el fin de alcanzar las metas de equidad entre los géneros. Se basa en dos componentes esenciales:

- La integración de la equidad entre géneros es un componente de análisis y formulación en todas las políticas, planes, programas y proyectos.
- Promueve la participación tanto de hombres como de mujeres en la formulación y la toma de decisiones en los temas de desarrollo y, en el presente caso, en relación con la gestión del recurso hídrico.

Se procura, bajo este enfoque, integrar a mujeres y hombres en las principales actividades de los proyectos, superando el diseño de programas y actividades específicas y marginales para las mujeres. Sin embargo, esta estrategia de transversalidad no descarta el desarrollo de iniciativas específicamente dirigidas a las mujeres en caso de que el diagnóstico muestre grandes desigualdades. Pero se reconoce que la incorporación de los hombres en esta estrategia tiene una importante incidencia a largo plazo.

Ejemplo de esos casos especiales que justifican iniciativas dirigidas a las mujeres de las comunidades, se encuentran cuando se identifican fuertes tabúes o rechazo al trabajo colectivo de hombres y mujeres que no sean familia o cuando la mayoría de los hogares están encabezados por mujeres con baja escolaridad y poca especialización laboral.

Se considera que el deterioro de los recursos en las cuencas y el acceso al agua afecta a mujeres y hombres en forma diferenciada, por su condición de género, y que la escasez y deterioro en la calidad del recurso es fuente de conflictos, el "poder en los usuarios", es decir, de los actores locales del desarrollo y en particular de las mujeres, es considerado una actividad clave para el éxito de las metas de desarrollo sostenible con equidad de género a un nivel de territorio específico como lo es la cuenca o el distrito hídrico, por ejemplo.

Para apoyar ese proceso de "poder en los usuarios" es necesario caracterizar a los distintos actores dentro de la cuenca e identificar sus necesidades en capacitación, habilidades y conocimientos. Una vez realizada esa tarea, es necesario facilitar los procesos participativos de crecimiento de los distintos segmentos en relación con las carencias previamente identificadas. Estos procesos desencadenan a su vez cambios en las interrelaciones que ocurren de manera autónoma y que en cada caso responde a las características propias de la organización social de que se trate. Por ejemplo, es usual que si la comunidad donde se apoya el enfoque de equidad en la cuenca enfrenta problemas de violencia doméstica, acosos o abusos, se incrementen las denuncias y éstas empiecen a tener consecuencias fuera del círculo de los directamente afectados. Ello ocurre a partir del hecho de que las partes se reconocen todas como titulares de derechos, es decir, como sujetos autónomos con sus

## SECCIÓN VIII. ANÁLISIS CRÍTICO A UNA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS INAPROPIADA

propias necesidades además de las colectivas.

De ese reconocimiento de todos los miembros de la comunidad como actores del desarrollo local, el papel que se espera jueguen las autoridades nacionales o locales también cambia y es allí donde surge otro de los componentes de la gestión integrada de los recursos hídricos: el buen gobierno de las aguas.

La gobernabilidad se caracteriza por ser una plataforma para el acceso a la información para los administrados; la apertura y transparencia en la toma de decisiones por parte de las autoridades locales; la comunicación oportuna; la construcción de espacios comunes de intercambio de ideas; la credibilidad; la coherencia e integración de las políticas nacionales con las necesidades locales y el mayor impacto de las acciones de gestión y gobierno. Por ello el desempeño de las autoridades debe ser más eficiente en términos políticos, sociales y ambientales.

“En los intentos de concertar los múltiples usos e intereses en la gestión del agua en las cuencas, es crucial reconocer un hecho central: conciliar los intereses y descentralizar la gestión significa fundamentalmente distribuir recursos, autoridad y poder de los usuarios, de los no usuarios involucrados y de los “concertadores” mismos.

Desde el enfoque de género, la construcción de una agenda para la sustentabilidad en el ámbito de una cuenca hidrográfica debe estar basada no sólo en las relaciones de producción, sino en las de reproducción social, visualizando y reconociendo las condiciones de inequidad a las cuales están expuestas las mujeres y explorando los obstáculos para su transformación. Bajo la perspectiva de la participación y del enfoque de género, el desarrollo de los planes de manejo de cuencas debe incorporar las necesidades y prioridades de las personas que conforman los grupos sociales de manera diferenciada con mujeres y hombres, compartiendo oportunidades, responsabilidades, decisiones y beneficios de los procesos de desarrollo, conservación y restauración ambiental” (Blanco *et al.*, 1999).

La idea del párrafo anterior introduce de lleno en los planes de manejo de cuenca, donde no sólo deben reflejarse las estructuras propias de poder que se dan entre los distintos usuarios del agua y en general habitantes del territorio de una cuenca, así como la responsabilidad que cada uno de ellos asume en relación con el agua, sino que además deben tomarse en cuenta las estrategias que se construyan para la gestión integrada, se deben incorporar reglas claras para la participación de manera tal que se garantice la equidad en el acceso, en las instancias de gestión y en la conservación del recurso.

Pero, ¿cómo implementar una política sensible a la equidad de género en la gestión integrada de los recursos hídricos? No hay respuestas sencillas para esta pregunta, pero respetando las identidades culturales propias de la región hídrica, básicamente se implementa incluyendo a mujeres y hombres en las estructuras en los consejos de cuencas y en general en todas las organizaciones de gestión de los recursos hídricos. También es necesario contar con una política explícita de género que comience por los equipos administradores de los proyectos (sobre todo para garantizar que no se discrimine por género en la contratación, en salarios y asignación de puestos, y que las mujeres puedan acceder a tecnología y puestos de dirección), en seguida por los administradores del recurso a nivel local; además, es necesario capacitar y sensibilizar en el tema de equidad de género.

¿Cómo entender la transversalidad? Lo primero que habría que señalar es qué no es transversalidad, y allí es necesario diferenciar entre un enfoque que considere a todas las mujeres como un universo con idénticas necesidades y requerimientos, y otro enfoque que reconozca que las mujeres se agrupan en segmentos diferenciados de acuerdo con sus ingresos, educación, acceso a la propiedad y/o recursos, entre otros. Esto permite analizar las posibles demandas y necesidades de las mujeres al igual que con los hombres. Por ello la transversalidad como estrategia consiste en que, considerando esas diferencias, se promueva la asociación y

colaboración, así como espacios para compartir y construir estrategias comunes allí donde haya intereses también comunes. Es una categoría de análisis que permite superar esas diferencias y le da sentido a las distintas categorías de clase, origen, cultura u otras en relación con una categoría mayor: la de género.

Algunas de las actividades que se identifican para este fin son las siguientes:

- a) Formar y capacitar a todo el personal de programas y proyectos respecto al enfoque de género.
- b) Promover la participación de las mujeres en todos los ejes de trabajo.
- c) Utilización de un lenguaje correcto y diferenciado por géneros.
- d) Que toda la información de quienes participan en los eventos, se registre según la composición por sexo.
- e) Se posibilite la incorporación de las mujeres en el equipo de consultores.
- f) Identificar y sistematizar experiencias, metodologías y herramientas efectivas para la promoción de la participación de las mujeres (OEA, 2003)
- g) Construir indicadores desagregados por sexo que permitan medir el impacto de la estrategia.

Sin embargo, una de las mayores dificultades para implementar esta estrategia de la transversalidad de género, es conciliar las responsabilidades del mundo familiar de las mujeres con el laboral, social y político. La falta de sensibilidad sobre este extremo en el campo laboral hace aún más difícil la incorporación de la mujer por la falta de infraestructura y políticas de apoyo para la participación femenina, tales como guarderías, horarios compatibles con las tareas familiares y motivación para que asuman puestos de trabajo tradicionalmente asumidos por hombres que son los mejor pagados.

Características de la transversalidad:

- No es un fin en sí mismo, sino una estrategia para instituir la igualdad de género y el cambio en políticas públicas.
- Supera la visión de proyectos o programas separados o de componentes específicos dirigidos a mujeres exclusivamente.
- Se propone satisfacer necesidades específicas tanto de mujeres como de hombres.
- Incluye dimensiones políticas, de programación, de gestión de recursos humanos, financieros y administrativos.

Al respecto, Stiegler comenta que:

“Los procesos de transversalidad de género sirven, en primer término, para poner en claro situaciones de hecho que están sesgadas por la especificidad de género. Las diferencias de género se encuentran una y otra vez en la mayoría de las áreas, ya sea en la participación de mujeres y varones en los recursos económicos, en los medios de poder o en el trabajo, pero también cuando se investigan las actitudes, preferencias y hábitos. La evaluación de las diferencias halladas debe realizarse en el contexto de la determinación de objetivos propios de la política de género. Sin una clara definición de objetivos, las estrategias de transversalidad de género no pueden llevarse a cabo” (Stiegler, 2003).

## **SECCIÓN VIII. ANÁLISIS CRÍTICO A UNA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS INAPROPIADA**

Este comentario permite afirmar que para incidir en el tema de género hay que reconocer las diferencias, pero la importancia sustancial de reconocer esas diferencias, radica en que brindan información útil y necesaria para la transformación de inequidades.

A pesar de que las actividades que realizan las mujeres también impactan negativamente el medio ambiente, especialmente las más pobres y las migrantes, su visión sistémica en relación al ambiente y el considerar que cada elemento es parte de un todo, así como su histórica preocupación por el bienestar de los otros, hace que su participación en la conservación y gestión de los recursos hídricos sea determinante.

# Capítulo VIII.5. Afección a los sistemas acuáticos por actividades antrópicas

Los sistemas acuáticos del planeta se encuentran sometidos a una grave presión ambiental que se acentúa cada día más. A nivel mundial, más de dos tercios de las extracciones de agua se utilizan para la agricultura y cerca de un cuarto para la industria (Avila, 2001). La mayor fuente de agua dulce son las cuencas superficiales, las cuales se hallan sometidas a una seria tensión ambiental en gran parte del mundo. La agricultura, la industria y los asentamientos humanos contribuyen a la contaminación de las cuencas de los ríos. En el mundo en desarrollo, más de 95% de las aguas residuales urbanas se descargan sin ser tratadas en las aguas superficiales, lo cual constituye una gran amenaza para la salud humana. Se estima que por lo menos 60% del agua utilizada para propósitos domésticos regresa a los ríos como aguas residuales (Instituto de Recursos Mundiales, 1992). Las prácticas industriales también son contribuyentes importantes de la contaminación del agua dulce, pues son responsables de gran porción de la contaminación por metales pesados y productos químicos tóxicos. Por otro lado, las operaciones de explotación forestal y la agricultura añaden sedimentos y materia orgánica que perjudican los hábitats de los organismos acuáticos.

En los países en vías de desarrollo aún es difícil determinar cuál es la tendencia existente en la calidad del agua, debido a las deficiencias en la evaluación de las fuentes de contaminación y en la vigilancia de las aguas subterráneas y superficiales. Se considera que, en general, la calidad de este vital elemento se deteriora, especialmente alrededor de las áreas urbanas. Pocas ciudades tienen instalaciones para el tratamiento de aguas residuales, y las descargas industriales no se controlan usualmente de manera adecuada, por lo que al llegar al cuerpo receptor se afecta su calidad, lo que altera y modifica la biota que sostiene (Saldaña, 1995).

Dos grupos de sustancias en particular tienen un efecto significativo en el balance natural de los sistemas acuáticos: los nutrimentos, los cuales promueven un rápido crecimiento biológico y como consecuencia una disminución en la cantidad de oxígeno y la alteración de los sistemas; los químicos sintéticos y otras sustancias de desecho, las cuales con frecuencia implican múltiples efectos en el ecosistema acuático.

Los principales compuestos denominados comúnmente nutrientes son:

*Fuentes de nitrógeno.* El amonio  $N-NH_4^+$ ; los nitratos  $N-NO_3$  y los nitritos  $N-NO_2$ . El amonio (debe entenderse como la suma de amonio más amoniaco, los cuales están en equilibrio dependiendo del pH) es la forma preferida para la asimilación de nitrógeno por parte del fitoplancton, y es el compuesto que aparece primero en los procesos de metabolismo y descomposición de los organismos, por lo que es considerado como un índice de la actividad biológica y algunos autores lo proponen como un índice de contaminación (Contreras, 1994).

## SECCIÓN VIII. ANÁLISIS CRÍTICO A UNA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS INAPROPIADA

*Fuentes de fósforo.* Las formas principales del fósforo presentes en el agua son:

$\text{PO}_4^{3-} = 12\%$

$\text{HPO}_4^{2-} = 87\%$  A un pH de 8.0 y 20°C de temperatura

$\text{H}_2\text{PO}_4^- = 1\%$

El 99.6% de  $\text{PO}_4^{3-}$  y el 44% de  $\text{HPO}_4^{2-}$  se encuentran en forma de pares iónicos, presumiblemente con calcio y magnesio (Contreras, 1994). El fósforo es un nutrimento esencial que se encuentra en forma disuelta (90%) y en forma de partículas.

*Fuentes de carbono.* Las características generales de la distribución y transformaciones del carbono orgánico en los sistemas acuáticos indican que (Wetzel, 1975):

- a) La fracción más abundante es la que se encuentra en forma soluble.
- b) Existen tres fuentes principales de carbono orgánico particulado; una fuente alóctona y otras dos procedentes de las zonas litoral y pelágica.
- c) Las aportaciones alóctonas desde la cuenca de drenaje al cuerpo de agua y las exportaciones desde éste tienen lugar sobre todo en forma de carbono orgánico disuelto y representan un flujo mayoritario de carbono a través del metabolismo del cuerpo de agua.
- d) El metabolismo del carbono orgánico particulado se realiza en los sedimentos de la región bentónica, donde tiene lugar la descomposición de la mayor parte del mismo, y en su ruta de sedimentación desde la zona pelágica.

Existen diversas fuentes de contaminación en los ecosistemas acuáticos. Las emisiones atmosféricas de las industrias y la lixiviación de compuestos utilizados en la agricultura contribuyen a la contaminación de los ecosistemas acuáticos; sin embargo, la fuente más importante son las descargas directas de aguas residuales sobre los sistemas acuáticos (McEldowney et al., 1994). De acuerdo con King et al. (1992), se estima que las descargas industriales y urbanas introducen cerca de un millón de diferentes contaminantes dentro de las aguas naturales. En estos contaminantes existen compuestos que no son considerados peligrosos, muchos de ellos le confieren olores y sabores desagradables al agua, mientras que existen otros que son considerados peligrosos para el ser humano. Sustancias tales como hidrocarburos aromáticos policíclicos, pesticidas, elementos radiactivos y metales pesados pueden directamente dañar la vida acuática y humana.

El estudio de los cuerpos de agua epicontinentales, en un sentido amplio, comprende la evaluación de las reacciones funcionales y de la productividad de las comunidades bióticas de las aguas dulces con relación a los parámetros físicos, químicos y biológicos ambientales (Wetzel, 1975).

Entre los principales parámetros físicos, químicos y biológicos que caracterizan la calidad de un cuerpo de agua y que determinan el estado trófico del mismo se tienen:

### *Oxígeno*

Es un gas primordial para la biota acuática; su equilibrio en las capas superficiales se debe al intercambio con la atmósfera y a su difusión. El contenido de oxígeno en la atmósfera obedece principalmente a la aportación que, mediante la fotosíntesis, hacen las plantas. Una consecuencia de la productividad primaria es la generación

de oxígeno, que es trasladado hacia otros sistemas y soporta la respiración de organismos heterotróficos. Con base en la distribución del oxígeno en el agua, la columna líquida puede dividirse en zona trofogénica y trofólítica. En el primer caso existe mayor producción de oxígeno que consumo. La relación entre respiración (R) y producción (P) es un índice común para determinar el estado trófico de un cuerpo de agua.

Existen lugares donde no hay oxígeno y se les denomina áreas anóxicas, en estas zonas los procesos biológicos predominantes son los de descomposición y reducción bacteriana anaeróbica, principalmente. El oxígeno disuelto se expresa en mg/L, pero para fines biológicos y ecológicos, es preferible expresarlo en porcentajes de saturación; éste es igual a  $G/G'$ , donde G es la concentración observada in situ y G' es la solubilidad ideal dada por la temperatura, salinidad o altitud (Contreras, 1994; Martínez, 1998).

### *Temperatura*

En estanques, lagos y presas, el calentamiento matutino o estacional del verano, generará una discontinuidad térmica o termoclina, que evitará la mezcla vertical y la oxigenación de las aguas profundas; sólo la disminución de la temperatura nocturna o el cambio invernal, provocarán la circulación vertical con mezcla y aireación de las capas del fondo (Martínez, 1998). En cuerpos de agua estratificados, la zona eufótica coincide con el epilimnio en donde se registran los mayores contenidos del gas.

La dinámica de un lago y, en particular, su circulación vertical están ligadas con la variación del perfil de densidades que a su vez depende de los cambios de temperatura (Margalef, 1989). Por esta razón, el ciclo de los lagos y embalses se relaciona con el clima de manera muy estricta y se clasifican en función de sus características de estratificación y mezcla que son decisivas desde el punto de vista biológico. Los cuerpos de agua pueden calentarse y estratificar de manera permanente o estacional, según la latitud y altitud, con la presencia de una discontinuidad térmica para aguas continentales, que no permite la mezcla y renovación de aguas profundas y su oxigenación. El enfriamiento de las capas superficiales conduce a la ruptura de dicha estructura y a la mezcla con circulación vertical o convectiva; este fenómeno puede suceder diaria o estacionalmente. La discontinuidad térmica divide a los cuerpos de agua lénticos (sin movimiento) en tres capas (Martínez, 1998):

- a) Epilimnio o capa superior. Tiene una profundidad variable donde la temperatura es semejante a la atmosférica con un nivel de oxígeno adecuado para los organismos.
- b) Metalimnio o capa intermedia. Es donde se encuentra la discontinuidad térmica, con un decremento de oxígeno por falta de mezcla.
- c) Hipolimnio o capa inferior. Tiene distinto espesor y está en contacto con el fondo, la temperatura es fría y constante y con un estado de anaerobiosis regular, resultante de la estratificación por falta de mezcla.

### *Potencial de hidrógeno*

Los cuerpos de agua epicontinentales exhiben amplias variaciones en su acidez y alcalinidad relativa, no sólo en los valores de pH sino en la cantidad total de material disuelto que produce la acidez o alcalinidad. La concentración de estos compuestos y la relación de uno con otro establece el valor de pH observado y la eficiencia de la amortiguación de un cuerpo de agua determinado. Los efectos letales de la mayoría de los ácidos se presentan cuando el pH es menor de 5 y la mayoría de los álcalis cerca de un pH de 9.5, aunque las tolerancias de muchos organismos están considerablemente más restringidas dentro de estos intervalos de pH. Por lo tanto, la capacidad amortiguadora de los cuerpos epicontinentales para resistir cambios en el pH puede ser de gran importancia para la conservación de la vida en estos lugares.



## SECCIÓN VIII. ANÁLISIS CRÍTICO A UNA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS INAPROPIADA

### *Luz solar*

Casi toda la energía luminosa proviene del Sol y comprende las longitudes de onda entre 286 y 13,500 nm (aunque principalmente de 380-2,500 nm). Esta radiación tiene dos efectos sobre la biota, como luz (360-760 nm) y como calor (ondas largas). La luz es un factor limitante para la vida en el agua; obviamente no toda la luz penetra y la que lo hace pierde intensidad conforme se adentra en el agua. Lo anterior puede deberse a varios factores, entre los cuales destaca la cantidad de materia de diverso origen que se encuentra en suspensión. La zona que recibe mayor cantidad de luz es denominada zona eufótica (epilimnion en limnología) y es donde se llevan a cabo los principales procesos de la fotosíntesis. A la zona eufótica le sigue una zona denominada zona de compensación, en la que la producción es igual al consumo (fotosíntesis = respiración), e inmediatamente le sigue la zona afótica en donde la luz no penetra y la respiración es mayor que la fotosíntesis (Contreras, 1994). La penetrabilidad de la luz para fines de estudio ha sido medida tradicionalmente por medio del disco de Secchi, el cual es introducido al agua, se anota a qué profundidad promedio desaparece y aparece; existiendo una relación entre ésta y la zona eufótica. La relación, que es de 1.9 en aguas claras, puede disminuir hasta 1.4 en aguas turbias; de la lectura del disco de Secchi se obtiene principalmente la transparencia del agua.

Los cuerpos de agua eutróficos, usualmente presentan valores de transparencia relativamente bajos, producto de la gran cantidad de materia particulada presente en el agua. Esta materia particulada está mayoritariamente compuesta por la propia biomasa del fitoplancton.

### *Concentración de nutrimentos*

La base de la pirámide trófica en los ecosistemas acuáticos está dada principalmente por los productores primarios; los cuales están determinados en su desarrollo y proliferación por la luz, el CO<sub>2</sub> y los nutrimentos. Los nutrimentos son sales inorgánicas, cuya presencia está en función primero de los aportes alóctonos hacia el cuerpo de agua (por ejemplo, el arrastre terrígeno originado por los ríos hacia una laguna costera), y en segundo lugar de la velocidad e intensidad del reciclamiento (Wetzel, 1975).

Una sobresaturación de nutrimentos en el medio contribuye a la eutroficación; tal estado es propicio para un constante florecimiento fitoplanctónico de graves consecuencias para el ecosistema. El eutrofismo se determina por la ausencia de diversidad y mayor dominancia de una o pocas especies fitoplanctónicas, y por la presencia de procesos biológicos de tipo heterotróficos. La eutroficación es un término aplicado a la situación en la cual una sustancia nutritiva, generalmente nitrógeno o fósforo, llega a sobresaturar un cuerpo de agua (Margalef, 1989). El proceso de eutroficación captura el oxígeno disuelto en el agua y provoca anoxia. Cuando los nutrientes están presentes en una alta concentración, las algas y plantas crecen, fotosintetizan, crean tejidos vegetales y generan oxígeno, aunque la mayoría se difunde hacia la atmósfera. Cuando la planta muere, el material es degradado por microorganismos; y en el momento en que la cantidad de materia orgánica desechada llega a ser considerablemente grande, hace descender el nivel de oxígeno disuelto del agua. La eutroficación ha sido observada en condiciones naturales, en donde la erosión de origen terrígeno introduce gran cantidad de nutrimentos. Otra fuente es la entrada de fertilizantes y fosfatos contenidos en los detergentes que se vierten en los sistemas acuáticos.

En aguas con grandes cantidades de materia orgánica en degradación, las algas crecen profusamente. Inclusive con poco PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> presente, los microorganismos metabolizan las moléculas orgánicas y aportan grandes cantidades de CO<sub>2</sub>. Esto desplaza la actividad fotosintética de las algas, cuyo crecimiento provee de oxígeno a los microorganismos. Según Gymer (1973), la eutroficación es producida por la entrada de una gran cantidad de

nutrimentos del exterior y es parte de un proceso natural en la sucesión ecológica que ocurre en todos los ecosistemas acuáticos.

El análisis de las características del desarrollo estacional y espacial de las algas fitoplanctónicas debe enmarcarse dentro de una serie dinámica de interacciones entre los parámetros ambientales y las características fisiológicas de los organismos. Los factores ambientales que regulan el crecimiento y la sucesión, son: a) la luz y la temperatura; b) los mecanismos que permiten a los organismos mantenerse dentro de la zona fótica ante alteraciones de las tasas de sedimentación; c) los nutrientes inorgánicos; d) los micronutrientes orgánicos y las interacciones entre compuestos orgánicos y nutrientes inorgánicos disponibles; y, e) los factores biológicos de competencia por los recursos disponibles requeridos y la depredación por otros organismos. Cada una de las especies de algas que componen las asociaciones fitoplanctónicas posee un intervalo de tolerancia entre los valores extremos de estos factores, produciéndose un crecimiento máximo al presentarse la combinación óptima de los factores ambientales (Wetzel, 1975).

### *Productividad Primaria*

La productividad fitoplanctónica representa la mayor síntesis de materia orgánica de los sistemas acuáticos. La fotosíntesis es la función metabólica mediante la cual se obtiene el carbono celular por reducción del  $\text{CO}_2$  y en donde el agua actúa como reductor inorgánico. El agua a su vez es oxidada por el oxígeno. Así, la mayoría de las algas son fotoautotróficas obligadas, pues requieren de energía luminosa para efectuar estas transformaciones y un pigmento apropiado que actúe de receptor. Dicho pigmento es la clorofila, la cual es una molécula que contiene una porfirina y un fitol. El núcleo porfirídico polar (soluble en agua) está formado por un anillo tetrapirrólico y un átomo de magnesio. La clorofila *a* es el pigmento fotosintético primario de todos los organismos fotosintetizadores que desprenden oxígeno, y está presente en todas las algas. La clorofila *b* funciona como un acumulador de luz que transfiere la energía luminosa absorbida a la clorofila *a* para la quimiosíntesis primaria. La clorofila *c* funciona probablemente como un pigmento accesorio del fotosistema II (Contreras, 1994).

La tasa fotosintética está directamente relacionada con la intensidad de la luz. No obstante, la respuesta a ella es variable según las especies y en muchas de ellas se da un grado considerable de adaptación a los cambios de intensidad luminosa. Es frecuente que las tasas de fotosíntesis de algunas algas fitoplanctónicas varíen al aumentar (a temperaturas altas) el punto donde alcanzan la saturación de luz; este tipo de algas consigue la adaptación a intensidades altas o bajas de luz, principalmente, mediante variaciones en la cantidad de pigmento por célula. Las células adaptadas a luz de mucha intensidad tienen concentraciones de clorofila *a* menores a las adaptadas a luz de poca intensidad; sin embargo la tasa real de fotosíntesis no es mucho mayor en intensidades altas que en intensidades bajas debido al efecto de inhibición fotosintética. En otro tipo de algas, entre las que se encuentran muchas especies de diatomeas, la adaptación a los cambios de luz se afecta solamente mediante modificaciones del punto de saturación de luz de fotosíntesis; en este caso, el contenido de clorofila es el mismo para intensidades altas o bajas (Wetzel, 1975).

En términos generales, la clorofila se ha utilizado como un indicador de diversas características del ecosistema y de la comunidad fitoplanctónica (Contreras, 1994), mientras que la importancia de los feopigmentos es desconocida pero interesante por dos razones:

- La clorofila y los feopigmentos tienen una absorción en el espectro similar, lo que propicia errores en los datos de clorofila si se encuentra presente una alta concentración de feopigmentos.

## SECCIÓN VIII. ANÁLISIS CRÍTICO A UNA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS INAPROPIADA

- Los feopigmentos se degradan a partir de la clorofila, lo que podría ser un indicador 'histórico' de la población fitoplanctónica.

Diversos intentos se han hecho para establecer valores de referencia para determinar un estado oligotrófico, mesotrófico y eutrófico (Rosas *et al.*, 1993). Sin embargo, dichos valores están basados en evaluaciones de cuerpos de agua de latitudes y temperaturas frías, los cuales pueden no corresponder a situaciones comunes en ecosistemas acuáticos tropicales.

### *Concentración de contaminantes en el agua sedimento y biota*

La naturaleza de los contaminantes en un cuerpo de agua depende del tipo de fuente de contaminación, en principio es de tipo natural o antropogénica. A su vez, los contaminantes pueden ser de acuerdo con su naturaleza química de tipo inorgánico, como son los metales pesados, algunos nutrientes, etc., y de tipo orgánico como los hidrocarburos aromáticos, bifenilos policlorados, plaguicidas, entre otros. La concentración de dichos contaminantes en cuerpo de agua depende fundamentalmente de la magnitud de las contribuciones naturales o antropogénicas al sistema, de las propiedades fisicoquímicas de las sustancias, así como de las condiciones hidrodinámicas del cuerpo de agua (Avila-Pérez *et al.*, 1999).

### **La Presa José Antonio Alzate: estudio de caso**

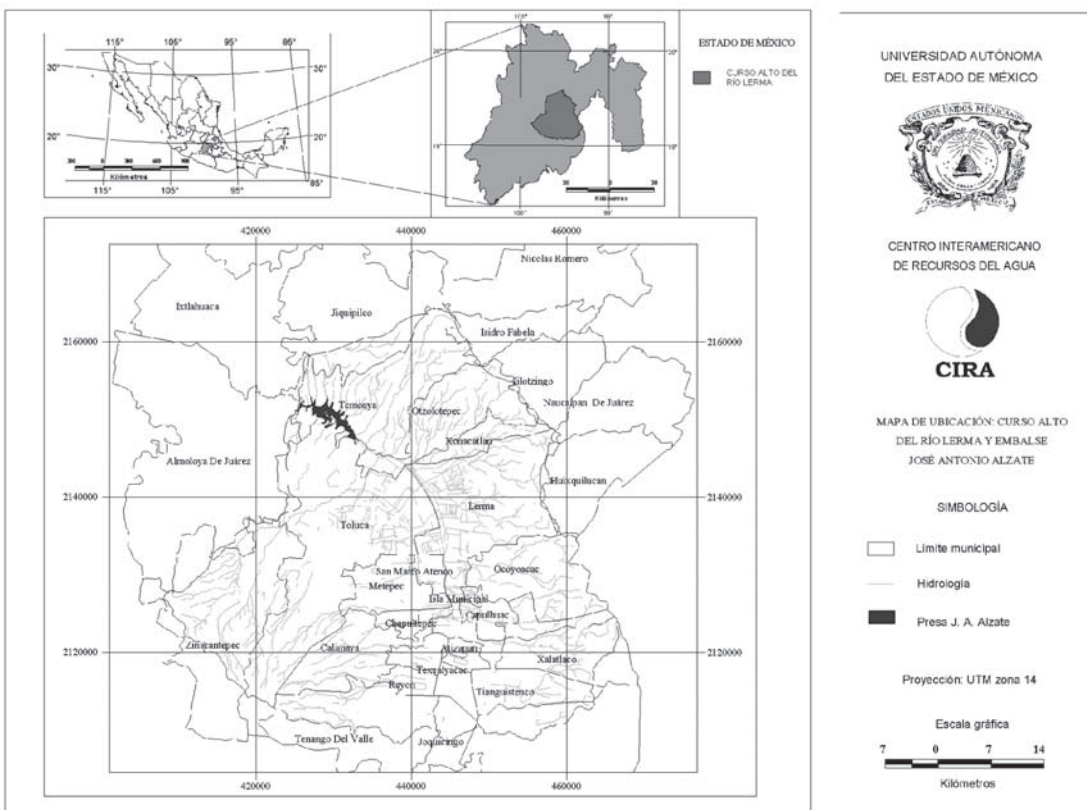
Como ejemplo de los efectos de la contaminación sobre los sistemas acuáticos se presentan algunos resultados de los estudios realizados de la Presa José Antonio Alzate en el Estado de México.

La Presa José Antonio Alzate está ubicada sobre el río Lerma, en el tramo comprendido entre la carretera Toluca-Naucalpan en los municipios de Ixtlahuaca y Almoloya de Juárez aproximadamente a 25 Km al norte de Toluca. La presa se localiza dentro de las coordenadas geográficas 19° 24' 59" y 19° 27' 55" de latitud norte y los 99° 37' 50" y 99° 42' 15" de longitud oeste (figura VIII.5.1). Los principales afluentes de la presa son el río Lerma que aporta en promedio el 76% del volumen anual, y los ríos Tejalpa, Temoaya y escurrimientos directos, que aportan el volumen restante (Hunt *et al.*, 2000). El promedio anual de flujo de agua que entra a la presa Alzate es de 5.42 m<sup>3</sup>/s, aunque durante la temporada de lluvias, en septiembre, se puede incrementar hasta 12.77 m<sup>3</sup>/s, mientras que durante la época de estiaje entre enero y marzo, se presentan caudales mínimos promedio en 7 días de 0.68 m<sup>3</sup>/s. (Anton y Díaz, 2002). En la tabla VIII.5.1, se resumen los datos hidráulicos del embalse.

La presa, como parte del sistema de almacenamiento para control y aprovechamiento del agua del río Lerma, drena una gran parte de la altiplanicie central (CNA, 1993). Debido a su clima favorable, la cuenca reúne condiciones propicias para el desarrollo de una agricultura intensiva y diversificada. El clima predominante en la zona de estudio es templado subhúmedo con lluvias en verano.

De acuerdo con los criterios de operación de la CNA, la presa funciona como reserva de agua para riego durante los meses de noviembre a abril y como depósito vacío para el control de inundaciones durante los meses de mayo a octubre. Barceló-Quintal *et al.* (1996), reportan que durante los meses de mayo a agosto la presa Alzate se encuentra en niveles cercanos al mínimo de operación (2,561.2 m.s.n.m. y 8 Mm<sup>3</sup>), y durante los meses de noviembre a febrero se encuentra en los niveles cercanos al nivel de aguas máximas (2,565.5 m.s.n.m. y 35.3 Mm<sup>3</sup>). Durante los meses de lluvia el caudal es prácticamente evacuado en su totalidad con el fin de

Figura VIII.5.1. Mapa de la ubicación del Curso Alto del río Lerma y de la Presa José Antonio Alzate.



Fuente: Díaz-Delgado et al, 2004.

Tabla VIII.5.1. Características hidráulicas de la Presa José Antonio Alzate.

Área máxima de almacenamiento	1,200 hectáreas
Capacidad máxima de almacenamiento	45 Mm <sup>3</sup>
Capacidad total de almacenamiento	36.30 Mm <sup>3</sup>
Capacidad para azolves	8.00 Mm <sup>3</sup>
Capacidad útil para riego	27.30 Mm <sup>3</sup>
Elevación de la corona de la cortina	2,566.50 m.s.n.m.
Elevación del nivel de aguas máximas	2,566.92 m.s.n.m.
Elevación de la cresta del vertedor	2,565.50 m.s.n.m.
Longitud de la cresta del vertedor	282 m
Gasto máximo normal en el vertedor	254 m <sup>3</sup> /s
Elevación del umbral de la obra de toma	2,544.30 m
Gasto máximo normal en la obra de toma	20 m <sup>3</sup> /s

Fuente: Tomado parcialmente de Barceló, 2000.

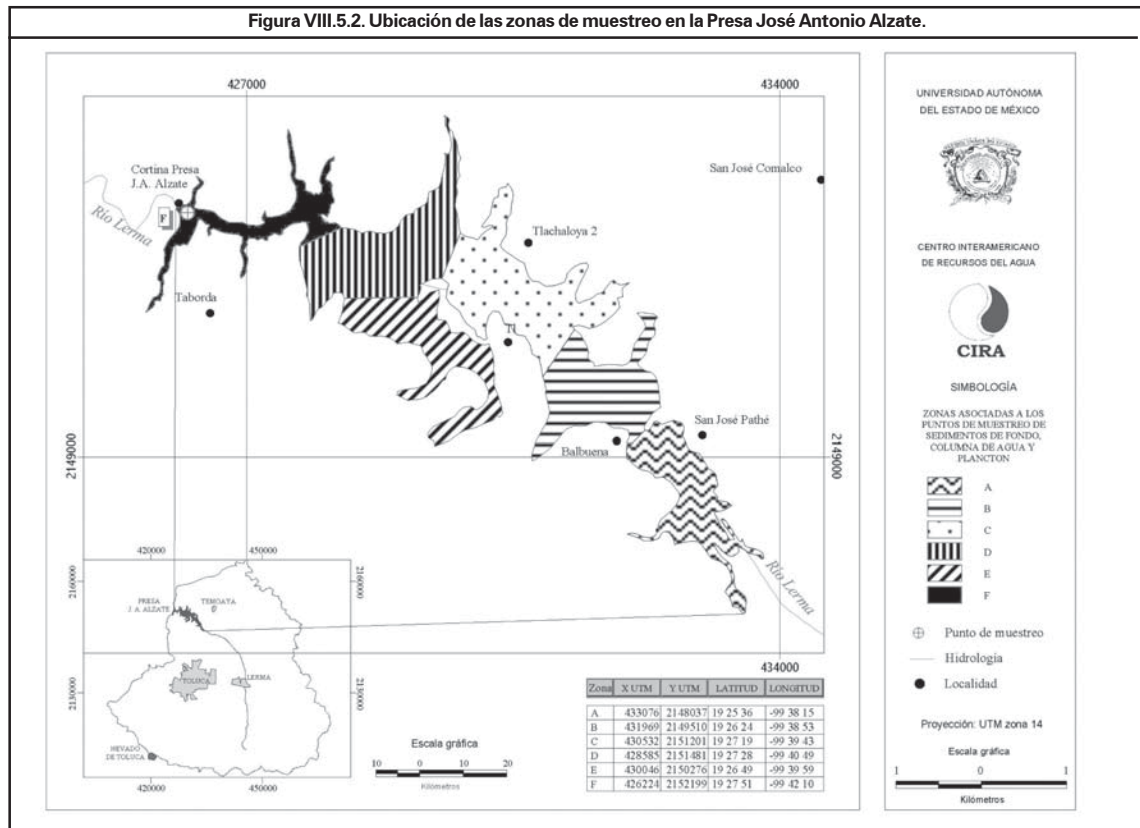
## SECCIÓN VIII. ANÁLISIS CRÍTICO A UNA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS INAPROPIADA

preservar un volumen libre del embalse para el almacenamiento en caso de crecidas de los ríos. Desde el punto de vista de calidad del agua, durante los meses de mayo a agosto, dados los débiles volúmenes del embalse, la dilución decrece significativamente y las concentraciones de los contaminantes aumentan (Avila, 1995).

Se llevó a cabo un estudio en seis zonas de muestreo distribuidas estratégicamente en el cuerpo de la presa. Asimismo, este muestreo se realizó en tres diferentes fechas (secas frío en el mes de enero, secas caliente en el mes de abril y lluvias en el mes de noviembre) de manera que cubrieran por lo menos un ciclo hidrológico completo en la presa. La zona A es la entrada del agua del río Lerma a la presa, el cual presenta contaminantes de tipo industrial y municipal. La zona B tiene poca profundidad, poco movimiento y se presume se acumula una mayor cantidad de sedimentos. La zona C es la parte media de la presa y la de mayor actividad humana, donde existe un paso constante de lanchas. En la zona D, llamada de transición, se mezclan aguas pluviales con las del río. La zona E está protegida de las aguas del río, con aportes importantes de aguas pluviales y la zona F corresponde a la cortina de la presa.

La época de secas frío, comprende los meses de diciembre a febrero; la época de secas caliente, comprende los meses de marzo a mayo y la época de lluvias comprende los meses de junio a noviembre en la Presa José Antonio Alzate.

Las zonas de muestreo se indican en la figura VIII.5.2.



## CAPÍTULO VIII.5. AFECCIÓN A LOS SISTEMAS ACUÁTICOS POR ACTIVIDADES ANTRÓPICAS

En cada campaña de muestreo, se determinaron los perfiles de oxígeno disuelto, pH, temperatura y conductividad. El horario para realizar las medidas simultáneas fue: 8 hrs, 10 hrs, 13 hrs, 16 hrs y 18 hrs.

Los perfiles se realizaron en los horarios antes indicados, tomando muestras de agua a las siguientes profundidades con respecto al espejo de agua: 20 cm, 50 cm, 100 cm y fondo, por encima del sedimento, cuidando de no revolverlo. En los casos en que la profundidad fue pequeña (de alrededor de 1.5 metros) la muestra de 100 cm se eliminó del programa de muestreo, por ser más representativa la muestra de fondo. La cota del nivel del espejo de agua fue considerada para cada campaña de muestreo.

Se colectaron muestras de agua de cada profundidad mediante una botella Van Dorn de acrílico, determinándose en cada una de las muestras pH, temperatura, oxígeno disuelto, DBO, DQO, sólidos suspendidos, aniones, bicarbonatos, sulfatos, nitratos, nitritos, cloruros, fosfatos y clorofilas.

Con objeto de determinar la composición planctónica de la presa Alzate y relacionarla con la calidad del agua y el estado trófico del sistema, se utilizó una red de plancton de nylon de 42 cm de longitud, 20 cm de diámetro y 85  $\mu\text{m}$  de diámetro de poro. Se realizaron colectas de plancton en las mismas seis zonas de muestreo. Las colectas fueron mediante un arrastre horizontal, tomando los valores de velocidad y distancia con el fin de calcular el flujo a través de la red. Las muestras así obtenidas fueron preservadas con 5 mL de formol y almacenados para su análisis taxonómico.

Para determinar clorofilas, se tomaron tres litros de agua superficial (50 cm de profundidad), utilizando frascos de polietileno oscuro previamente esterilizados. Las muestras fueron colocadas en hielo hasta su traslado al laboratorio. En el laboratorio, el agua se filtró inmediatamente en un equipo de filtración Millipore con membranas de 0.45  $\mu\text{m}$  de tamaño de poro; posteriormente, estos filtros se colocaron en viales de color ámbar con 5 mL de acetona al 90% (para lograr la extracción de los pigmentos), y fueron conservados en refrigeración al resguardo de la luz hasta su análisis por espectrofotometría de luz visible. Antes de su análisis, las muestras fueron centrifugadas a 300 rpm durante cinco minutos, con la finalidad de separar el filtro de los pigmentos de forma que no interfiera con la medición espectrofotométrica (APHA-AWWA-WPCP, 1992; Colwell *et al.*, 1975). Una vez obtenido el concentrado con los pigmentos, se analizaron las muestras en un espectrofotómetro de luz visible a 750, 630, 635, 647, 652, 664, 665 y 668 nm. La concentración de clorofila *a*, *b* y *c* se estimó mediante las ecuaciones de Jeffrey y Humphreys (Gerder y Osborne, 1992).

Submuestras de 5 mL de agua en una caja de petri fueron tomadas con el fin de identificar las especies del zooplancton con la ayuda de un microscopio estereoscópico, siguiendo los pasos que se marcan en las claves de Edmonson (1959). Para la cuantificación del zooplancton y los cálculos de la abundancia, se realizó una sedimentación de cada una de las muestras en una celda de conteo y con la ayuda del microscopio estereoscópico se realizó la cuenta total de los organismos en una submuestra de 4 mL. (Granados, 1978). Adicionalmente, se calculó el índice de diversidad de Shannon-Weaver (Krebs, 1985).

El fitoplancton fue identificado mediante el uso de las claves de Edmonson (1959) y a través de un microscopio electrónico de barrido de bajo vacío marca JEOL modelo JSM-5900LV en submuestras de 100  $\mu\text{l}$ .

Para la determinación de los parámetros fisicoquímicos en el agua y sedimento, se utilizaron las técnicas recomendadas en el "Standard Methods" (APHA-AWWA-WPCF, 1992; USEPA, 1972 y LANFI, 1991). Se usaron las técnicas de absorción atómica (AA), fluorescencia de rayos X dispersiva en energía (EDXRF) y análisis por activación neutrónica (NAA) para determinar la concentración de metales pesados en el agua, sedimento y dáfnidos.

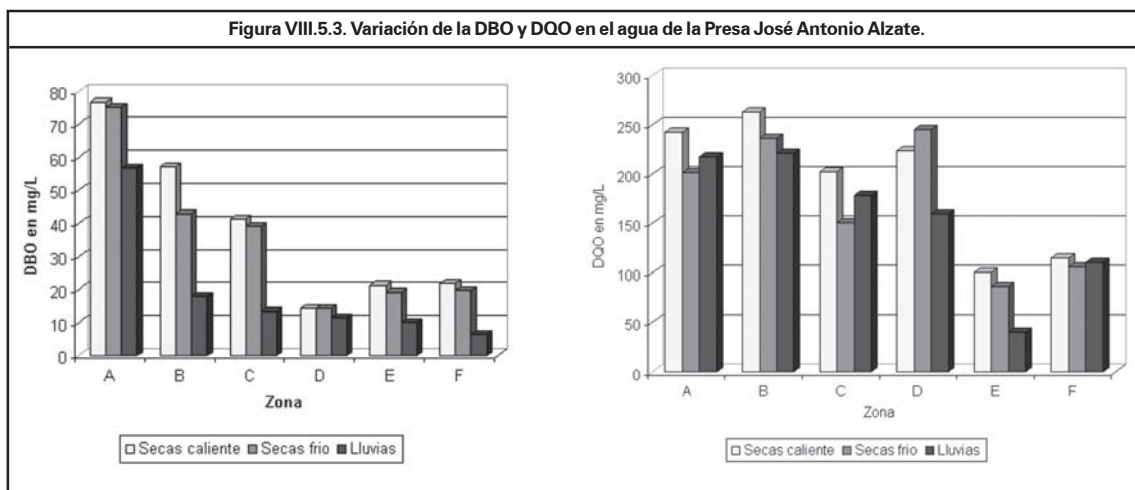
## SECCIÓN VIII. ANÁLISIS CRÍTICO A UNA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS INAPROPIADA

### DBO y DQO

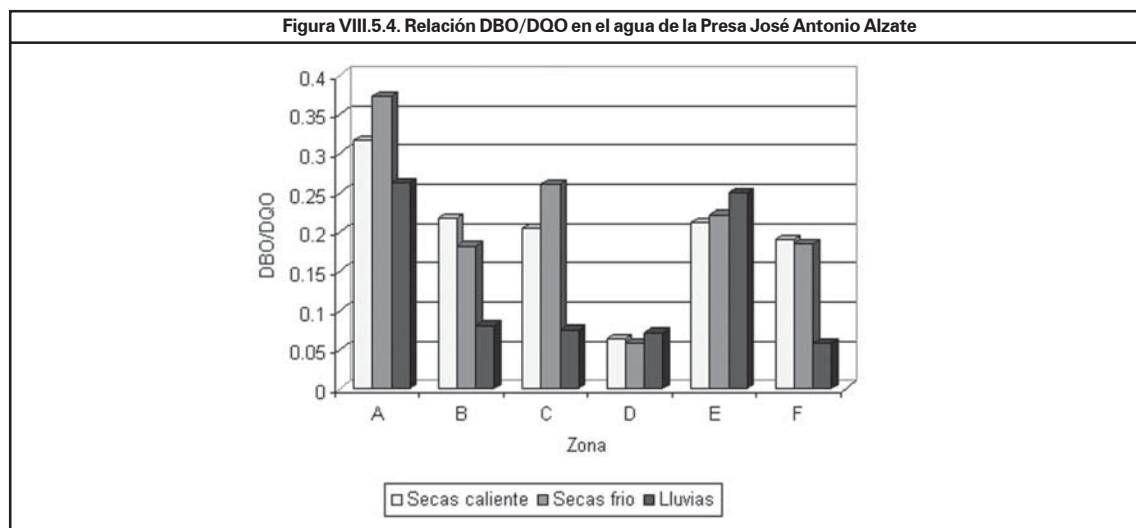
Respecto a la DBO (figura 3), se observa una tendencia general de disminución de la DBO de la entrada (zona A) a la salida de la presa (zona F), lo cual indica que dicho embalse actúa como una laguna de estabilización (Barceló, 2000). Las zonas A, B y C son las que presentan los valores más elevados y son, por lo tanto, donde los microorganismos realizan mayoritariamente la degradación de la materia orgánica en la presa. Las zonas A y B en las tres fechas de muestreo y las zonas C, E y F, en los meses de abril y enero, se encuentran en la zona de los polisaprobios, lo cual indica una alta actividad microbiológica en esas zonas y meses con predominio de especies fito y zooplanctónicas altamente resistentes a factores limitantes del sistema. La zona D en todas las épocas, y las zonas E y F en el mes de noviembre, se encuentran en la zona de los mesosaprobios, la cual se caracteriza por un menor contenido de microorganismos que la de los polisaprobios y con dominancia de especies características.

Los valores de la demanda química de oxígeno (DQO) (figura VIII.5.3), sin ser muy elevados, son mayores a los de la DBO, presentando en general el mismo comportamiento de ésta última; abril > enero > noviembre. Las mayores concentraciones de DQO se presentan en las zonas A, B y D y las menores en las zonas E y F. En cuanto a la relación DBO/DQO (figura VIII.5.4), los valores se encuentran cercanos a 0.3 en la zona A, cercanos a 0.2 en las zonas B, C, E y F y alrededor de 0.05 en la zona D en los meses de abril y enero. En noviembre la relación disminuye por debajo de 0.1 con excepción de las zonas A y E. Estos valores son muy interesantes debido a que desde el punto de vista de la ingeniería sanitaria, la relación DBO/DQO representa un factor importante para la caracterización de un efluente, de acuerdo con el tipo de contaminación que contiene. De tal manera que si un agua presenta una relación DBO/DQO superior a 0.5 se trata de un efluente con alto contenido de materia orgánica, como es el caso de efluentes de industrias de tipo agroalimentarias, las cuales descargan elevadas concentraciones de materia orgánica a través de sus efluentes; por otro lado, si la relación es menor a 0.1 se trata de un efluente donde predominan las sustancias químicas, como es el caso de los efluentes de las industrias química, siderúrgica, farmacéutica y metalmeccánica, donde predominan sustancias químicas tóxicas o difícilmente degradables (Maskew *et al.*, 1992). Para el caso del agua de la presa Alzate los valores de DBO/DQO que predominan son menores a 0.4 y mayores a 0.05, por lo que considerando lo anterior se caracterizarían como aguas con una mezcla de contaminantes industriales (de tipo químico) con municipales (de tipo orgánico)

Figura VIII.5.3. Variación de la DBO y DQO en el agua de la Presa José Antonio Alzate.



sin predominio de ninguno, que en la realidad es lo que se presenta en este embalse. También se puede observar que la zona D, presenta un valor muy bajo de DBO/DQO, lo cual puede deberse a que en esta zona existan aportes de sustancias químicas tales como fertilizantes o plaguicidas que eleven los valores de DQO por encima de las otras zonas de muestreo.



### Oxígeno disuelto

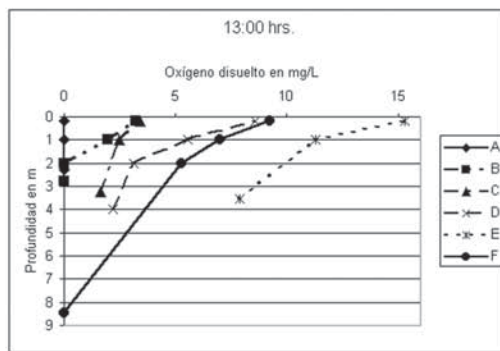
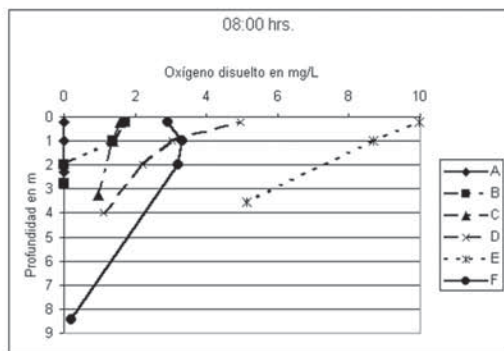
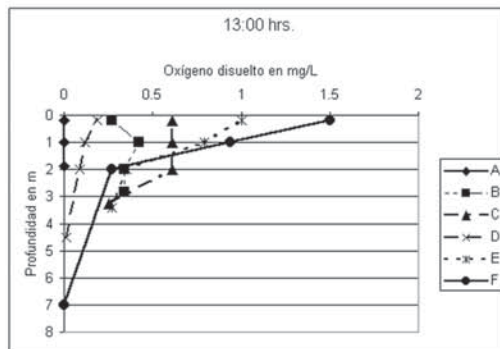
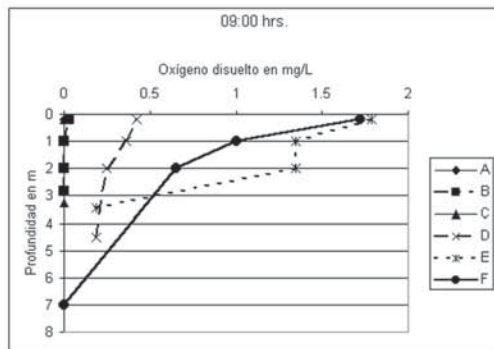
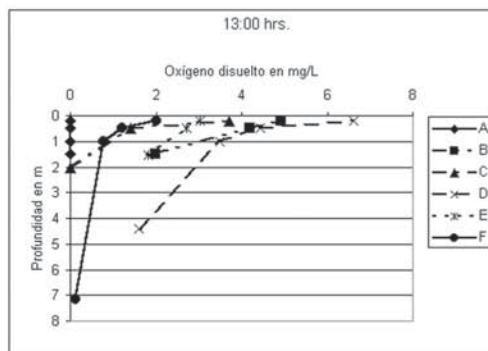
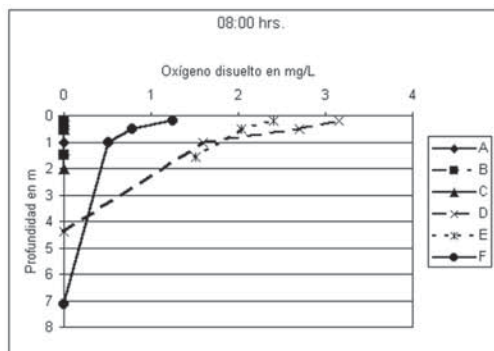
El embalse Alzate presenta tres escenarios bien establecidos respecto a la concentración de oxígeno. En el primer caso, en abril se observan porcentajes promedio de saturación de oxígeno disuelto de 50% en los primeros 20 cm de profundidad, de 40% en los 50 cm de profundidad y menores a 30% a partir de los 100 cm. Se presentan valores máximos de 95% en la zona B y E a los 20 cm de profundidad (tomando como base un valor de solubilidad ideal del oxígeno de 6.9 mg/L). En enero se observaron porcentajes promedio de saturación de oxígeno disuelto menores al 10% en todas las zonas; 10% en los primeros 20 cm, 8% a los 100 cm y menores a 5% a los 200 cm y en el fondo (tomando como base un valor de solubilidad ideal del oxígeno de 9.2 mg/L) (figura VIII.5.5). Aquí es importante señalar que aunque en este mes las condiciones de temperatura y vientos imperantes determinaron un aumento en la capacidad de saturación del oxígeno, la realidad es que la concentración y porcentaje de saturación del oxígeno fueron muy bajos en todas las zonas. Una explicación a lo anterior se fundamenta en que ese día la incidencia de luz fue muy baja, presentándose una alta nubosidad, por lo que la actividad fotosintética del fitoplancton se vió inhibida y para esta fecha la respiración fue mayor a la producción, lo cual se reflejó en los niveles de oxígeno en el embalse.

Finalmente, en noviembre y posterior a la época de lluvias, se observaron porcentajes promedio de saturación de oxígeno disuelto de 100% en los primeros 20 cm, de 80% a los 100 cm y menores a 50% a los 200 cm y en el fondo (tomando como base un valor de solubilidad ideal del oxígeno de 7.7 mg/L). Aquí es importante remarcar que en la zona E se presentan los valores puntuales más altos de oxígeno disuelto y de porcentajes de saturación, con valores superiores a 200% en los primeros 20 cm de la columna de agua.



## SECCIÓN VIII. ANÁLISIS CRÍTICO A UNA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS INAPROPIADA

Figura VIII.5.5. Perfiles de distribución de oxígeno disuelto a las 8:00 y 13:00 hrs en el agua de los muestreo de enero, marzo y noviembre, de la Presa José Antonio Alzate.



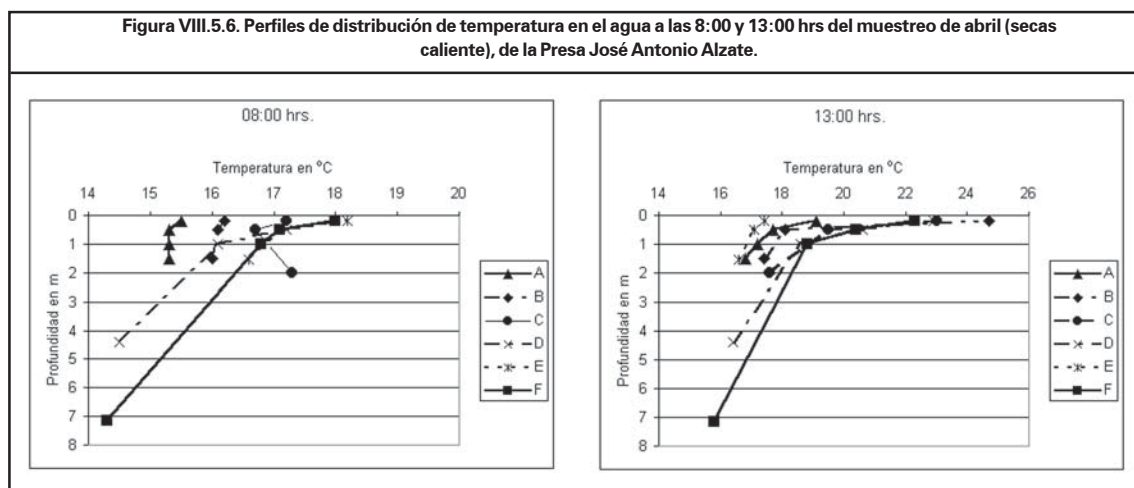
## CAPÍTULO VIII.5. AFECCIÓN A LOS SISTEMAS ACUÁTICOS POR ACTIVIDADES ANTRÓPICAS

Por lo que toca a los límites recomendados por los criterios ecológicos de calidad del agua de la SEDUE (1989), se puede observar que en los tres muestreos, únicamente algunas pocas zonas cumplen con los requerimientos que establece la SEDUE para fuente de abastecimiento ( $> 4.0$  mg/L) y para la protección de la vida acuática ( $> 5.0$  mg/L). Todas las demás zonas y en los diferentes horarios de muestreo nunca cumplen con los anteriores valores. Es evidente observar que las mayores concentraciones de oxígeno disuelto se presentan a las 13:00 y 16:00 hrs, producto de un incremento en la actividad fotosintética del fitoplancton en la presa.

De acuerdo con los resultados de oxígeno disuelto, la actividad fitoplanctónica en la presa tiene una importante contribución en la producción del oxígeno disuelto en el agua, por ese motivo, la densidad, distribución y eficiencia fotosintética del fitoplancton deben tener un impacto fundamental en la eficiencia de degradación de la materia orgánica en el embalse José Antonio Alzate.

### Temperatura y pH

A partir de los resultados de perfiles de temperatura es posible observar, sobre todo en el muestreo de abril, las tres capas típicas de los cuerpos lénticos sobre todo en las zonas E y F (figura 6).



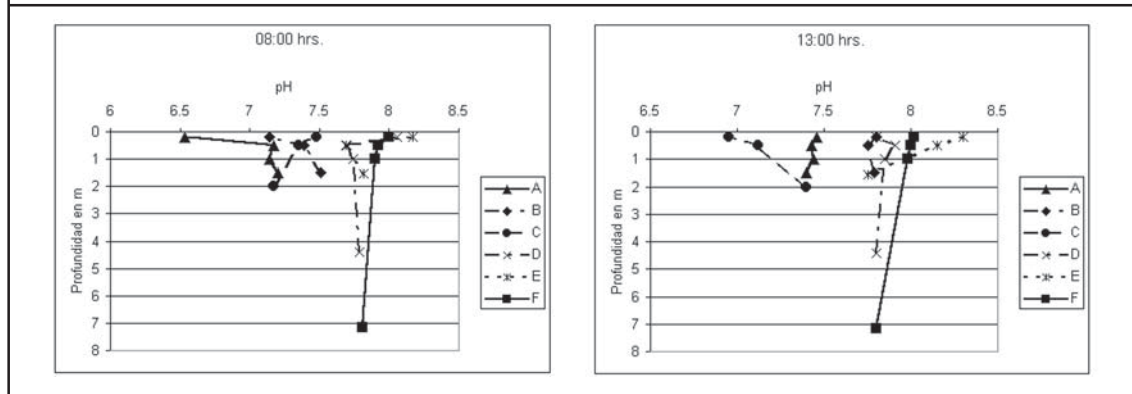
Los cuerpos de agua epicontinentales exhiben amplias variaciones en su acidez y alcalinidad relativa, no sólo en los valores de pH sino en la cantidad total de material disuelto que produce la acidez o alcalinidad. La concentración de estos compuestos y la relación de uno con otro determina el valor de pH observado y la eficiencia de la amortiguación de un cuerpo de agua determinado. Los efectos letales de la mayoría de los ácidos se presentan cuando el pH es menor de 5 y la mayoría de los álcalis cerca de un pH de 9.5, aunque las tolerancias de muchos organismos están considerablemente más restringidas dentro de estos intervalos de pH. Por lo tanto, la capacidad amortiguadora de los cuerpos epicontinentales para resistir cambios en el pH puede ser de gran importancia para la conservación de la vida en estos lugares.

El pH en la presa presenta un comportamiento bastante complejo (figura VIII.5.7). De acuerdo con Barceló (2000), el efecto estabilizador por material orgánico y por el inorgánico suspendido puede regular este

## SECCIÓN VIII. ANÁLISIS CRÍTICO A UNA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS INAPROPIADA

comportamiento, donde la materia orgánica al estar constituida por materiales húmicos y proteicos contiene grupos carboxílicos y amínicos que, por efecto zwitteriónico, tienden a mantener el pH casi constante. La zona F, demuestra el efecto estabilizador mencionado. En general existe cierta relación entre la cantidad de oxígeno disuelto y la acidez, con excepción de la zona A, donde al no existir oxígeno disuelto el pH debe responder a las características del influente.

Figura VIII.5.7. Perfiles de distribución de pH en el agua a las 8:00 y 13:00 hrs del muestreo de abril (secas caliente), de la Presa José Antonio Alzate.



### Profundidad y transparencia

Los valores de transparencia y profundidad del agua demuestran que la zona eufótica es extremadamente pequeña en las zonas A, B, C, D y F (menores a 10% del total de la profundidad), siendo la zona E la de valores más altos con casi 20% del total de la profundidad en todos los muestreos. Considerando que el embalse Alzate contiene un agua demasiado turbia, que toman un valor de referencia de 1.5, entre el valor obtenido mediante el disco de Secchi y la zona eufótica, se tiene que ésta en el embalse nunca supera el 30% del total de la columna de agua (figura VIII.5.8). Estos valores tan bajos de transparencia deben tener un efecto negativo significativo sobre la actividad respiratoria del sistema, sobre los niveles de oxígeno del agua y, por consiguiente, sobre la capacidad de degradación de la materia orgánica por parte del embalse Alzate.

Los cuerpos de agua eutróficos usualmente presentan valores de transparencia relativamente bajos, producto de la gran cantidad de materia suspendida presente en el agua. En el caso del embalse Alzate, la baja transparencia es debida principalmente a la materia orgánica residual y al material inorgánico suspendido que acarrea el río Lerma a la presa.

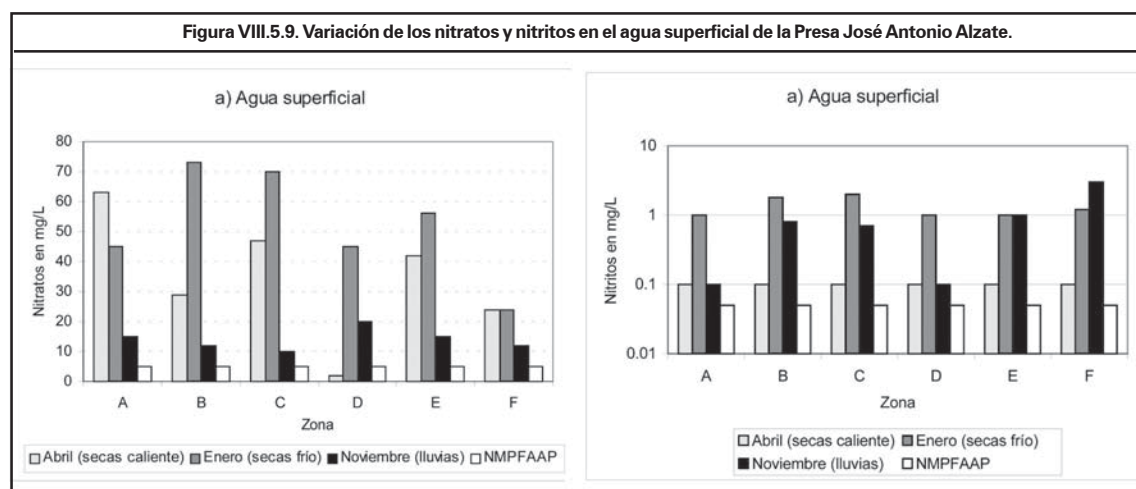
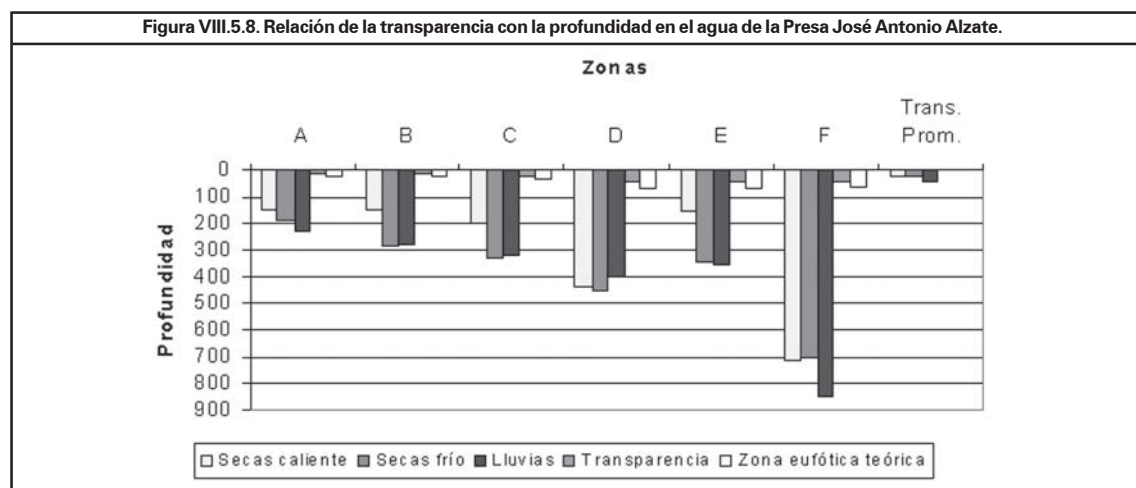
### Nutrientos

Los nitratos y nitritos en el agua de la Presa José Antonio Alzate siempre superan hasta en 20 y en más de 60 veces el nivel máximo recomendado para el uso del agua como fuente de abastecimiento de agua potable que es de 5 mg/L y 0.05mg/L, respectivamente (SEDUE, 1989) (figura VIII.5.9).

## CAPÍTULO VIII.5. AFECCIÓN A LOS SISTEMAS ACUÁTICOS POR ACTIVIDADES ANTRÓPICAS

Los fosfatos en el agua de la presa Alzate se presentan en concentraciones extremadamente elevadas, superando hasta en más de 100 y 430 veces los niveles máximos establecidos por la normatividad mexicana en materia de uso del agua como fuente de abastecimiento de agua potable y para la protección de la vida acuática (SEDUE, 1989) que son de 0.01 y 0.025 mg/L respectivamente (figura VIII.5.10). Estas concentraciones tan elevadas coinciden con los trabajos realizados por Vásquez (1988), las cuales permiten determinar que el embalse se encuentra en un estado de alta eutrofia (Margalef, 1989).

Los sulfatos en todo momento superan el nivel máximo permisible para la protección de la vida acuática marcado por la normatividad mexicana que es de 0.005 mg/L (SEDUE, 1989) (figura VIII.5.10), pero no ocurre así con el nivel máximo permisible para su uso en riego agrícola (130 mg/L), el cual sólo es superado en la zona E para abril y en algunas zonas (generalmente a la entrada del embalse) para enero y noviembre. Los cloruros



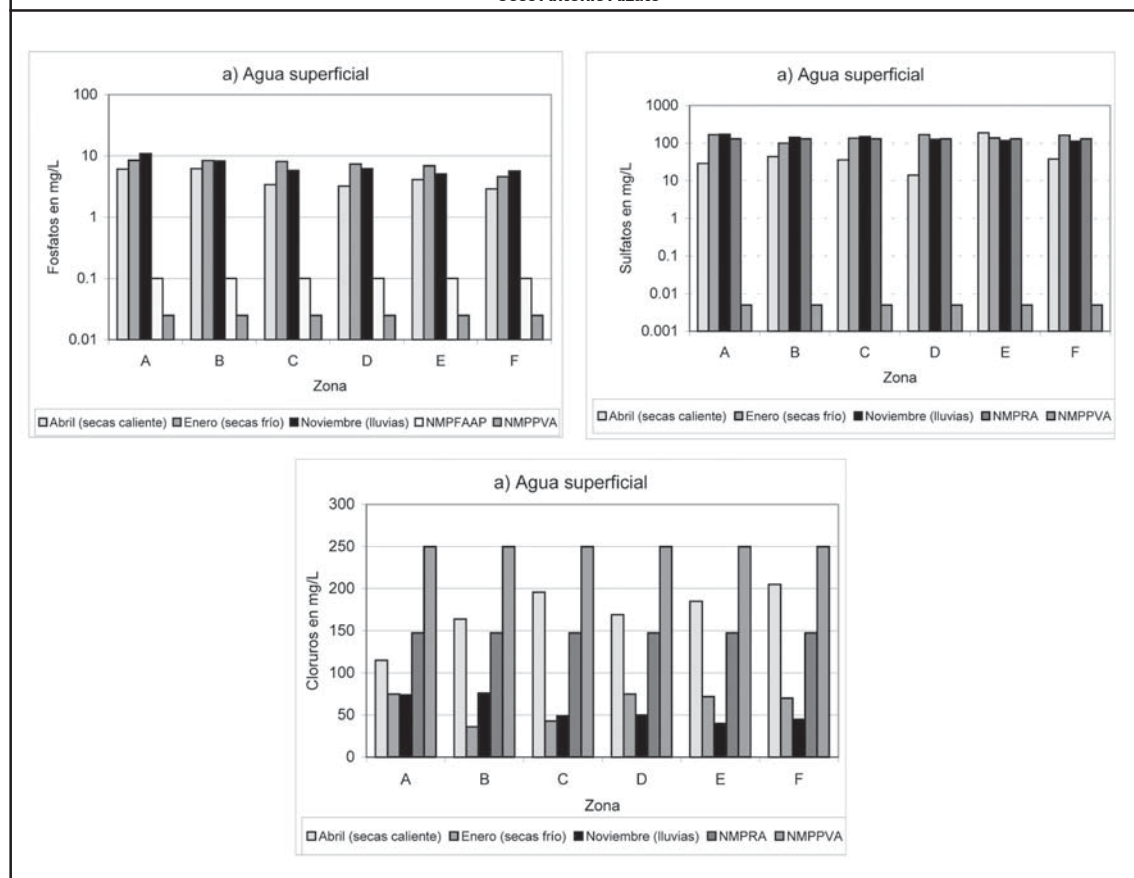
## SECCIÓN VIII. ANÁLISIS CRÍTICO A UNA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS INAPROPIADA

superan el nivel máximo permisible que marca la normatividad mexicana para su uso en riego agrícola que es de 147.5 mg/L (SEDUE, 1989), únicamente en las zonas B, C, D, E y F en abril (figura VIII.5.10). Las concentraciones de cloruros en enero y noviembre nunca superan dicho límite. Ninguna zona en ninguno de los tres periodos de muestreo supera el nivel máximo permisible para la protección de la vida acuática que es de 250 mg/L (SEDUE, 1989) (figura VIII.5.10).

Como se puede observar, todos los parámetros fisicoquímicos que tienen niveles máximos permisibles marcados por la legislación mexicana superaron siempre dichos límites, ya sea para la protección de la vida acuática, para su uso como agua de riego agrícola o como fuente de abastecimiento de agua potable, lo cual confirma la mala calidad del agua de la presa Alzate.

Es importante resaltar que la zona eufótica en las diferentes zonas de la presa Alzate no coincide con la máxima producción de nutrimentos en el agua, donde la mayor concentración de nutrimentos se produce en las zonas de profundidad media, por lo que de acuerdo con Rosas *et al.* (1993) y Margalef (1989) la producción primaria fitoplanctónica en el embalse Alzate no existe o es limitada.

Figura VIII.5.10. Variación de los fosfatos, sulfatos y cloruros en el agua superficial de la Presa José Antonio Alzate

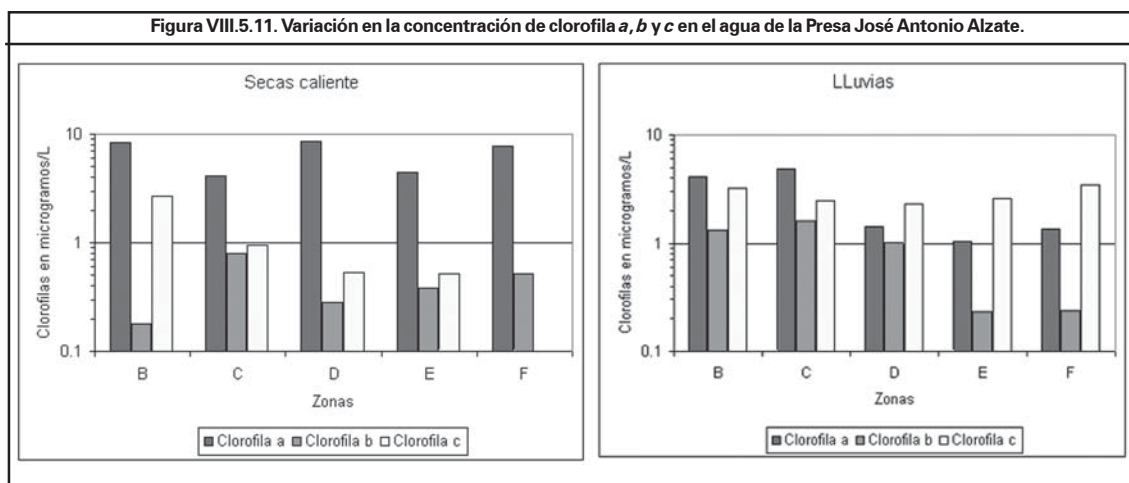


### Fitoplancton

El análisis de las características del desarrollo estacional y espacial de las algas fitoplanctónicas debe enmarcarse dentro de una serie dinámica de interacciones entre los parámetros ambientales y las características fisiológicas de los organismos. Los factores ambientales que regulan el crecimiento y la sucesión son: a) la luz y la temperatura; b) los mecanismos que permiten a los organismos mantenerse dentro de la zona eufótica ante alteraciones de las tasas de sedimentación; c) los nutrientes inorgánicos; d) los micronutrientes orgánicos y las interacciones entre compuestos orgánicos y nutrientes inorgánicos disponibles; y, e) los factores biológicos de competencia por los recursos disponibles requeridos y la depredación por otros organismos. Cada una de las especies de algas que componen las asociaciones fitoplanctónicas posee un intervalo de tolerancia entre los valores extremos de estos factores, produciéndose un crecimiento máximo al presentarse la combinación óptima de los factores ambientales (Wetzel, 1975).

Los resultados de la concentración de clorofila *a* y *b* en el agua del embalse Alzate son similares a los presentes en lagos oligotróficos mineralizados (Wetzel, 1975) (figura VIII.5.11), cuyos valores se presentan entre 0.5 y 12  $\mu\text{g/L}$  y entre 0.1 y 3  $\mu\text{g/L}$ , respectivamente. Las mayores concentraciones de clorofila *a* fitoplanctónica en condiciones naturales que se han encontrado, han sido de más de 2,000  $\mu\text{g/L}$  en algunos lagos de Etiopía, los cuales se consideran lagos hipertróficos (Margalef, 1989).

El concepto de estado trófico o trofismo se refiere a la fracción planctónica de la zona pelágica del ecosistema lacustre. El estado trófico de un lago es un reflejo de la forma en la cual la biota responde a las condiciones físicas y químicas (Rosas *et al.*, 1993). La relativa diferenciación se establece entre la tasa de entrada al sistema de materia orgánica procedente de fuentes fitoplanctónicas autotróficas y la tasa correspondiente a fuentes alóctonas de la cuenca de recepción (alotrofia) (Avila, 2001). Aunque las concentraciones de clorofila *a* en el agua de la presa Alzate indican un estado de oligotrofia, más bien se puede considerar un cuerpo de agua distrófico, el cual se caracteriza por un alto contenido de materia orgánica húmica proveniente de fuentes alóctonas. En este tipo de cuerpos de agua la productividad fitoplanctónica es baja, pero la entrada de sustancias orgánicas disueltas relativamente resistentes procedentes de fuentes alóctonas es muy alta. En este caso, la entrada de sustancias orgánicas proviene de las descargas industriales y municipales que arrastra el río Lerma hasta la presa Alzate.



## SECCIÓN VIII. ANÁLISIS CRÍTICO A UNA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS INAPROPIADA

En el caso del embalse Alzate, la relación P:N indica un estado de alta eutrofia, lo cual se contrapone con los resultados del fitoplancton al presentar características de baja producción fitoplanctónica; en realidad lo que ocurre es una alteración del estado trófico del sistema por el ingreso de una alta carga de materia orgánica procedente de las descargas municipales e industriales que transporta y arrastra el río Lerma, la cual provoca una baja producción fitoplanctónica a pesar de la presencia en abundantes concentraciones del fósforo y nitrógeno, los cuales no son los factores limitantes en el sistema. En este caso los factores limitantes parecen ser la baja penetración de la luz en el agua, las bajas temperaturas y las altas concentraciones de materiales orgánicos y la depredación.

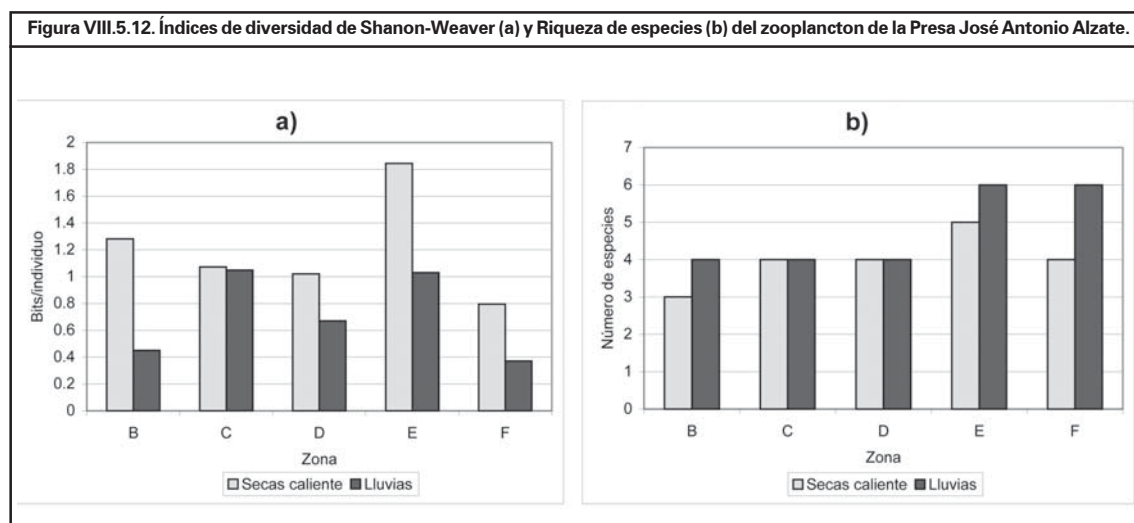
Los resultados de las comunidades fitoplanctónicas en la Presa José Antonio Alzate, muestran la presencia del grupo de los flagelados, diatomeas, cianofitas y clorititas, de entre ellos los dos primeros grupos son los que predominan. Además, se puede observar un muy bajo número de especies fitoplanctónicas, lo cual es reflejo de la inmadurez del sistema, producto de las alteraciones en las condiciones ecológicas de la presa.

### Zooplancton

Los índices de diversidad medidos en el zooplancton de la presa Alzate, son dependientes en un alto grado de la distribución de individuos en las diversas especies y en menor grado por el número de especies, debido a que los mayores índices de diversidad no se presentaron en donde se observaron las mayores riquezas de especies (figura VIII.5.12).

Asimismo, esto se generaliza para los dos diferentes muestreos, donde los mayores índices de diversidad se presentaron en el mes de secas caliente y los menores en el mes de lluvias; sin embargo, la riqueza de especies fue mayor en el mes de lluvias y menor en el mes de secas caliente.

Lo anterior puede ser explicado en términos de la mayor o menor abundancia de los organismos en dichas zonas; por ejemplo, en la época de secas la zona B tiene un mayor índice de diversidad (1.2816 bits/individuo) que la zona F (0.7954 bits/individuo), a pesar de que la zona F tiene una mayor riqueza de especies (con cuatro



especies) que la zona B (con tres especies). Esto es debido a que la abundancia de las tres especies de la zona B es más equitativa con valores de 57.74%, 34.14% y 8.12%, mientras que la zona F presenta una abundancia para las cuatro especies de 85.29%, 7.99%, 5.45% y 1.27%.

Los mayores índices de diversidad se presentan en la época de secas con relación a la época de lluvias, lo cual puede ser explicado en términos del manejo del embalse más que por la calidad del agua del mismo. Esto es debido a que si la diversidad de las especies zooplanctónicas estuviera regida únicamente por la calidad del agua del embalse, se esperaría que en noviembre -cuando el embalse se encuentra a su máxima capacidad y la calidad del agua es mejor- se presentarían mayores índices de diversidad, sin embargo, ocurre lo contrario. Lo anterior es debido a que la presa prácticamente se seca entre mayo y septiembre, ocasionando que los organismos mueran y permanezcan en estado latente bajo mecanismos de resistencia, como los efitios en la *Daphnia*. Cuando llueve y la presa se llena, empiezan a desarrollarse nuevamente los organismos planctónicos, dominando usualmente uno o dos organismos por zona. Por ello se presenta una baja diversidad biológica, lo cual es típico de embalses artificiales. Conforme pasa el tiempo, en marzo empiezan a desarrollarse fenómenos de competencia interespecíficos, lo que ocasiona que exista un mayor número de especies en el sistema como un paso dentro del proceso de sucesión ecológica, por este motivo en marzo el índice de diversidad es mayor. Este proceso es interrumpido nuevamente en mayo cuando la presa se vacía. Esta gestión del embalse no es la adecuada para mantener su producción biológica, pues interrumpe el proceso de sucesión ecológica, regresando a una etapa de inmadurez del sistema.

Es importante recordar que la presa Alzate es un embalse artificial, el cual no tiene como función principal el sustento de la vida, por lo que es probable que dentro del proceso de sucesión ecológica nunca se llegue a una verdadera etapa de madurez, independientemente de las mejoras que en la gestión del embalse se realicen. Sin embargo, una mejora en la actividad biológica del embalse Alzate implicará una mejora en la actividad de degradación de la materia orgánica residual y de los contaminantes que llegan a la presa. La participación del plancton es fundamental en la actividad depuradora del embalse Alzate, debido a que la concentración del oxígeno disuelto en el agua está principalmente regulada por la actividad fotosintética del fitoplancton, que es uno de los parámetros principales que determina la capacidad de degradación de la materia orgánica por las bacterias aerobias y aerobias facultativas presentes en el agua de la presa.

El análisis estadístico por técnicas de ordenación multifactorial y correlaciones de medias, muestra para el caso donde el componente principal son los rotíferos (figura 13) que el 70.62% de la varianza del zooplancton está explicada por el rotífero *Branchionus calyciflorus*. Se puede observar que las zonas D y F, en la época de secas y la zona B, en la época de lluvias, presentan una densidad pareada o similar de rotíferos, mientras que las zonas D y E en la época posterior a las lluvias presentan una abundancia similar de rotíferos, pero muy diferentes a las anteriormente mencionadas. La zona F en la época posterior a las lluvias presenta una gran abundancia del rotífero *Branchionus calyciflorus*.

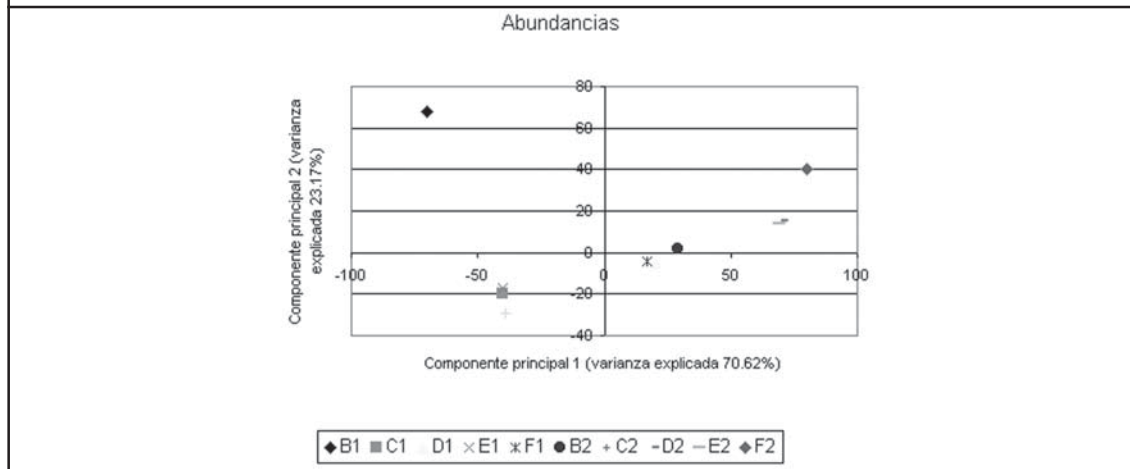
En el caso de las zonas B, C y E, para la época de secas, y C, para la época de lluvias, éstas se presentan de acuerdo al componente principal explicado por el rotífero *Branchionus calyciflorus* en forma negativa, es decir, con ausencia de rotíferos. La zona B en la época de secas es muy diferente a todas las demás, debido a que presenta una abundancia alta de *Cyclops sp.* La zona C en ambas épocas está explicada por la alta abundancia de *Moina macrocopa* y la zona E de la época de secas está explicada por la alta abundancia de *Daphnia similis*.

El análisis estadístico por técnicas de ordenación multifactorial y correlaciones de medias, muestra que el componente principal más significativo (97.2%) es un eje compuesto por los sólidos totales y CO<sub>2</sub>, el cual parece un eje de eutrofia (Colomer, 1998) y se correlaciona positivamente con los sólidos totales y negativamente con



## SECCIÓN VIII. ANÁLISIS CRÍTICO A UNA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS INAPROPIADA

Figura VIII.5.13. Diagrama de ordenación de las zonas de muestreo de la Presa José Antonio Alzate, donde el componente principal está explicado por el rotífero *Branchionus calyciflorus*. B, C, D, E, F = Zona; 1 = secas caliente, 2 = lluvias



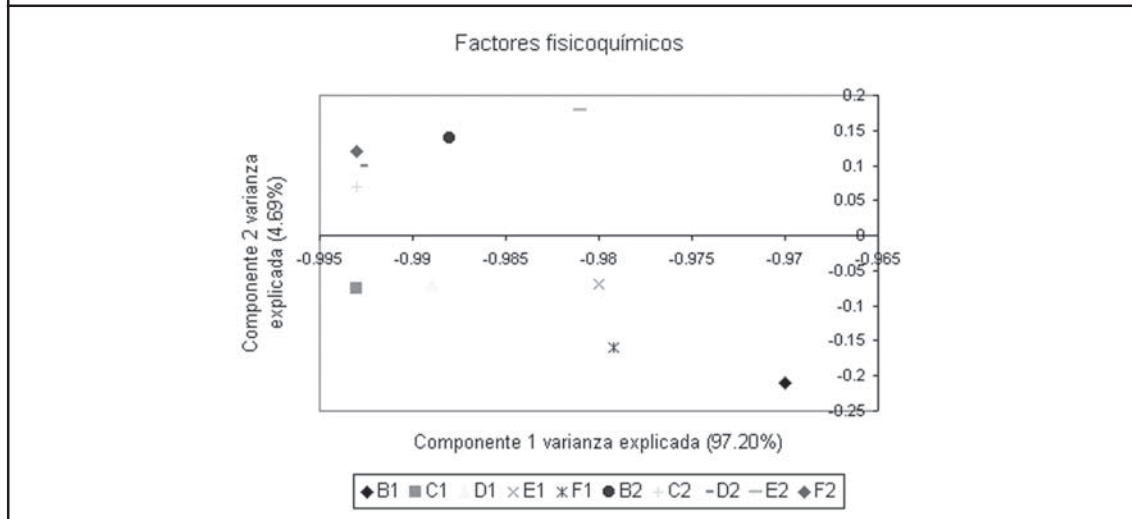
los demás factores, entre ellos los nutrientes. La figura VIII.5.13 muestra cómo las localidades se pueden dividir en época de lluvias y en época de secas.

El rotífero *Branchionus calyciflorus* es el organismo más abundante y dominante en todas las zonas y en las dos épocas de muestreo, seguido por *Moina macrocopa*, *Cyclops sp* y *Daphnia sp*. Lo anterior es dependiente de los parámetros ambientales que imperan en la Presa José Antonio Alzate (Pace y Orcutt, 1981; Radwan y Popiolek, 1989; Vásquez y Rey, 1992).

El zooplancton en la presa Alzate, a pesar de tener una baja diversidad biológica y existir una baja producción primaria fitoplanctónica, lo que representa muy poco alimento, presenta una gran abundancia en número de organismos en el agua de la presa. Lo anterior puede ser explicado en términos de la carencia de depredadores del zooplancton (consumidores secundarios), los cuales en todos los ecosistemas acuáticos regulan la población del zooplancton. Esta carencia de depredadores provoca el crecimiento de las poblaciones hasta donde algunos factores limitantes, como la falta de alimento y espacio, impiden su crecimiento (Margalef, 1989).

Los resultados de este trabajo muestran que la distribución de cada especie respecto a las diferentes zonas y épocas de muestreo está determinada por las condiciones ambientales y por los parámetros de la calidad del agua que en ellas se presentan (Avilés y Toro, 1991; Colomer, 1992). La variabilidad que presentan la composición y abundancia de especies de estas comunidades zooplanctónicas, parece responder a varios motivos. El primero puede ser la poca organización de las comunidades dada la escasa edad del embalse Alzate; en segundo lugar, todos los factores que actúan alterando el equilibrio de los factores fisicoquímicos y biológicos que favorecen la estabilidad de las comunidades, como las evacuaciones del embalse, las sequías y el progresivo enriquecimiento de nutrientes del agua que llega a este embalse a través del río Lerma año con año (Colomer, 1998). En especial, el mal manejo del embalse, desde el punto de vista de calidad del agua, que es dejado a niveles mínimos de operación, lo que produce que muchas zonas del embalse se sequen, se alteran las comunidades planctónicas y se detiene el proceso de sucesión ecológica.

Figura VIII.5.14. Diagrama de ordenación de las zonas de muestreo de la Presa José Antonio Alzate, donde el componente principal está explicado por los sólidos totales y el CO<sub>2</sub>. B, C, D, E, F = Zona; 1 = marzo de 1998, 2 = noviembre de 1998.



### Conclusiones

La Presa José Antonio Alzate presenta problemas bastante graves y complejos. En primer lugar, es evidente que el aporte constante de las descargas urbanas e industriales que recibe a partir del río Lerma constituye su principal problema. Estas descargas acarrear principalmente materia orgánica, la cual al ingresar al embalse provoca una serie de cambios en los principales parámetros que regulan la ecología del sistema (Avila-Pérez *et al.*, 2002). Por principio, esta materia orgánica demanda oxígeno para poder ser degradada, lo cual provoca que en la mayoría de las zonas de la presa se presente una escasez de oxígeno en el agua y condiciones de anaerobiosis en el sedimento. Los valores de DBO y DQO, así como los bajos valores de OD en el agua de la presa, apoyan lo anteriormente expresado. Esta materia orgánica y el material inorgánico particulado en suspensión provocan que la transparencia del agua sea extremadamente baja, por lo que la zona eufótica, en la cual se desarrolla la fotosíntesis y la producción primaria fitoplanctónica en la presa, ha sido estimada entre 10% y 30% de la profundidad total de la columna de agua. La baja transparencia del agua provoca que la zona afótica sea muy grande y, dado la gran demanda de oxígeno que existe para degradar la materia orgánica en la presa, la respiración es mayor a la producción en el sistema.

El ingreso de las descargas urbanas e industriales a la presa, así como las descargas no puntuales (lixiviados de suelos aledaños), acarrear consigo una gran cantidad de sustancia disueltas, que en este caso se presentan en concentraciones tales que superan los criterios establecidos por la normatividad ambiental mexicana para la protección de la vida acuática, el uso del agua para riego agrícola o como fuente de abastecimiento de agua. Tal es el caso de los nitritos, sulfatos, cloruros y fósforo.

De acuerdo con los valores de DBO observados en la presa, toda el agua del embalse se encuentra en las zonas de los mesosaprobios y polisaprobios, que se caracterizan por poseer una gran cantidad de materia

## SECCIÓN VIII. ANÁLISIS CRÍTICO A UNA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS INAPROPIADA

orgánica degradable en el agua, así como por la presencia de organismos característicos e indicadores de las condiciones ambientales imperantes en esas zonas. En ese sentido, el análisis del fitoplancton y zooplancton determinó la presencia de organismos característicos de dichas zonas.

La presencia en altas concentraciones de compuestos de nitrógeno y fósforo muestra que existe un estado de alta eutrofia en la presa; sin embargo, los resultados de la concentración de clorofilas determinan lo contrario, pues la producción primaria fitoplanctónica en el embalse Alzate es muy limitada, comparable a lagos oligotróficos. Lo anterior indica que lo que verdaderamente ocurre en la presa es una alteración del estado trófico del sistema donde el principal ingreso de materia orgánica al ecosistema no es la producción primaria fitoplanctónica, sino la entrada de materia orgánica proveniente de las descargas urbanas e industriales.

La distribución y abundancia de cada especie del zooplancton respecto a las diferentes zonas y épocas de muestreo en el embalse Alzate, está determinada por las condiciones ambientales y por los parámetros de la calidad del agua que en ellas se encuentran (Avilés y Toro, 1991; Colomer, 1992). La variabilidad que presentan la composición y abundancia de especies de estas comunidades zooplanctónicas, parece ser producto de la poca organización de las comunidades dada la escasa edad del embalse, así como de todos los factores que alteran el equilibrio de los factores fisicoquímicos y biológicos que favorecen la estabilidad de las comunidades. Esta última afirmación se basa en la presencia de mayores índices de diversidad en la época de secas con relación a la época posterior a las lluvias, lo cual es explicado en términos del manejo del embalse más que por la calidad del agua del mismo.

Con base en lo antes mencionado, es posible afirmar que la presa Alzate presenta características de un ecosistema de baja madurez relativa, lo cual es típico de embalses artificiales como es el caso de una presa, la cual se ve afectada principalmente por actividades antrópicas.

Con el ejemplo de la presa Alzate, es posible mostrar algunos de los principales efectos de las actividades antrópicas en los ecosistemas acuáticos, las cuales -en función del tipo de contaminante que descargan- modifican principalmente la calidad del agua, alteran el equilibrio y la estabilidad de las cadenas tróficas que son soportadas en dichos sistemas.

# Capítulo VIII.6. Análisis crítico sobre trasvases de agua entre cuencas: caso de estudio de la cuenca del río San Francisco, Brasil

**E**l trasvase de aguas entre cuencas hidrográficas es una de las diversas formas de satisfacer la demanda creciente de agua en regiones en las cuales las fuentes de agua existentes en la cuenca demandante no tienen disponibilidad de dicho recurso natural para asegurar el desarrollo o, por lo menos, abastecer a la población con agua para el uso doméstico. Se trata, por lo tanto, de una medida de gran utilidad para regiones en las que el balance hídrico se sitúe en niveles de incomodidad o críticos.

Un trasvase de cuencas, sobre todo los de gran calibre como el que se ha discutido en los últimos años para el río San Francisco (Brasil), no es sólo una obra de ingeniería. Se trata, primero, de un proyecto que reclama una exhaustiva evaluación en todos sus aspectos, como la hidráulica y la morfología fluviales, donde el debate insiste en quedarse, y es uno de los aspectos por analizar.

En transferencias de aguas de una cuenca a otra, lo que sucede es que una región (llamada 'de origen de las aguas' o exportadora de ellas) pierde exactamente la cantidad de agua que otra región (llamada de 'destino de las aguas', o importadora de ese recurso natural) gana, deducidas las pérdidas en el trayecto. Es el propio principio contable de las partidas dobladas encarnando su versión hídrica. Esto implica decir que las dos regiones, la exportadora y la importadora, tienen una agenda común que debe ser cumplida.

Todavía sucede que en países federativos como Brasil, cuando el trasvase envuelve más de una unidad federada, una tercera parte debe comparecer para las discusiones: se trata del Poder Central, que para las negociaciones no sólo incluye al Ejecutivo sino también al Poder Legislativo, en particular el Senado, donde se promueve el equilibrio de la Federación.

Para mayor claridad, considérese, inicialmente, lo que ocurre con la región de origen, o sea, aquella que presenta saldo positivo en su 'cartera de recursos hídricos'. Como el agua es un bien precioso, económicamente importante, y la demanda por su uso acostumbra a ser continua y creciente, la población y el gobierno de la región quedan indefensos frente a la posibilidad de comprometer su desarrollo futuro por la cesión de caudales de aguas para la región interesada en la importación de dicho bien.

Al otro lado de la mesa, la población y el gobierno de la región importadora miran, con un fuerte deseo, para las regiones con excedentes de agua, en las cuales los caudales excedentes son vertidos al océano o a otros

## SECCIÓN VIII. ANÁLISIS CRÍTICO A UNA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS INAPROPIADA

cuerpos de agua, sin cualquier uso en tierra firme, dado que esos excedentes podrían disminuir, o resolver, su problema de escasez hídrica. La intensidad de ese deseo crece al ver la posibilidad que tienen, en general, los grandes proyectos como el que se pretende diseñar para el río San Francisco, de ser construidos por el Gobierno Federal, a las expensas de todos los contribuyentes, para hacer que las aguas transferidas de una cuenca para otra(s) puedan ser distribuidas a costes inferiores a los costes normales de esa distribución.

Con una región, la de origen de las aguas, alarmada ante la posibilidad de tener que abrir la mano de su desarrollo futuro, o por lo menos de parte de éste, y la otra, la de destino de las aguas, entusiasmada con la posibilidad de resolver, o por lo menos mitigar, su problema de escasez de agua y a costos inferiores a los costos reales, es comprensible que, en el caso del río San Francisco, situado al noroeste de Brasil, el tema del trasvase sea responsable de debates frecuentemente acalorados y pasionales, además de generar un número importante de problemas de orden legal, social, económico, ambiental, entre otros.

Finalmente, es necesario subrayar que la construcción del presente epígrafe ha tenido como base una serie de documentos que ya han hecho historia en materia de agua en Brasil (FUNCATE, 2000; Garrido, 1996; Gazeta do Nordeste, 2000; Governo do Estado da Bahia, 2000; MME, 1998; SEPLAN-PR, 1994; SRH-RN, 1998; UFRN, 2000).

### Antecedentes y formato actual de la concepción del proyecto

La cuenca del río San Francisco ocupa ocho por ciento del territorio de Brasil, ubicándose entre las regiones Sureste y Noreste, siendo su curso de agua principal uno de los más largos del País.

El mapa de la figura VIII.6.1 presenta la localización de la cuenca que baña seis estados, además del Distrito Federal. En total, forman parte de la cuenca 503 municipios, con una población de 15,187,615 habitantes.

Presentando una forma alargada que le permite atravesar regiones con marcadas diferencias fisiográficas y climáticas, su extensión total es de 638,324 km<sup>2</sup> y el caudal medio de largo periodo alcanza 3,037 m<sup>3</sup>/s, o sea, equivalente a 2% del escurrimiento superficial total en el territorio brasileño. El curso de agua principal de la cuenca, el río San Francisco, tiene 2,700 km de extensión.

La idea de transferir agua del San Francisco para el Noreste Septentrional no es nueva. Viene de 1847, cuando el Diputado Provincial por Ceará, Antonio Marco de Macedo, vislumbró la posibilidad de convertir al río Jaguaribe en un curso de agua perenne, importando, para esto, aguas de la cuenca del río San Francisco a través de un canal.

Dando un salto en la historia hasta los días actuales, la cuestión fue estudiada de nuevo por el DNOCS en el inicio de los años ochenta y retomada con vigor en el gobierno Itamar Franco (1992-1994), cuando surgieron sucesivas versiones para la idea del trasvase.

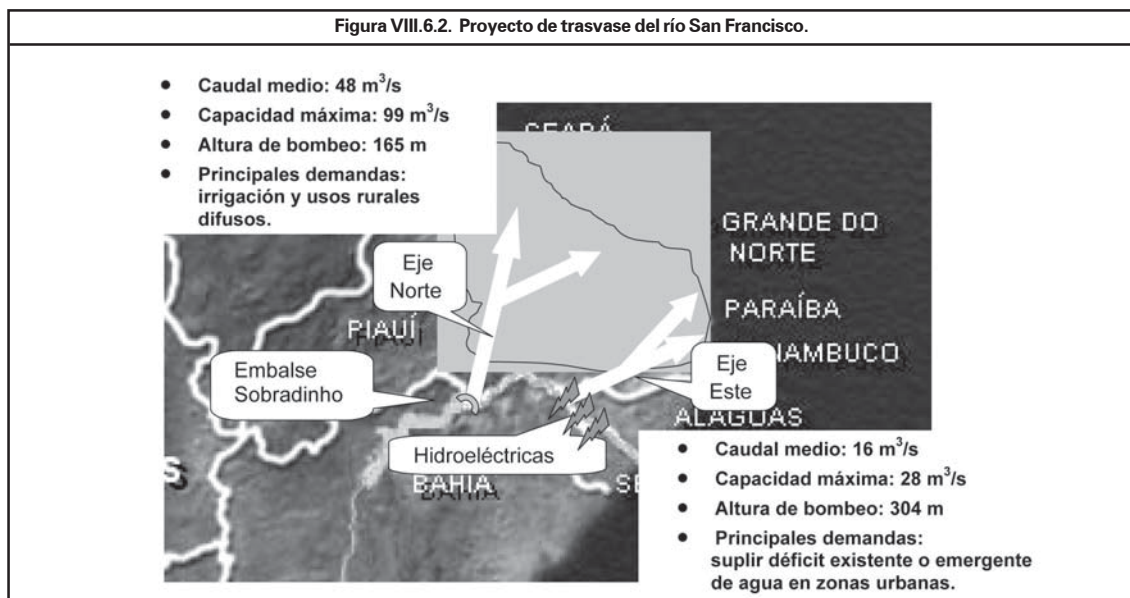
El proyecto está basado en la ejecución de dos tramos principales de trasvase de aguas, conforme muestra el mapa de la figura VIII.6.2. Uno, denominado Extensión Norte, que tomaría el agua en Cabrobó, Pernambuco, y la conduciría hasta Jati, en Ceará, donde bifurca en dos sub-extensiones, una para el embalse del Castanhão, en Ceará, y otro para el río Piranhas-Açu. Y el otro, llamado extensión Este, previsto para derivar aguas en el embalse de Itaparica, conduciéndolas hasta el embalse Pozo de la Cruz, en el río Moxotó, desde ahí dirigiéndose en dirección al río Paraíba, para reforzar los embalses de Boqueirão y de Acauã.

Ambas extensiones tendrán que emprender un enorme esfuerzo de bombeo, exigiendo fuerza eléctrica para que se den los trasvases. En total, serán construidos más de 600 km entre canales, acueductos, túneles y tuberías

Figura VIII.6.1. Localización de la cuenca del río San Francisco.



Figura VIII.6.2. Proyecto de trasvase del río San Francisco.



## SECCIÓN VIII. ANÁLISIS CRÍTICO A UNA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS INAPROPIADA

a presión, además de las estaciones de re-bombeo y obras complementarias que, si bien hechos, no costarán menos de diez mil millones de dólares, que pueden perfectamente ser invertidos en otras obras de mayor necesidad de la sociedad "nordestina". Que se cambie todo eso por presas y tuberías de conducción de agua bruta y tratada, y los efectos perversos de la sequía serán barridos del semiárido brasileño en una década o menos, con absoluta seguridad.

La estimación oficial de coste del nuevo formato del proyecto es de US\$ 6,5 mil millones, sin contar con las obras de derivación, que darán destino final a las aguas transpuestas, lo que, por cierto, todavía promoverá un significativo aumento en esa estimación de presupuesto. La verdad es que, con los elementos disponibles, no es posible asegurar cual es el coste real del proyecto.

Lo que se observa, en realidad, con la idea del trasvase del San Francisco, es que viene al día siempre que las sequías se manifiestan con mayor severidad, y acaba con la llegada de las primeras lluvias. Por otro lado, el Programa PROAGUA Semiárido, del Gobierno Federal, a pesar del ritmo lento de su cronograma –con relación al previsto inicialmente– está disminuyendo, paulatinamente, la idea del trasvase, por el momento ha concentrado las acciones en obras de conducción, que, llevando agua para donde ésta es necesaria, ha mitigado de modo significativo los efectos perversos de las sequías.

### Puntos de sustentación no aclarados

Hay dos enfoques a considerar en un trasvase de gran envergadura: el del desarrollo nacional y el del desarrollo regional. En ambos, se tiene, como regla general, que el agua debe ser llevada de donde es menos para donde puede ser más productiva.

La verificación del cumplimiento a esta regla es simple. Basta que se llegue a la conclusión de que el valor económico del agua en el destino es mayor que el valor económico del agua en el origen, adicionado del coste para transportar esa agua. En otras palabras, la siguiente desigualdad debe ser satisfecha:

---

$$\text{Valor económico del agua en el destino} > \text{Valor económico del agua en el origen} + \text{Costo del transporte del agua}$$

---

El valor económico del agua es medido por el precio que los agentes económicos se disponen a pagar, y efectivamente pagan<sup>1</sup>, por el agua utilizada (Carrera-Fernandez y Garrido, 2001). Lo que se observa es que las regiones más desarrolladas, donde la demanda por bienes y servicios es mayor y normalmente más efervescente socialmente, resultan ser las que pueden pagar más por el uso del agua. Bajo este aspecto, es visible la diferencia entre las economías de Minas Gerais y de Bahía, de un lado, y las economías de los estados más septentrionales del Noreste, del otro.

Si no bastase esto, el sector económico que ejerce la mayor demanda por agua, la agricultura irrigada, encuentra, en la propia cuenca del San Francisco, tierras de buena calidad para la producción de un gran número de cultivos, con la ventaja de aprovechar el agua que no necesita ser transportada a distancia, lo que permite que sean evitadas, inclusive, elevadas pérdidas por evaporación.

---

1. Hay dos conceptos de valor económico: el valor de uso y el valor de cambio, éste último es el que se enfoca en el texto. Cualquiera que sea el concepto adoptado, el caso del trasvase del San Francisco parece no satisfacer la desigualdad presentada. La desventaja de la idea pretendida es tan grande que éste texto deja de adentrarse por comentarios a ambos cálculos.

Si la desigualdad anterior se cumpliera, no hay duda de que, bajo la óptica del desarrollo nacional, el trasvase debe ser proyectado, construido y operado. En caso contrario, insistir en una idea que no da muestras de sustentación puede ser considerado una pérdida de tiempo, por lo menos.

Sin embargo, bajo la óptica del desarrollo regional, es admisible, apenas para agua de uso doméstico que se enfrente el significado de la mencionada desigualdad. Mas, en este caso, no se puede llevar agua al Noreste Septentrional para hacer irrigación. El agua, en ese caso, es aquella estrictamente necesaria para las necesidades domésticas. Paradójicamente, lo que viene en el conjunto de informaciones de las versiones recientes de la idea del trasvase del San Francisco, es la previsión de uso del agua exactamente para irrigación, en conjunto con otras finalidades.

El agua para irrigación debe tener su uso pagado por el agente emprendedor, no importa si es público o privado. Esto no sucede, obviamente, con el agua para uso doméstico, que se reviste de un carácter social innegable, sea ella provista por agente público o privado. Siendo así, solamente se hace admisible discutir cualquier idea de trasvase del San Francisco si fuese para derivación, tratamiento y distribución del agua potable. Nada más que pase de esta frontera puede ser considerado razonable, pues el desarrollo económico de una región puede perfectamente ocurrir con base en actividades no intensivas en uso del agua.

Hay, sin embargo, otros puntos de sustentación que la idea de transportar aguas del San Francisco no consigue realizar. El primero de ellos está relacionado con demostrar la verdadera necesidad de importar agua en la cuencas que se beneficiarían. En otras palabras, es necesario que se pruebe la verdadera escasez de agua en el Noreste Septentrional. En segundo lugar, más no menos importante, está la capacidad de exportar agua de la cuenca de la región de origen. No cuesta nada recordar que el funcionamiento de un trasvase puede ser comparado a una transfusión sanguínea, acto quirúrgico simple, pero que implica dos condiciones esenciales: que el paciente donador esté sano, gozando buena salud; y que el receptor realmente necesite de sangre que llegará a su cuerpo. ¿Será que el San Francisco está gozando, de plena y buena salud?, ¿Será, también, que los estados de Ceará, Río Grande del Norte y Paraíba necesitan, verdaderamente, del agua por la cual tanto pugnan?. Los párrafos ulteriores se ocuparán de mostrar que ni el San Francisco está saludable, ni los referidos estados están tan sedientos, como se acostumbra afirmar.

### **Restauración de la cuenca del río San Francisco**

Un examen minucioso de diversas biomasas que integran la cuenca del San Francisco indicará que éste presenta, en mayor o menor grado, dependiendo de la región o tramo, secuelas de una severa agresión ambiental.

El inicio de las acciones antrópicas en la cuenca del San Francisco viene de la década de 1850-60, sin embargo, en el siglo XX es en el que fue el periodo de la destrucción. La razón proviene del hecho de que el modelo de desarrollo económico que duró hasta hace pocos años no incorporaba los efectos, o impactos, de los emprendimientos sobre el capital natural, solamente consideraba la depreciación de los activos inmediatos de las organizaciones, ni siquiera teniendo en cuenta las externalidades impuestas a terceros.

La verdad es que en la construcción de carreteras tanto cuanto en la implantación de fábricas, en el crecimiento de las ciudades, en la agricultura y en todas las actividades, los planificadores y administradores solamente se preocupaban de la depreciación de los activos directos, y así fue imponiéndose, paso a paso, una degradación sin precedentes en la cuenca.



## SECCIÓN VIII. ANÁLISIS CRÍTICO A UNA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS INAPROPIADA

El cauce del río San Francisco fue alargándose por el fenómeno de las tierras caídas, aumentando la evaporación. Los desechos de las poblaciones adyacentes, siempre crecientes, en volúmenes por lo menos, comenzaron a contribuir, en muchos puntos de la cuenca, para la saturación de la capacidad de dilución de los ríos. Grandes obras fueron ejecutadas, la agricultura creció y devastó millares de hectáreas de la vegetación original.

Hoy, toda la planicie del Medio San Francisco está azolvada por la baja pendiente y poca velocidad de las aguas, lo que conlleva a la decantación del material sólido en transporte. Cerca de 84,000 km<sup>2</sup> de la cuenca están fuertemente erosionados y 28,000 toneladas de sedimentos son depositadas anualmente en su lecho.

La erosión superficial de los suelos de la cuenca es tan elevada, que se calcula en US\$400 millones el coste anual para promover la recuperación de la misma a cada año. Esa cifra fue determinada en estudio de la CODEVASF con base en los precios comerciales de los fertilizantes y demás productos que tendrían que ser aplicados para reponer las condiciones de reproducción de los suelos erosionados.

Otro fenómeno agresivo es la acumulación de azolve en varios tramos de ríos de la cuenca, que es acentuado sobre todo en el Bajo y Medio San Francisco, dificultando significativamente las condiciones de navegabilidad del río.

Muchas presas, sobre todo en los afluentes del San Francisco, presentan el fenómeno de la eutrofización, es decir la sobre fertilización del agua acumulada debido al aumento de la cantidad de nutrientes, minerales u orgánicos, produciendo plantas acuáticas en abundancia, las cuales demandan, en su conjunto, elevadas cantidades de oxígeno, creando, como consecuencia, un ambiente hostil para otras formas de vida acuática.

En el Alto San Francisco, los afluentes Jequitaiá, Paraopeba, Pará, Velhas e Indaiá son fuertemente castigados por los descartes de la actividad minera, sobre todo de la producción de hierro de la región del entorno de Belo Horizonte. Los sedimentos de los minerales, además de indeseables por no biodegradarse, impermeabilizan los lechos de los ríos, alterando el régimen hidrológico y causando episodios de erosión, afectando a las lagunas marginales que sirven de cuna de peces, perjudicando, en consecuencia, la actividad pesquera en aquel trecho de la cuenca.

El lanzamiento de residuos urbanos crudos ocurre a lo largo de prácticamente todo el eje principal de la cuenca, además de los descartes sobre los afluentes, conforme ya ejemplificado en los casos de los ríos en las cercanías de Belo Horizonte. El tratamiento de esos residuos constituye un paso importante en dirección a la revitalización de la cuenca. Se reconoce la iniciativa de la construcción de las estaciones de tratamiento de desechos urbanos en la región Metropolitana de Belo Horizonte, la estación del riacho Arrudas, y la del riacho de la Onça, ambas ya en operación.

La contaminación difusa por el uso de herbicidas, fungicidas, plaguicidas y otros productos fitosanitarios ocurre principalmente donde hay irrigación concentrada. Tal es el caso de la región del Proyecto Jaíba (MG), del Além-San Francisco (BA), del Pólo Juazeiro-Petrolina (BA-PE), del Plateau de Neópolis (SE), entre otros.

Una de las sub-cuencas más afectadas por la agresión ambiental al San Francisco es la del río de las Velhas. Esto resulta del hecho de que una expresiva concentración de la riqueza mineral del Estado de Minas Gerais está exactamente en esa sub-cuenca, en el llamado Cuadrilátero Ferrífero, produciendo los más variados productos, mas teniendo la contaminación como uno de sus subproductos, como todavía suele ocurrir en el mundo en desarrollo.

La contaminación causada por las actividades productivas y urbanas de la parte alta de la cuenca del Velhas no tiene precedentes. Son siderúrgicas, metalúrgicas, industrias de bebidas, plantas químicas, textiles, fábricas

de alcohol y otras ramas industriales, todo eso y más la actividad minera pesada de hierro y manganeso principalmente, de calcáreo, cuarzo, cinc, oro y otros minerales metálicos y no metálicos.

Se observa, también, en la región de las nacientes del río San Francisco, la degradación impuesta por la actividad de la búsqueda de diamantes, tanto en San Roque de Minas cuanto en Diamantina, ésta última constituyendo un punto de encuentro entre la cuenca del San Francisco y las sub-cuencas de los ríos Doce y Jequitinhonha.

Se registra, también, en el norte de Minas, una devastación forestal desenfrenada, con el corte indiscriminado de la vegetación nativa en favor de la agricultura y la pecuaria extensiva y la carbonería para las fábricas siderúrgicas, industria cerámica y actividades de subsistencia. Esas especies nativas cubrían, en 1970, cerca de 85% de las 12x10<sup>6</sup> hectáreas del Norte de Minas, y hoy cubren menos de un 20%. Con el mencionado corte del árbol nativo, la sustitución de éste viene siendo hecha mediante la adopción de mono culturas (el eucalipto es predominante en 50% del trecho minero de la cuenca), lo que ha contribuido para alterar el régimen de la evapotranspiración que, en el caso del eucalipto, es mayor que la de los árboles nativos, fenómeno que se siente más durante el periodo seco.

Varios afluentes del río vienen secando con mayor frecuencia, siendo el Verde Grande el ejemplo más visible de ese tipo de impacto, que es causado por el exceso de extracción de agua para la utilización en la irrigación. En el caso del río Verde Grande, la cantidad de derechos de agua emitidos, equivocadamente, por el Estado de Minas Gerais, ha dado motivo a este fenómeno.

En Bahía, no es menos grave el problema de tala a blanco, que impuso grandes pérdidas a los recursos de la cobertura vegetal de la cuenca. Pero, en el territorio de ese Estado, la degradación ambiental se debe más a la gran actividad de irrigación, principalmente en la región del Além-San Francisco, donde ya se encuentran instalados más de sesenta mil hectáreas de tierras irrigadas.

Es verdad que la irrigación genera desarrollo, además de tener una noble finalidad, conforme argumentan técnicos del sector, que es la producción de alimentos. Mas no es menos verdadero, también, que la lixiviación de aditivos químicos de diversos tipos ha llevado a contaminación de los lechos de los ríos y de los acuíferos, principalmente en el oeste del Estado, donde hay acuíferos con agua de buena calidad.

También en Bahía, se observa fuerte degradación causada por la tala a blanco progresiva para agricultura de secano, principalmente para soya, arroz, maíz y algodón. La plantación en gran escala de soya ha causado grandes impactos a las nacientes de los ríos tributarios del San Francisco.

En el Além-San Francisco bahiano, como ya se ha mencionado, los ríos Grande y Corrente y sus afluentes están altamente comprometidos en las partes altas de esas cuencas, con cerca de 500 pivotes de irrigación, alcanzando las referidas más de 60,000 hectáreas, justamente en la región en la cual los estudios del *Bureau of Reclamation*<sup>2</sup> recomendaron que fuese destinada a actividad no intensiva. Esta concentración de pivotes aguas arriba de la línea de caída topográfica que caracteriza la región impide la pequeña generación hidroeléctrica, en razón de la naturaleza consuntiva del uso del agua para regadío.

---

2. Estudios que indicaron las planicies ribereñas del San Francisco como el área para irrigación, preservando el extremo oeste del Estado para acciones extensivas. La iniciativa privada del sector de agricultura irrigada, entendiéndolo exactamente lo contrario, se instaló macizamente en la parte alta de la cuenca y, como resultado, el programa de Pequeñas Centrales Hidroeléctricas que debería crecer, quedó limitado a menos de una decena de esos equipamientos. Véase que las dos cuencas, Grande y Corrente, tienen un potencial para la generación del orden de 800 mW de potencia instalada y cerca de poco más de la mitad de energía garantizada. Todavía, el uso equivocado del agua bruta en la región ha inhibido esa posibilidad, lo que todavía puede ser corregido por una política de precios atractivos por el uso de los recursos hídricos, estimulando el uso de las planicies ribereñas por la irrigación.

## SECCIÓN VIII. ANÁLISIS CRÍTICO A UNA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS INAPROPIADA

Fuera los impactos ya comentados, la cuenca es afectada por el problema del vertidos de residuos urbanos no tratados directamente en los lechos de los ríos. Más de un centenar de ciudades ribereñas lanzan sus desechos domésticos crudos a los cauces de la cuenca, aumentando la contaminación hídrica, con graves perjuicios para la sociedad.

El Estado de Pernambuco tiene los mismos problemas que divide con la Bahía en la frontera común, además de los residuos sanitarios de sus sesenta y nueve municipios insertos en la cuenca. Aunado a lo anterior, en Pernambuco la cobertura vegetal es predominantemente de catingas y de áreas modificadas por la agricultura y pastos, alcanzando una gran parte del total del territorio del Estado bañado por el San Francisco y sus afluentes.

Esto significa que, en Pernambuco, la cuenca es casi totalmente semiárida, con todas las adversidades que este tipo de clima impone. A pesar de ello, el Estado tiene, en Petrolina, una de las áreas más desarrolladas de la cuenca. La deforestación para la exploración económica y actividades de subsistencia es otro trazo de la caracterización ambiental de la cuenca en Pernambuco.

En el Estado de Alagoas, la cuenca del San Francisco presenta algunos problemas ambientales que son comunes con Sergipe. En primer lugar, está la cuestión de las aguas de estuarios que, por el largo tiempo de residencia de las partículas sólidas con sus capas de nutrientes, fruto del va y viene de las mareas en la zona de mezcla, hacen de los estuarios los ecosistemas más fértiles del mundo.

Sucede que el tiempo de residencia mayor del material transportado es el mismo que retiene la contaminación que viene de aguas arriba. El estero del San Francisco todavía no está sufriendo degradación de la calidad del agua muy acentuada, pues a excepción de Penedo (AL) y de Neópolis (SE), no hay grandes ciudades próximas lanzando en el río residuos sin tratamiento. Además, en ese tramo, el caudal del río es el mayor de toda su extensión.

La secuencia de grandes presas, principalmente a partir de Sobradinho, ha retenido grandes parcelas de los sólidos de mayor granulometría, haciendo con que la fracción pasante sea de partículas de pequeña granulometría. Al llegar al estuario, esas partículas, por su poco peso, rápidamente pasan la zona de mezcla, adentrándose en el océano y conduciendo para allí los nutrientes de que son revestidas. Como resultado de este proceso, la pesca en el estuario fue disminuyendo, poco a poco, a partir de la operación de las presas, reduciendo el valor económico del estuario del San Francisco.

Ocurre, también, una serie de problemas ambientales comunes a toda la cuenca del San Francisco. Por ejemplo, las matas ciliares están fuertemente comprometidas en grandes distancias de márgenes. Esto hace con que las partículas sólidas, que deberían ser "filtradas" por las matas, terminen entrando en el lecho del río, reforzando el fenómeno de azolve.

Las plantas ciliares son las que crean los ambientes propicios para la reproducción de las comunidades acuáticas, los llamados refugios para la reproducción de peces. La pérdida de esos refugios contribuye para la reducción de las reservas pesqueras, produciendo una fragilidad económica indeseable para la cuenca y dificultando aún más la lucha diaria de los que viven de la pequeña actividad de la pesca.

Este conjunto de problemas motivó al Gobierno Federal, al lado de la idea de hacer el trasvase, a concebir el Programa de Revitalización de la Cuenca. La revitalización fue instituida en 1999 y ya realizó algunos trabajos de recuperación de la cuenca, sin embargo, todavía es poco en relación con lo que resta por hacer.

La reciente instalación del comité de la cuenca viene realizando, sin duda, una orientación más acreditada sobre las medidas a ser adoptadas y los programas a ser implementados, pues el comité cuenta, entre sus

miembros, con numerosas personas de la propia cuenca, las cuales, por cierto, conocen mejor los problemas y que pueden apuntar las soluciones más simples para éstos.

El debate sobre el trasvase debe, por tanto, ganar espacio en el comité, con el que la idea podrá madurar más rápidamente, al mismo ritmo en que se discutirá la revitalización de la cuenca.

### **Agua en el noreste septentrional**

Como referido en párrafos anteriores, uno de los puntos de sustento para la idea de transponer aguas es el hecho de que la región que es candidata a importar agua debería tener balance hídrico negativo, es decir, las necesidades mayores que las disponibilidades.

Una de las cuestiones esenciales de la gestión de recursos hídricos es promover acciones que equilibren demanda y oferta, con alguna diferencia en favor de ésta última, en el espacio físico y en el tiempo. Si esto fuese posible en el caso de los estados de Ceará, Río Grande del Norte y Paraíba, con los recursos hídricos de que disponen, la sustentación a la idea de trasvase cae, por lo menos en lo que concierne a este punto. A continuación se examina, de forma sucinta la información de cada una de las unidades federadas involucradas.

### **Ceará**

El Estado de Ceará tiene una población de 7,420,000 habitantes y una capacidad de acumulación solamente en embalses públicos del orden de 17,6 mil millones de metros cúbicos de agua. Esta capacidad deberá pasar a 17,3 billones de metros cúbicos. El índice de acumulación en embalses públicos corresponde, por tanto, a 2,331 m<sup>3</sup>/habitante, fuera las disponibilidades corrientes en ríos y acumuladas en algunas formaciones subterráneas favorables. Tales indicadores indican un estado de confort hídrico, mas, en el caso de Ceará, se debe tener extrema atención con la variabilidad interanual de las precipitaciones, situación que viene siendo rigurosamente observada por el Gobierno Estatal.

El clima de Ceará es, pues, predominantemente semiárido, siendo la irregularidad en la distribución interanual de las precipitaciones el parámetro de mayor significado para la gestión de los recursos hídricos. Las estaciones lluviosas duran de tres a cinco meses, con una precipitación entre 500 y 1,800 mm por año<sup>3</sup>.

Las sequías siempre han generado consecuencias indeseables a la población cearense, pero con las medidas puestas en práctica en los últimos doce años, ya no hay más pérdidas de vidas humanas en razón de la escasez de agua. Con efecto, de la construcción indiscriminada de presas en cualquier sitio que se mostrase favorable, el Gobierno del Estado pasó a imprimir una nueva filosofía, por la adopción de una serie de medidas legales, institucionales y programáticas para combatir de forma permanente a la sequía, anticipándose a los problemas causados por ese fenómeno.

La Política Estatal de Recursos Hídricos eligió, como prioridad máxima, la oferta de agua, para, en cualquier circunstancia, abastecer a las poblaciones humanas, o sea, dio énfasis, como objetivo mayor, a la provisión de "agua para beber". Para eso, inversiones significativas fueron hechas a lo largo de los últimos diez años, con sorprendentes resultados en la oferta de agua bruta en el Estado. Los datos relativos a la voluminosa acumulación

---

3. Las mayores precipitaciones ocurren en las regiones serranas, alcanzando entre 1,600 y 1,800 mm por año, y en el sur del Estado, con lluvias que llegan a 1,200 mm anuales. Las regiones menos lluviosas están a sotavento de la sierra de Uruburetama, La región de Quixeramobim, cuya media anual está por debajo de los 600 mm, además del sector de los Inhamuns donde llueve menos de 400 mm por año.

## SECCIÓN VIII. ANÁLISIS CRÍTICO A UNA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS INAPROPIADA

de aguas, asociada al eficaz sistema de gestión, dan a entender que el trasvase no constituye una necesidad improrrogable para el Estado de Ceará.

### **Río Grande del Norte**

Con una población de 2,771,000 habitantes, el río Grande del Norte tiene una capacidad de acumulación del orden de 4,5 mil millones de metros cúbicos de agua en embalses públicos, lo que le confiere el comfortable índice de 1623 m<sup>3</sup>/habitante, solamente en embalses artificiales.

El Estado de Río Grande del Norte concibió e implantó, a partir de 1995, uno de los sistemas de gestión de recursos hídricos más eficientes del País. Es un hecho que las dimensiones de su territorio, de cerca de 5,330,680 km<sup>2</sup>, al lado de la existencia de un colosal embalse, en posición estratégica, llegando casi a 2,5 mil millones de metros cúbicos de agua<sup>4</sup>, fueron factores preponderantes para el éxito del programa, que atiende cerca de quinientos mil habitantes, a través del Proágua Semiárido, programa del Gobierno Federal, con el apoyo del Banco Mundial, firmado en 1997. Esta infraestructura cuenta con la red de conducción de Mossoró una de sus mayores obras, además de otras conducciones radiales y de un vasto conjunto de acciones en el campo legal-institucional que ha permitido un trabajo consistente de gestión de los recursos hídricos de dominio del Estado.

Los grandes manantiales de agua existentes en el Río Grande del Norte son: (i) en el litoral este, el acuífero Barreiras; (ii) en la Región Central, la mencionada presa Ingeniero Armando Ribeiro Gonçalves; (iii) en la región sedimentar al norte, el acuífero del Arenito Açú; y (iv) cuarenta y tres presas de medio porte y ocho mil pozos diseminados por todo el territorio potiguar.

Adicionalmente, el estado tiene la posibilidad de explotar el acuífero cristalino y los paquetes de aluvión de las márgenes de ríos, que constituyen reservas estratégicas para el abastecimiento difuso en pequeñas villas y poblados.

Todo el conjunto de acumulaciones de aguas superficiales en el Estado alcanza un volumen máximo de cerca de 4,449,404 metros cúbicos, lo que, asociado al inmenso potencial de la cuenca sedimentar costera, uno de los mayores potenciales de agua subterránea de Brasil, confiere una gran autonomía al Río Grande del Norte con relación a los recursos hídricos. Es de ese acuífero que inclusive es abastecida la ciudad de Natal, la capital del Estado.

Estos informes dan una clara indicación que el río Grande del Norte no llega a sufrir de escasez de agua. El problema parece situarse más en la cuestión de la gestión, el que además viene siendo hecho con bastante cuidado y competencia, hecho que es demostrado por el programa de abastecimiento del Estado, en conjunto con el Gobierno Federal (Proágua Semiárido), irradiando aguas del embalse Armando Ribeiro Gonçalves para las diversas regiones del territorio Potiguar, sacando provecho, competentemente, de sus dimensiones.

### **Paraíba**

En términos absolutos, el Estado de Paraíba es el que reúne las condiciones menos favorables para el enfrentamiento del fenómeno de las sequías, aunque, en términos de disponibilidad per cápita, disfrute de una condición más favorable que la de Pernambuco.

---

4. El embalse Armando Ribeiro Gonçalves, formado por aguas del río Piranhas-Açu, concentra cerca de setenta por ciento de todos los recursos hídricos superficiales del Estado del Río Grande del Norte, y el conjunto de tuberías de conducción, irradiado a partir del mismo, atiende prácticamente a todas las regiones críticas, o sea: la Región Central, el Seridó, la región de Mossoró y el valle de Apodi. En la Región Central, ya fueron atendidas numerosas ciudades entre las más secas de Brasil, como Lage, Angicos y otras más.

## CAPÍTULO VIII.6. ANÁLISIS CRÍTICO SOBRE TRASVASES DE AGUA ENTRE CUENCAS...

A pesar de eso, hay disponibilidad de agua para ser explotada, lo que puede ser deducido de la lectura del cuadro VIII.6.1, que muestra que, el Índice de Utilización de la Disponibilidad Máxima de las cuencas paraibanas será, en 2,020, igual a 0,507. Esto significa afirmar que se estará utilizando la mitad de esa disponibilidad máxima, solamente de aquí a dieciséis años.

**Cuadro VIII.6.1. Proyección de la relación entre Demanda y Disponibilidad en el Estado de Paraíba para el año 2020.**

Cuenca	Demanda total (m <sup>3</sup> x 10 <sup>3</sup> /año)A	Disponibilidad máxima (m <sup>3</sup> x 10 <sup>3</sup> /año)B	Índice de utilización de la disponibilidad máxima (A/B)
Alto Piranhas	35,601.74	156,913.00	0.227
Medio Piranhas	113,241.34	165,989.00	0.682
Peixe	111,953.73	138,560.00	0.808
Piancó	150,758.55	531,091.00	0.284
Espinharas	34,570.56	100,644.00	0.343
Seridó	18,306.26	69,741.00	0.262
Piranhas	464,432.19	1,162,938.00	0.399
Alto Paraíba	203,241.24	212,577.00	0.956
Medio Paraíba	31,851.69	98,275.00	0.324
Bajo Paraíba	569,801.67	561,651.00	1.015
Paraíba	804,894.61	872,503.00	0.923
Mamanguape	163,253.81	798,326.00	0.204
Jacu/Curimataú	34,338.81	56,763.00	0.605
<b>TOTAL ESTADO</b>	<b>1,466,919.42</b>	<b>2,890,530.00</b>	<b>0.507</b>

Fuente: Secretaría de Recursos Hídricos. MMA. Brasilia. 2002.

Como la distribución espacial de agua es irregular dentro del territorio del Estado, en esta previsión para 2020, la cuenca del río Paraíba estará terminada, y la del río de Peixe estará casi acabando, en cuanto que las demás presentarán, todavía, confortables balances hídricos.

Siendo así, la planificación hídrica en el semiárido "nordestino" recomienda la búsqueda de una solución en Paraíba, localizada en las mencionadas cuencas. Existen varios medios de resolver las dos situaciones. El refuerzo con aguas de cuencas próximas, como, por ejemplo, la cuenca del Piranhas-Açu, tanto cuanto el refuerzo por medio de abstracción de aguas subterráneas, son medidas que reclaman por una evaluación, justamente para evitar un trasvase de larga distancia, como la que reside en la idea de transportar aguas del río San Francisco.

No es ocioso recordar que las soluciones de problemas de ingeniería necesitan ser de bajo coste, también, para constituir buenas soluciones. Además de eso, en Paraíba y en otros estados del Noreste todavía no se alcanzó un estado de gestión de recursos hídricos que genere concretamente economía en el uso de los manantiales. El Estado todavía padece de un sistema de gestión que coloque en práctica todos los instrumentos previstos en la Política Nacional de Recursos Hídricos. Buenas prácticas como la reutilización del agua, la recarga de acuíferos, la cobranza por el uso del agua aún no fueron aplicadas en Paraíba. La desalinización y la educación ambiental apenas intentan sus primeros pasos en el Estado.

Lo que es verdaderamente oportuno señalar, es que todavía mucho se tiene que hacer antes de pensar en la promoción de la gran obra de ingeniería. Aún hay manantiales que pueden ser explotados de forma más racional que como hoy es hecho, postergando las medidas más onerosas.

## SECCIÓN VIII. ANÁLISIS CRÍTICO A UNA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS INAPROPIADA

Los comentarios de esta sección explican, de alguna forma, por qué las razones del trasvase del San Francisco todavía no se han presentado de modo convincente a los técnicos y, sobre todo, a los dirigentes públicos en quienes recae la responsabilidad de la decisión sobre el tema. Las disponibilidades de agua de Ceará, del Río Grande del Norte y de la Paraíba terminan por comprometer la viabilidad del proyecto que, sin pasión –y también sin desmérito para sus defensores–, aún no les ha llegado su hora.

### Costos del trasvase

La cuestión relativa a los costes no está adecuadamente tratada en la idea del trasvase del San Francisco que viene siendo desarrollada por el Gobierno Federal. Preliminarmente, se indica que los costes derivados por un proyecto de trasvase no se limitan a los costes con ejecución de obras de ingeniería, exclusivamente. Es necesario que se incluyan los costes de las obras de derivación, primaria y secundaria, es decir, todos los trabajos de ingeniería necesarios para la conducción del agua a los usuarios finales.

En términos presupuestarios, las partes a considerar son las siguientes:

(i) costes de las obras de ingeniería, incluidas las obras de superestructura, las obras de los ejes principales de transporte de agua, las de captación, las de derivación, primaria y secundaria;

(ii) costes relativos a la mitigación de los impactos ambientales, incluyendo las partes de las agresiones a los medios físico, biótico y antrópico;

(iii) costes de la operación de la obra, considerando la amortización de los activos, el consumo de energía, los gastos con mano de obra operacional y los correspondientes encargos sociales y mano de obra, además de los costes fijos con transportes y otros insumos que integran los costes operacionales;

(iv) costes con la manutención del patrimonio construido, alcanzando las acciones preventivas y correctivas para viabilizar la vida útil del emprendimiento y sus componentes; y

(v) costes relativos a la compensación de la región exportadora de las aguas, correspondientes a las salvaguardas que a éstas se deben conferir, buscando una compensación equivalente a las pérdidas que esa región acumulará con el descarte de usos futuros de agua de que dejará de hacer.

Como la idea de trasvase que hasta aquí se viene discutiendo jamás llegó al estado de proyecto, y mucho menos tuvo su viabilidad previa y adecuadamente estudiada, capaz de escudar concretamente una parte del proyecto, la verdad es que no se pueden determinar esos costes, por lo menos con seguridad. El resultado de ese proceso es que se presentan, en prácticamente todas las veces, un debate ficticio de los costes de ejecución de obras, incompletas, que no incluyen, en este espacio, las obras de derivación final del agua trasvasada, ni tampoco un cálculo de compensaciones a las áreas exportadoras que refleje la perpetuidad de las pérdidas de la región que cede el agua.

En lo que se refiere a la mitigación de los impactos ambientales, se deben tener en cuenta los aspectos cuantitativos y cualitativos del agua, como las alteraciones de caudal, niveles, salinidad, alcalinidad, los impactos sobre el suelo, la erosión y el azolve, las alteraciones en las concentraciones de minerales y nutrientes, además de la evapotranspiración, todo esto en cuanto al medio físico se refiere.

Con respecto al medio biótico, deben ser consideradas las alteraciones sobre las comunidades acuáticas, como los peces y los vertebrados acuáticos, el zooplancton y fitoplancton, plantas y vectores de enfermedad, y la fauna y la flora de las cuencas exportadora y receptora.

Los impactos sobre el medio antrópico son igualmente importantes, debiéndose evaluar las ventajas y desventajas del trasvase para el medio urbano y rural, y para las actividades económicas de la industria y agroindustria, minería, producción de energía, acuicultura, y tantos otros más que el proyecto venga a afectar, positiva o negativamente. Además, se debe observar la cuestión de la reubicación de poblaciones que tengan que ser efectuadas y las implicaciones políticas y sociales del proyecto.

Un capítulo separado debe ser reservado para el cálculo de los impactos sobre el sistema generador de energía construido en el lecho del San Francisco, cuyas inversiones ascienden a cerca de US\$12 mil millones, y que recomiendan una evaluación cuidadosa para que no se perjudique el patrimonio de la sociedad brasileña.

Como se percibe, a pesar de la elevada previsión de costes del trasvase y obras agregadas, del orden de US\$6.5 mil millones, tal cifra aún tiende a ser inferior a los verdaderos costes de ese proyecto. Es posible ver que la parte de la compensación a la región exportadora de agua tiende a ser significativa, pues lo que está en juego es el desarrollo futuro de esa región, ya que ésta podría necesitar del agua de cuyo uso estaría irreversiblemente cediendo.

### Conclusión

El trasvase de las aguas del río San Francisco exige un mayor análisis y maduración del problema y, sobre todo, la realización de estudios profundos, seguidos de una intensa negociación entre los estados interesados, pues la transferencia de aguas de una región a otra es, en última instancia, una decisión que afecta el patrimonio de las sociedades de las regiones involucradas.

Parece más razonable, y sensato, que el Noreste brasileño abogue que la Unión Federal apoye concretamente un Plan Decenal de Recursos Hídricos para la región. Ese plan puede surgir, inmediatamente, de la simple transformación del Proágua Semiárido que ya fue capaz de decretar "años contados" para los efectos de las sequías en el semiárido brasileño.

Los recursos que se imaginan para el trasvase son suficientes para la solución alternativa que reside en el trinomio presa + aductora + gestión, orientadores en conjunto con otros elementos del Proágua Semiárido.

El trasvase debe ser reservado para la condición de medida alternativa última, como la cirugía que solamente debe ser recomendada al paciente cuando soluciones más simples y naturales no sean capaces de resolver el problema. El debate en torno del tema, sin embargo, y sobre todo con el perfeccionamiento de la idea original del Ingeniero Macedo y su consecuente transformación en proyecto, no debe ser interrumpido. Lo que no parece lógico es tomar la decisión de hacer ese grandioso trasvase en el calor del debate que ya se instaló, cuando los ánimos federativos todavía humean en torno de la cuestión.





# Capítulo VIII.7. Una propuesta de gestión entrópica de recursos hídricos

**A**tribuir valor a los recursos naturales es una tarea ardua y difícil. En primer lugar, porque la medida que se utiliza generalmente para su ponderación es de tipo monetario, y el dinero y la naturaleza se gobiernan por distintas leyes. Como decía muy bien Soddy (1926), el dinero se rige por las leyes de las matemáticas, mientras que la naturaleza se rige por las leyes de la física. La matemática permite que las cantidades se incrementen de acuerdo con la regla del interés compuesto, y otras análogas, mientras que la física está regida por la segunda ley de la termodinámica: la degradación entrópica. Esta dicotomía fundamental explica la dificultad que existe para la valoración monetaria de los bienes y elementos naturales.

La cantidad de agua que existe en la Tierra se mantiene relativamente estable. En términos abstractos, este volumen parece ser más que suficiente para satisfacer todas las necesidades humanas actuales y del futuro cercano. En los hechos, las cantidades disponibles son menores. En primer lugar, porque la función natural del agua no es de uso exclusivo del hombre. El agua es también sustento principal de todos los ecosistemas existentes en el planeta. Ello determina que para utilizar el agua sin causar daños a la naturaleza, y por ende indirectamente a las sociedades humanas, hay que tener en cuenta los ciclos bio-hidrológicos. Por esa razón, el uso de agua está limitado por las necesidades de las configuraciones específicas de los ecosistemas locales, regionales y globales.

El problema principal que los seres humanos están experimentando con el agua es sobre todo de calidad y en mucho menor grado de cantidad. La degradación entrópica causada por el consumo humano afecta intensamente la calidad del agua, y en menor grado los volúmenes.

La cuestión consiste en que el reciclado natural producido por la energía solar (evaporación, fotosíntesis) no alcanza para purificar todas las aguas residuales que se producen continuamente en todo el planeta, en otras palabras, las sociedades contemporáneas están convirtiendo el mundo de “aguas naturales” en un mundo de “aguas residuales”.

Debido a los crecientes volúmenes de aguas residuales de origen humano, que además se concentran en áreas relativamente reducidas, los procesos de reciclado natural resultan insuficientes para lograr su purificación. En cierta medida se busca corregir esa situación a través de la instalación de plantas o sistemas de tratamiento de diverso tipo. Los procesos de tratamiento se realizan utilizando directa o indirectamente, voluminosas cantidades de combustibles fósiles. Es evidente que los combustibles fósiles son energía solar del pasado, acumulada en volúmenes finitos. Cuando se acabe el petróleo, el gas y el carbón, volveremos a quedar con la única fuente de energía renovable: la radiación solar.

## SECCIÓN VIII. ANÁLISIS CRÍTICO A UNA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS INAPROPIADA

En general, lo que da valor al agua es sobre todo su calidad. Las aguas de ciertas calidades (por ejemplo tóxicas) podrían tener, incluso, un valor definido como “negativo”, pues exigen grandes cantidades de energía para ser eliminadas o tratadas para su ulterior utilización, mientras que otras aguas que no requieren ningún tratamiento pueden tener gran valor. En otras palabras, lo que le da valor al agua es sobre todo la “calidad en cantidad” y, más precisamente, los volúmenes de una cierta calidad.

### CrITERIOS e ÍNDICES para establecer la calidad del agua

La determinación de la calidad de agua se refiere en general a la aptitud que tiene para su utilización en actividades económicas y sociales. En términos cualitativos, las aguas de mayor calidad son aquellas que poseen un tenor bajo en sales o gases disueltos, que no tienen microorganismos patógenos, con niveles muy bajos de materia orgánica y con pocas o ninguna partícula en suspensión. Por lo general, las aguas con estas características son apropiadas para el consumo humano. Existen diversos índices de calidad del agua, generalmente calculados a partir de las concentraciones de sales y contaminantes de diverso tipo en la misma. La Comisión Nacional del Agua (CNA, México) ha usado un índice que varía de 0 a 100, en donde 0 es la peor calidad. La calidad se calcula a través de la siguiente ecuación:

$$I = \frac{\sum_{i=1}^n (I_i W_i)}{\sum_{i=1}^n W_i} \quad \text{[VIII.7.1]}$$

donde:

$I$  = Índice de calidad general;  $I_i$  = Índice de calidad del parámetro considerado;  $W_i$  = Valor de importancia relativa del parámetro considerado.

La importancia relativa que se adjudica a los parámetros se muestra en la tabla VIII.7.1.

Tabla VIII.7.1. Importancia relativa de los parámetros de calidad del agua					
Parámetro	Importancia relativa	Parámetro	Importancia relativa	Parámetro	Importancia relativa
1. pH	1.0	1. Conductividad eléctrica	2.0	1. Cloruros	0.5
2. Color	1.0	2. Alcalinidad	1.0	2. Oxígeno disuelto	5.0
3. Turbiedad	0.5	3. Dureza total	1.0	3. DBO <sub>5</sub>	5.0
4. Grasas y aceites	2.0	4. N Nitratos	2.0	4. Coliformes totales	3.0
5. Sólidos suspendidos	1.0	5. N amoniacal	2.0	5. Coliformes fecales	4.0
6. Sólidos disueltos	0.5	6. Fosfatos totales	2.0	6. Detergentes	3.0

La calidad del agua es también determinada de acuerdo con normas oficiales de los gobiernos que establecen los límites máximos permisibles de contaminantes en las aguas para diferentes usos (consumo, riego, descargas en aguas naturales, etc).

Las aguas residuales industriales son también definidas de acuerdo con su contenido en los diversos contaminantes presentes. Existen varios índices para definir el grado de contaminación, uno de ellos es el *chimiotox* o factor de ponderación tóxica (Ftox), propuesto por el Plan d’action St Laurent de Quebec, Canadá. La ecuación para calcularlo es la siguiente:

$$F_{toxi} = \frac{1 \left( \frac{mg}{l} \right)}{CPS_i \left( \frac{mg}{l} \right)} \quad \text{[VIII.7.2]}$$

Donde:

$F_{toxi}$  = el factor de ponderación tóxica del parámetro  $i$

$1 \text{ mg/l}$  = una referencia arbitraria

$CPS_i$  = el criterio de calidad del agua más sensible del parámetro  $i$

Con base en la ecuación precedente se calcula la unidad *chimiotox* o UC<sub>i</sub>.

$$UC_i = (\text{carga})(F_{toxi}) \quad \text{[VIII.7.3]}$$

Luego se suman las unidades *chimiotox* de cada contaminante para definir el índice *chimiotox* (IC) y así conocer la carga de contaminantes de un efluente, y la calidad del agua correspondiente.

Otra forma de encarar el problema es a través de la definición de indicadores ambientales que en forma indirecta proporcionan la información requerida. Los indicadores son valores derivados de variables que proveen información acerca de un fenómeno (Barrios y González, 1999).

Las variables utilizadas por estos autores son DBO<sub>5</sub> (demanda bioquímica de oxígeno), N-NH<sub>3</sub> (nitrógeno amoniacal), OD (oxígeno disuelto) y CF (coliformes fecales). Este enfoque facilita el análisis, aunque de todos modos tan sólo proporciona elementos acerca del efecto de los procesos de degradación hídrica sin dar una idea integral de los ciclos energéticos y entrópicos que tienen lugar en los sistemas hídricos.

### Justificación de un instrumento de análisis entrópico del agua

Cuando llega el momento de la toma de decisiones en materia hídrica, los tomadores de decisiones, deben hacer frente a una amplia gama de datos y elementos de la realidad, que incluyen aspectos geográficos, geológicos, ecológicos, hidrológicos, socio-culturales y tecnológicos. A éstos se agregan los índices de calidad del agua o indicadores, cuya lectura no siempre es sencilla.

En materia hídrica, como en otros campos análogos, las decisiones finales suelen ser de tipo político, y en la mayor parte de los casos su elemento definitorio es de orden económico.

Ahora bien, en los análisis económicos que llevan a la adopción de políticas de aguas, la evaluación del "valor" del recurso toma en cuenta solamente los aspectos de valor monetario. Para agravar esta situación en muchos casos se considera que el agua es un recurso inagotable, y que sólo basta construir suficientes bienes de capital, tales como presas o baterías de pozos, para obtenerla. En los hechos se desconoce la pérdida de valor resultante de su utilización, y del costo, requerido para devolverle a un valor que permita su reutilización. En la medida que se pueda asignar un valor "natural" al agua, expresado en un índice único que exprese el grado de degradación entrópica, más fácil será realizar un análisis y toma de decisión sobre bases ciertas y firmes.

### Teoría de la gestión de aguas: la gestión entrópica

#### ***El concepto de entropía***

La entropía es un concepto complejo que busca describir la dirección natural de los procesos físicos en el universo. Éstos tienden a darse desde lo ordenado a lo desordenado, de lo heterogéneo a lo homogéneo. La energía concentrada en un lugar del espacio tiende a difundirse en todas direcciones. Localmente dicha difusión puede verse obstaculizada por otras fuerzas físicas, como la atracción gravitacional. Estas barreras a la difusión global de la energía producen sistemas casi cerrados que constituyen ámbitos circunscriptos donde actúa la ley de la entropía. Si los cuerpos celestes no emitieran ni recibieran energía (o su versión concentrada: la materia) se podrían considerar como sistemas cerrados, y para estos casos se podría aplicar la Segunda Ley de la Termodinámica cuyo enunciado sostiene: “La entropía de un sistema cerrado nunca disminuye y cada vez que es posible aumenta”. En la realidad el único sistema totalmente cerrado es el universo entero, y a él se le aplica el concepto antes mencionado.

El concepto de entropía también se aplica a los sistemas abiertos (o semiabiertos). Del mismo modo, éstos tienden a desordenarse y uniformizar su materia y niveles de energía. Debido a su carácter abierto, pueden experimentar procesos locales de disminución de la entropía que se explican por un aumento de la entropía en otro lugar. El balance general es un incremento de la entropía. La evolución geológica de la Tierra es el resultado de la interferencia de dos tendencias entrópicas, la del Sol que en su maduración difunde y por lo tanto “comparte” su energía, y la de la propia Tierra que, en forma similar, aunque menos intensa, está irradiando continua y a veces insensiblemente su caudal energético. Desde el punto de vista práctico, la entropía se manifiesta en un conjunto de fenómenos físicos que, dadas las condiciones apropiadas, tienen lugar en una única dirección.

#### ***El valor entrópico del agua***

El volumen de agua del planeta es finito pero su potencial teórico para el uso es ilimitado. Lo que en verdad está acotado es la rapidez del flujo. Éste depende sobre todo de la energía, y la energía disponible en la superficie de la Tierra es limitada, casi enteramente suministrada por la radiación solar. Otro factor limitante a largo plazo es la irreversibilidad final de su degradación entrópica, que si bien se expresa sobre todo a escalas temporales muy grandes, puede ser acelerada a través de la intervención humana.

La contaminación ambiental puede ser percibida como el resultado de la descarga de material y calor en el ambiente (agua, aire y/o suelo) por alguna actividad antrópica de producción o consumo. Cuando un compuesto es adicionado al agua, el componente se disuelve y mezcla en el medio. Esta disolución y mezcla implica un aumento en la entropía de la solución y un incremento en el grado de contaminación, lo que sugiere que un incremento en entropía implica una contaminación del agua. La contaminación del agua puede verse entonces como un proceso donde el agua que inicialmente es de baja entropía, eventualmente regresa al medio con una entropía superior debido al uso antrópico que le fue dado y, por lo tanto, aumenta la entropía del ambiente que la recibe (Singh, 2000).

El valor entrópico del agua es en realidad su valor evaluado en el marco de la evolución entrópica de la vida en el planeta. Se trata de un valor que disminuye a medida que aumenta la entropía, y que por ende podría denominarse con más rigor valor “anti-entrópico”. Como los seres humanos consideran que la entropía es en los hechos una desvalorización de los recursos, se utilizará la expresión valor entrópico para definir la ausencia de desvalorización, o dicho de otro modo, la ausencia de entropía.

## CAPÍTULO VIII.7. UNA PROPUESTA DE GESTIÓN ENTRÓPICA DE RECURSOS HÍDRICOS

El valor entrópico del agua se relaciona con la energía consumida/utilizada para llevar el líquido a un estado de menor entropía que se busca establecer. En ese sentido, el valor entrópico está dado por la energía requerida para obtener una determinada calidad de agua a partir de un nivel de referencia.

En los sistemas naturales el mayor valor entrópico se logra a partir de la condensación del vapor de agua de la atmósfera en las nubes y su precipitación a través de las lluvias, de la nieve o del granizo. La caída del agua, tanto como su escurrimiento posterior rumbo a niveles menores de energía potencial, implica un aumento de la entropía y una pérdida del valor entrópico del recurso.

Luego de precipitada, el agua de lluvia escurre y/o infiltra, y en su flujo disuelve e incorpora sustancias dando lugar a pérdidas adicionales de valor entrópico. Al mismo tiempo que fluye, el agua se transforma, cada vez más, en un medio adecuado para el desarrollo de organismos vivos. Las funciones fisiológicas fotosintéticas pueden producir, localmente, una valorización entrópica del recurso, mientras que el resto de las funciones metabólicas tienden a disminuir el valor. El efecto acumulado de estos procesos lleva a una aumento de la entropía del agua, y por ende a su desvalorización entrópica. Por otro lado, el uso humano del agua es un factor que acelera el deterioro creciente de su valor, que se agrega a la degradación debido a procesos naturales.

La agricultura de irrigación, tipo de uso hídrico mayor, cuando se considera en términos de volumen, utiliza aguas de una cierta calidad y las regresa al medio natural con una calidad menor. La pérdida de valor debido a la agricultura depende de las prácticas y sistemas de irrigación utilizados. En algunos casos, se utiliza agua de alta calidad (mayor valor entrópico) y se vierte muy contaminada por agroquímicos o sales (menor valor entrópico). En ese caso, la pérdida de valor es muy grande.

Las ciudades, en cambio, a pesar de consumir menos agua que la agricultura, tienden a ser grandes degradadoras del agua. En su mayor parte toman el agua de la naturaleza, la someten a ciertos tratamientos de potabilización (que consumen energía), elevando su valor entrópico, y luego la arrojan al medio cargada de numerosos contaminantes. El reuso de las aguas residuales urbanas, que significa elevar nuevamente el valor entrópico, requiere grandes cantidades de energía, que muchas veces están fuera del alcance de las sociedades en cuestión.

Por su parte, las actividades industriales tienen en general, aunque no siempre, intensos efectos nocivos sobre los recursos hídricos. El potencial de degradación del agua de la actividad industrial es muy grande.

En los hechos se han aplicado diversas metodologías para calcular el valor de la calidad del agua. Las pautas de calidad requeridas no pueden ser establecidas meramente en términos económicos, pues los beneficios directos o indirectos de una determinada calidad de agua son difíciles de calcular en forma precisa. Si bien un método basado en el valor entrópico tampoco puede ser fácilmente expresado en términos cuantitativos, ofrece un instrumento para definir, aunque sea cualitativamente, las escalas de valor requeridas para la formulación de estrategias apropiadas para optimizar la utilización de los recursos hídricos disponibles.

### ***El ciclo energético del agua***

Una forma de presentar el ciclo hidrológico es a través de los intercambios de energía que se producen en los diferentes procesos por los cuales el agua cambia de estado, de propiedades físicas o químicas, o de posición en el espacio. La mayor parte de la energía consumida en el ciclo hídrico proviene (directa o indirectamente) de la radiación solar. Sin embargo, existe una proporción menor que proviene de fuentes geotérmicas, dando

## SECCIÓN VIII. ANÁLISIS CRÍTICO A UNA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS INAPROPIADA

lugar al calentamiento de las aguas subterráneas, y de ciertos manantiales hidrotermales. En la tabla VIII.7.2 y la figura VIII.7.1 se presenta una lista de los fenómenos y procesos del ciclo energético-hidroológico.

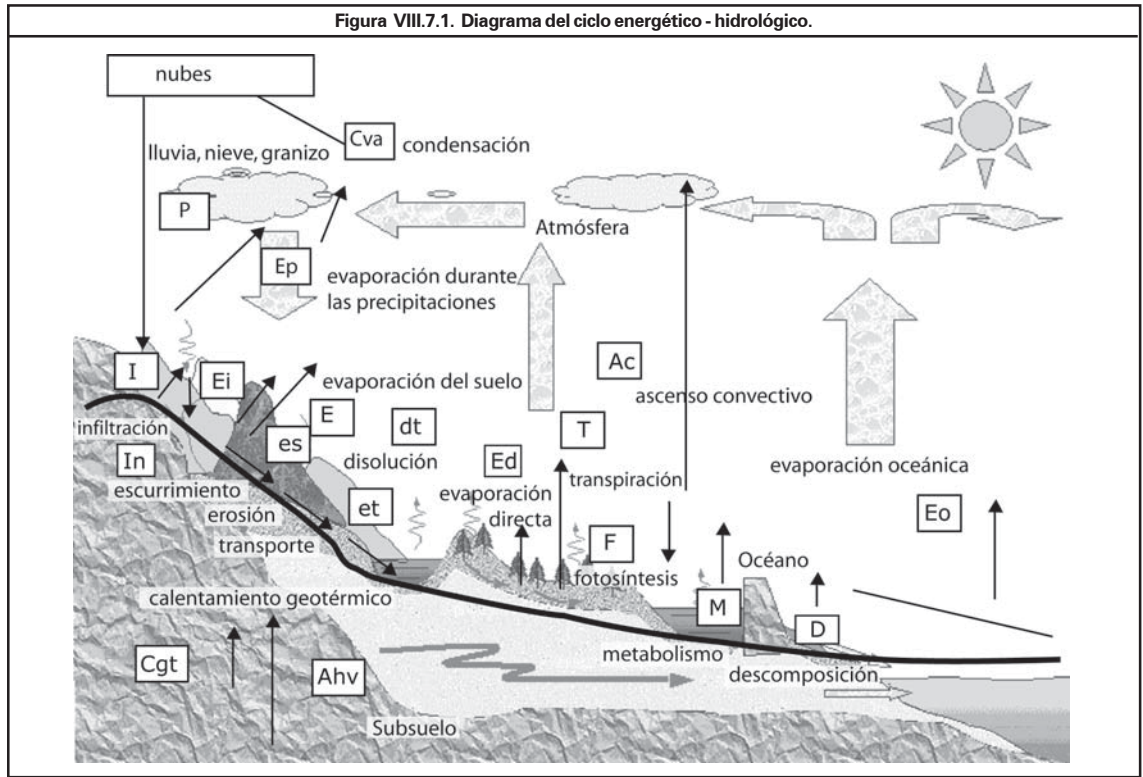
### **Los sistemas naturales de reciclado**

Todas las aguas residuales que no son recicladas artificialmente se integran al ciclo hidrológico y quedan sometidas a los sistemas naturales de reciclado. La capacidad planetaria de reciclado natural del agua es limitada, tanto local como globalmente. A nivel local, las aguas suelen permanecer durante un cierto tiempo con sus condiciones de calidad deteriorada, hasta ser evacuadas al mar o evaporadas, reintegrándose, más tarde, en ambos casos, al sistema natural bajo la forma de lluvia, nieve o granizo.

A nivel global, las aguas residuales no tratadas tienden a diluirse en océanos, mares y lagos, disminuyendo su calidad. Este proceso es claramente visible en la cercanía de las costas en donde las características de las aguas marinas se ven sensiblemente deterioradas por los aportes de ciudades e industrias. Las aguas del mar son aguas superficiales de gran entropía (y por lo tanto con bajo valor entrópico). Este valor natural, ya reducido, se ve disminuido aún más por la acción humana.

**Tabla VIII.7.2. Lista de fenómenos y procesos del ciclo energético-hidroológico.**

Fenómenos y procesos	Comportamiento energético asociado al fenómeno/ proceso	Símbolo
Condensación del vapor de agua atmosférico	Absorbe	Cva
Caída de precipitaciones	Liberación de energía potencial, cinética	P
Evaporación durante la caída	Absorción de energía	Ep
Impacto de las precipitaciones	Liberación de energía	I
Evaporación asociada a la intercepción vegetal	Absorción	Ei
Infiltración	Libera energía potencial	In
Escurrimiento	Libera energía potencial, cinética	es
Erosión y transporte de materiales en suspensión	Libera energía potencial y cinética	et
Disolución y transporte de sales disueltas	Absorción y liberación de energía química, liberación de energía potencial	Dt
Evaporación directa de las aguas continentales	Absorción	Ed
Transpiración (biológica)	Absorción	T
Fotosíntesis (desarrollo organismos autótrofos)	Absorción	F
Metabolismo de organismos autótrofos	Liberación de energía química/ térmica	M
Descomposición y metabolismo de organismos heterótrofos	Liberación de energía química/ térmica	D
Evaporación oceánica	Absorción	Eo
Ascenso convectivo	Absorción	Ac
Calentamiento geotérmico	Absorción	Cgt
Ascenso hidrotermal y volcánico	Absorción	Ahv



### Criterios de clasificación del agua

Para clasificar el agua de acuerdo con su valor entrópico se han usado una serie de criterios, que se relacionan a la vez con procesos de tipo entrópico y con los requerimientos de energía necesarios para llevar las aguas desde los niveles inferiores (de menor valor entrópico) a otros superiores. En algunos casos, cuando los procesos son irreversibles, esta “elevación” de nivel entrópico puede no ser factible.

Los principales criterios utilizados son los siguientes:

- El valor entrópico tiende a declinar a medida que el agua desciende, liberando energía potencial. El agua de las nubes o de las montañas es más valiosa que la de los ríos, del mar o de los acuíferos de llanura;
- El valor entrópico también disminuye al incrementarse la concentración de sustancias disueltas;
- El valor entrópico baja al aumentar los organismos heterótrofos (no fotosintéticos). Los fotosintéticos tienen el efecto inverso durante el tiempo que actúa la función fotosintética. También disminuye el valor entrópico al aumentar la concentración de materia orgánica. Luego de un cierto umbral, el aumento de la entropía (consecuentemente disminución de su valor entrópico), puede llevar a la reducción e incluso desaparición de los procesos vitales y materia orgánica;
- El valor entrópico desciende al crecer la contaminación de las aguas (toxicidad para las diferentes formas de vida).



## SECCIÓN VIII. ANÁLISIS CRÍTICO A UNA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS INAPROPIADA

Figura VIII.7.3. Nivel entrópico de las aguas terrestres medido con base en DBO, DQO, TSD y MOC.

Nivel entrópico	Aguas naturales		Utilización del agua natural	Aguas residuales o contaminadas	Posición geológica	Presencia de vida
	Aguas superficiales, atmosféricas	Aguas subterráneas				
10	Nubes altas, recién condensadas		Agua destilada		Atmosférica, elevada	Organismos muy escasos, pocos nutrientes
9	Nubes bajas, lluvia, nieve		Agua potable		Atmosférica, baja	Organismos escasos, pocos nutrientes
8						
7	Manantiales, torrentes de montañas		Aguas termales		Cimas, cabeceras valles	Organismos de abundancia escasa a intermedia
6	Cursos altos de ríos, lagos de montaña	Napas hipodérmicas de agua dulce	Aguas para riego	Lluvia moderadamente ácida	Zonas montañas, sierras, colinas elev., mesetas	Organismos de abundancia intermedia
5	Cursos medios de ríos, lagos medios, emisarios de ciertos humedales	Napas hipodérmicas, acuíferos poco profundos no contaminados	Aguas para riego	Lluvia muy ácida	Zonas de colinas, sierras bajas, subsuelo de poca profundidad	Organismos abundantes
4	Cursos bajos de río, lagos de llanura, humedales oxigenados	Agua subterránea profunda dulce. Poco profunda ligeramente salobre.	Aguas para riego	Drenajes de riego, agua residual tratada	Llanuras, colinas bajas, subsuelo medianamente a muy profundo.	Organismos muy abundantes en ríos y lagos, localmente exceso de nutrientes. Vertidos de aguas de riego pueden provocar procesos de eutroficación.
3						
2	Lagos y humedales eutrofizados Lagos salobres	Agua subterránea profunda ligeramente salobre; aguas poco profundas salobres	Aguas para lavado	Drenajes de riego, agua residual parcialmente tratada	Zonas bajas, áridas, subsuelo de profundidad variable	Organismos muy abundantes en los lagos salobres. Los vertidos de aguas de riego pueden provocar procesos de eutroficación.
1						
0	Mares y lagos salados	Agua subterránea salada.	Aguas balnearias	Vertidos urbanos e industriales medios	Nivel del mar, zonas continentales deprimidas, subsuelo de profundidad variable	Organismos muy abundantes en mares y lagos, escasos en vertidos urbanos. Los vertidos urbanos provocan frecuentes procesos de eutroficación.
0 a -5	Salmueras	Salmueras subterráneas	Producción de sal	Vertidos urbanos e industriales altamente contaminados	Salmueras subterráneas	Escasos organismos debido a la toxicidad, procesos de eutroficación posibles localmente
< -5	Salinas	Yacimientos de sal	Producción de sal industrial	Vertidos industriales de alta toxicidad	Yacimiento de sal	Ausencia de organismos

## CAPÍTULO VIII.7. UNA PROPUESTA DE GESTIÓN ENTRÓPICA DE RECURSOS HÍDRICOS

• Las causas que pueden disminuir la calidad del agua son variadas, algunas son naturales y otras se derivan del tipo de utilización. Por esa razón, puede haber aguas con características muy diferentes que estén clasificadas al mismo nivel. La razón es que todas ellas requieren cantidades comparables de energía para ser llevadas a los niveles de referencia.

En la tabla VIII.7.3 se presentan los diferentes tipos de aguas clasificadas de acuerdo con su nivel (valor), así como la utilización posible, su posición geológica y la presencia de vida.

### **Adjudicación del valor entrópico**

Para calcular el valor entrópico se propone un método mixto, cualitativo-cuantitativo. En primer lugar se adjudican valores entrópicos a las aguas de acuerdo con los criterios antes mencionados, otorgando 10 al valor entrópico máximo (aguas de las nubes altas, recién condensadas), y 0 a las aguas marinas de salinidad media no contaminadas. Los valores intermedios se asignan combinando diversos criterios cuantitativos y cualitativos. Los valores negativos se adjudican a las aguas hipersalinas o altamente contaminadas. Para calcular el valor entrópico se propone utilizar la siguiente ecuación:

$$VE = 1 - \left( \frac{10(10 - NE)^2}{Mc} \right) \quad \text{[VIII.7.4]}$$

Donde:

$VE$  = es valor entrópico

$NE$  = es el nivel entrópico (definido cualitativamente)

$Mc$  = son las megacalorías requeridas para evaporar 1 m<sup>3</sup> de agua a 15°C de temperatura y a la presión del nivel del mar.

De acuerdo con la ecuación anterior los diferentes niveles entrópicos corresponderían a los valores presentados en la tabla VIII.7.4.

<b>Tabla VIII.7.4. Valor entrópico correspondiente para cada nivel entrópico</b>	
Nivel entrópico	Valor entrópico correspondiente
10	1.00
9	0.99
8	0.96
7	0.91
6	0.84
5	0.75
4	0.64
3	0.51
2	0.36
1	0.19
0	0
0 a -5	-0.21 a -2.25
< -5	< -2.25

### **Parámetros para definir los niveles del valor entrópico**

La disminución del valor entrópico es un fenómeno natural que ocurre a partir del momento en que el vapor de agua se condensa formando nubes, y especialmente cuando se precipita al suelo. En ese momento las aguas

## SECCIÓN VIII. ANÁLISIS CRÍTICO A UNA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS INAPROPIADA

comienzan a fluir perdiendo energía potencial, aumenta la salinidad, y se carga de organismos y materia orgánica. El proceso suele ser revertido local y temporalmente, por ejemplo, debido a la acción fotosintética de las algas u otras plantas, por el filtrado del agua en ciertas formaciones apropiadas, o a la interacción de éstos u otros factores. Esto último ocurre en los casos en que la salinidad es demasiado elevada, o alguna otra condición físico-química como el pH o la temperatura, en general condiciones limitantes para la vida. La tendencia general en las condiciones habituales de los paisajes terrestres es hacia el aumento de la salinidad y del contenido en materia orgánica.

Por esa razón se puede medir la calidad entrópica a través de una escala mixta con base en los sólidos disueltos totales (TSD) y/o en la demanda bioquímica de oxígeno (DBO).

Normalmente el uso antrópico del agua produce una aceleración de estos procesos, por lo que es posible utilizar el mismo método para evaluar la calidad de los residuos líquidos.

La mayor parte de las aguas residuales domésticas están cargadas de materia orgánica y organismos descomponedores (p. ej. bacterias y protozoarios), y normalmente poseen tasas de sólidos disueltos totales mayores que las aguas originales. En esos casos, los niveles de TSD y DBO suministran una buena medida del cambio de la calidad.

Los niveles de DBO admisibles (en mg/l), de acuerdo con las Normas Oficiales Mexicanas, para aguas vertidas a los cuerpos de aguas naturales han de ser inferiores a 150 en el agua fluvial destinada a irrigación, 75 en la de uso urbano, 30 en los ríos destinados a protección de la vida acuática, 75 en las aguas costeras dedicadas a la recreación y nulos en las aguas potables (NOM, 1996).

Sin embargo, hay ciertas aguas residuales, particularmente de origen industrial, cuya toxicidad puede impedir la vida de los organismos. En esos casos el DBO no es una medida adecuada para determinar la materia orgánica no biodegradable (hidrocarburos, amoníaco, grasas) y puede ser sustituido por la Demanda Química de Oxígeno (DQO).

En ciertas situaciones se agregan otros procesos de disminución del valor entrópico, que son difícilmente cuantificables a través de la DBO o de la DQO. Son los casos en donde la presencia de metales y de otros contaminantes potencialmente tóxicos están en suspensión o en solución en el agua.

Allí puede ser necesario agregar un parámetro adicional compuesto (metales y otros contaminantes: MOC) donde se incluyen las concentraciones de metales (p. ej. Zn, Cu, Pb, Hg, Cd, Cr, Ni, Fe y Al) y de otras sustancias tóxicas (arsénico, cianuro, fenoles, etc). En las tablas VIII.7.5, VIII.7.6, VIII.7.7 y VIII.7.8 se presentan las concentraciones correspondientes a cada uno de los niveles entrópicos.

**Tabla VIII.7.5. Límites permisibles de metales y otros contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal (MOC, promedio diario, en mg/l).**

Metales	Máximo permitido (mg/l)
Zinc	9.0
Cobre	15.0
Cadmio	0.75
Cromo hexavalente	0.75
Plomo	1.5
Níquel total	6
Mercurio	0.015
Otros contaminantes	
Arsénico total	0.75
Cianuro total	1.5
Grasas y aceites	75

Fuente: Norma Oficial Mexicana NOM-002-ECOL-1996

## CAPÍTULO VIII.7. UNA PROPUESTA DE GESTIÓN ENTRÓPICA DE RECURSOS HÍDRICOS

**Tabla VIII.7.6. Límites permisibles de metales y otros contaminantes en las aguas residuales tratadas que se descarguen en ríos, para protección de la vida acuática (MOC, promedio diario, en mg/l).**

Metales	Máximo permitido (mg/l)
Zinc	20
Cobre	6
Cadmio	0.2
Cromo total	1
Plomo	0.4
Níquel total	4
Mercurio	0.01
Otros contaminantes	
Arsénico total	0.2
Cianuro total	2

Fuente: Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996

**Tabla VIII.7.7. Límites permisibles de metales y otros contaminantes para agua potable (MOC, promedio diario, en mg/l).**

Metal	Máximo permitido (mg/l)
Zinc	5.0
Cobre	2.0
Hierro	0.3
Aluminio	0.2
Manganeso	0.15
Cromo total	0.05
Plomo	0.025
Mercurio	0.001
Otros contaminantes	
Arsénico	0.05
Cianuros (CN-)	0.07
Nitratos (como N)	10.0
Nitritos (como N)	0.05
Fenoles o compuestos fenólicos	0.001

Fuente: Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994<sup>1</sup>

En la tabla VIII.7.5, se detallan las concentraciones máximas permisibles de metales y otros contaminantes para que las aguas puedan ser descargadas en los sistemas de alcantarillado urbano o municipal de acuerdo a las normas mexicanas (NOM,1996). En la Tabla VIII.7.6, se presentan las concentraciones máximas permitidas para que las aguas puedan ser vertidas en cuerpos de agua naturales; y en la tabla 7, se incluyen las concentraciones máximas permisibles para agua potable. Los niveles de TSD, DBO, DQO y MOC aproximados propuestos para cada tipo de calidad entrópica del agua son presentados en la tabla VIII.7.8.

A estas calificaciones hay que agregar las condiciones de energía potencial, relacionadas con la posición gravitacional del agua considerada. Ésta se expresa en altura en metros sobre el nivel de base local de la cuenca. Ésta puede ser positiva en el caso de las aguas superficiales y las aguas subterráneas más elevadas, o negativa en las aguas subterráneas más profundas.

A medida que el agua desciende en su nivel de valor entrópico resulta más oneroso, desde el punto de vista de la energía requerida, regresarla a las condiciones óptimas de uso. El agua salada puede ser desalinizada natural o artificialmente, en ambos casos se requiere energía.

Las aguas con mayor DBO o DQO pueden “purificarse” como resultado de procesos naturales (basados en la energía solar) o tratarse artificialmente en plantas apropiadas, cuya operación también requiere energía. La “regeneración” biológica o química de las aguas que contienen metales u otras sustancias tóxicas análogas, en cambio, puede dar lugar a acumulaciones tóxicas en la biota, en los suelos y/o en sedimentos. Estas aguas

## SECCIÓN VIII. ANÁLISIS CRÍTICO A UNA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS INAPROPIADA

pueden ser tratadas y, consecuentemente, las concentraciones de metales o sustancias tóxicas pueden ser reducidas. De cualquier manera, los procesos requeridos para lograr una descontaminación significativa suelen entrañar un costo energético prohibitivo.

**Tabla VIII.7.8. Nivel entrópico de las aguas terrestres medido con base en DBO, DQO, TSD y MOC.**

Nivel entrópico	Aguas naturales superficiales		Aguas residuales o contaminadas				Aguas subterráneas	Salinidad TSD, ppm
	Tipo de agua superficial	DBO	Tipo agua residual	DBO*	DQO*	MOC Metales y otros contaminantes		
10	Nubes altas, recién condensadas	0						0-10
9	Nubes bajas, lluvia, nieve	0						10-40
8		0						40-80
7	Manantiales, torrentes de montaña	Hasta 10 mg/l				Por debajo de los límites establecidos en el nivel 7		80-150
6	Cursos altos de ríos, lagos de montaña	10-20 mg/l	Lluvia moderadamente ácida	0		Límites máximos para agua potable (ver tabla 5)	Napas hipodérmicas, manantiales de agua dulce	150-300
5	Cursos medios de ríos, lagos medios, emisarios de ciertos humedales	20-30 mg/l	Lluvia muy ácida	0		Concentraciones intermedias entre niveles 2 y 6	Agua subterránea poco profunda, dulce	300-600
4	Cursos bajos de río, lagos de llanura, humedales oxigenados	30-45 mg/l	Drenajes de riego, agua residual tratada			Concentración intermedia entre niveles 4 y 7		
3		45-60 mg/l		0-60 mg/l	0-120 mg/l		Agua subterránea poco profunda, ligeramente salobre; agua subterránea profunda dulce	600-1000
2	Lagos y humedales eutrofizados, lagos débilmente salobres	60-80 mg/l	Drenajes de riego, agua residual parcialmente tratada	60-80 mg/l	120-160 mg/l	Límites máximos para descargas en ríos (ver tabla 6)	Agua subterránea profunda ligeramente salobre; aguas poco profundas salobres	1000-2500
1								2500-5000
0	Lagos salobres y mares	Menos de 60 Mg/l	Vertidos urbanos e industriales medios	80-200 mg/l	160-400 mg/l	Concentración intermedia entre niveles 2 y 4	Agua subterránea salada	5000-35000
0 a -5	Salmueras	0	Vertido urbano e industrial altamente contaminado	Más de 200 mg/l	Más de 400 mg/l	Límites máximos, descargas alcantarillas, (ver tabla 7)	Salmueras subterráneas	35000-300000
< -5	Salinas	0	Vertidos industriales de alta toxicidad			Por encima del límite establecido en nivel 2	Yacimientos de sal	Más de 300000

## CAPÍTULO VIII.7. UNA PROPUESTA DE GESTIÓN ENTRÓPICA DE RECURSOS HÍDRICOS

Finalmente, como resultado del flujo gravitacional (pérdida de energía potencial), el agua también se “encarece” energéticamente, pues para su utilización hay que “elear” físicamente el agua a los sitios de consumo con el consiguiente aumento del costo.

### **Relación aproximada entre el valor entrópico, la DBO y la DQO**

Se ha procurado establecer una relación entre el Nivel Entrópico, el Valor Entrópico calculado por medio de la ecuación previamente presentada, y las DBO y DQO que se observan en las aguas naturales y/o residuales. Dicha relación es aproximada, pero permite presentar en términos cuantitativos los diferentes niveles y valores. En la tabla VIII.7.9, se presentan las equivalencias propuestas entre dichos niveles y parámetros.

### **Costo energético**

El costo energético requerido para elevar la calidad del agua de un nivel a otro varía de acuerdo con el tipo de degradación entrópica que han sufrido las aguas y con la tecnología utilizada. En los ambientes naturales el reciclado se produce naturalmente y el gasto energético es la energía solar radiante requerida para evapotranspirar u oxigenar las aguas degradadas llevándolas al nivel de referencia. En los sistemas artificiales el reciclado o potabilización tiene lugar mediante el tratamiento de las aguas utilizando varios métodos y fuentes de energía. El gasto energético para evaporar agua de los cuerpos de agua naturales a una temperatura ambiente de 20° C es de 600,000 kcal por m<sup>3</sup>.

### **Los costos del reciclado artificial**

Las aguas degradadas o salinizadas (con nivel entrópico bajo) pueden ser recicladas o potabilizadas por medio de procedimientos artificiales. Las tecnologías utilizadas para ello son diversas. Los métodos más económicos son los biológicos, que implican utilizar la energía de la fotosíntesis (p. ej. lagunas de estabilización). En general se trata de sistemas apropiados para pequeños caudales (ciudades chicas y medianas). Para caudales mayores, provenientes de grandes zonas urbanas e industriales, se utilizan normalmente plantas de tratamiento más complejas que incluyen además el reciclado, descarte y/o incineración de lodos. En ambos casos (métodos biológicos y físico-químicos) el producto obtenido no posee calidad potable. Para lograrla se requiere utilizar métodos todavía más sofisticados y onerosos energéticamente (p. ej. destilación).

**Tabla VIII.7.9. Valor entrópico, DBO y DQO.**

Nivel entrópico	Valor entrópico	DBO Aguas naturales	DBO Aguas residuales	DQO Aguas residuales
10	1.00	000	Niveles 4 a 10 no corresponden a aguas residuales	Niveles de 4 a 10 no corresponden a aguas residuales
9	0.99			
8	0.96			
7	0.91	Hasta 10 mg/l		
6	0.84	10-20 mg/l		
5	0.75	20-30 mg/l		
4	0.64	30-45 mg/l		
3	0.51	45-60 mg/l	0-60 mg/l	0-120 mg/l
2	0.36	60-70	60-70 mg/l	120-140 mg/l
1	0.19	70-80	70-80 mg/l	140-160 mg/l
0	0	Menos de 80 mg/l	80-200 mg/l	160-400 mg/l
0 a -5	-0.21 a -2.25		Más de 200 mg/l	Más de 400 Mg/l
< -5	< -2.25	Tiende a 0	Tiende a 0	

## SECCIÓN VIII. ANÁLISIS CRÍTICO A UNA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS INAPROPIADA

La diferencia entre estos métodos es el costo. Los métodos biológicos son los más económicos y, en general, requieren gastos de operación mínimos, son variables de acuerdo con las condiciones geográficas del lugar, pero normalmente inferiores a 0.01 \$US por m<sup>3</sup>.

Los métodos físico-químicos (aguas de origen industrial) exigen inversiones considerables, del orden de 1,000 a 2,000 millones de dólares para un caudal de aguas residuales de 5 a 10 m<sup>3</sup> por segundo. Los gastos operativos son variables de acuerdo con las condiciones de cada caso pero, en promedio, pueden ser estimados en un 0.03 \$US por m<sup>3</sup> de agua tratada. Si se agrega el costo de depreciación del capital, el costo sería algo mayor, cercano a 0.05 \$US por m<sup>3</sup> (CUM, 1999; Tripower systems, 1997).

Los sistemas evaporativos son aún más costosos. La desalinización de 1 m<sup>3</sup> de agua de mar cuesta aproximadamente 3 \$US dólares por metro cúbico utilizando energía solar, mientras que usando combustibles fósiles o energía eléctrica el costo sería varias veces mayor (US\$ 10 a 50 dólares por m<sup>3</sup> dependiendo del costo del petróleo o de la energía eléctrica en cada lugar y sin considerar subsidios del Estado en el coste energético).

En términos de niveles entrópicos, el agua urbana e industrial tratada no excede el nivel entrópico 4 o 5, mientras que el agua evaporada/destilada alcanza un nivel 8 o 9. Ello muestra las limitaciones de la tecnología, aún extremadamente dependiente en el ciclo natural.

Así pues, los costos aumentan en forma logarítmica a medida que se eleva el nivel entrópico. Con la tecnología disponible, llevar el agua del nivel 1 o 2 al nivel 5 cuesta aproximadamente, entre 0.03 y 0.05 \$US por m<sup>3</sup>, mientras que llevarla hasta el nivel 8 cuesta de 100 a 300 veces más caro (3 a 10 \$US).

De la tabla VIII.7.10, se desprende como regla general aproximada que el valor en \$US se duplica o triplica para cada nivel, es decir, se desvaloriza dos o tres veces al descender un nivel. En realidad el costo monetario depende de la tecnología y de las cantidades de aguas residuales producidas/tratadas en un lugar dado.

Sin duda alguna, nuevas tecnologías más apropiadas podrían disminuir esa diferencia a 1.5 o 1.8 entre los niveles.

Lo expresado anteriormente depende de varios elementos que pueden modificar sustancialmente los resultados. El más importante es la tecnología, el costo tecnológico aumenta geoméricamente cada vez que se busca elevar un nivel más la calidad del agua. Por esa razón, se considera necesario aplicar un coeficiente tecnológico que le otorgue sentido y dimensión ilustrativa al valor entrópico.

**Tabla VIII.7.10. Costo aproximado para elevar el valor entrópico del agua.**

Nivel entrópico	Valor entrópico	Para elevar del nivel	Métodos bioquímicos para elevar	Métodos biológicos para elevar del
		correspondiente al nivel 8 (potable)(varios métodos)	del nivel correspondiente a un nivel 5 (para riego)	un nivel 5 (para riego)
		Costo aproximado por m <sup>3</sup> en \$US	Costo aproximado por m <sup>3</sup> en \$US	Costo aproximado por m <sup>3</sup> en \$US
10	1.00			
9	0.99			
8	0.96			
7	0.91	Menos de 0.05		
6	0.84	0.05-0.3		
5	0.75	0.1 a 0.5		
4	0.64	0.2 a 1	0.01-0.10	
3	0.51	0.4 a 3	0.02-0.15	
2	0.36	1 a 10	0.03-0.20	0.005- 0.10
1	0.19	3 a 30	0.05-0.20	0.01- 0.20
0	0		0.10 a 0.5	
0 a -5	-0.21 a -2.25	Más de 30	0.5 a 10	
< -5	< -2.25		> (0.5 a 10)	

## CAPÍTULO VIII.7. UNA PROPUESTA DE GESTIÓN ENTRÓPICA DE RECURSOS HÍDRICOS

Se propone multiplicar el valor entrópico  $V_e$  por un coeficiente tecnológico de valor 1 para las aguas con valor entrópico 0 (aguas marinas) duplicándolo para cada salto de nivel sucesivo. Esta duplicación trata de responder a las dificultades tecnológicas crecientes a medida que se procura aumentar la calidad del agua. En el último salto (de nivel 9 a nivel 10; equivalente a valores entrópicos de 0.99 y 1.00 respectivamente), el coeficiente tecnológico así calculado es igual a 512. Así, el valor corregido  $V_c$  se obtiene multiplicando el valor entrópico por el coeficiente tecnológico. En la tabla VIII.7.11, se presentan los coeficientes tecnológicos utilizables para cada nivel, y el valor corregido de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$V_c = V_e (C_t) \quad \text{[VIII.7.5]}$$

Donde:

$V_c$  = es el valor corregido

$V_e$  = es el valor entrópico

$C_t$  = es el coeficiente tecnológico

<b>Tabla VIII.7.11. Valor entrópico adaptado tecnológicamente.</b>			
Nivel entrópico	Valor entrópico	Coficiente tecnológico	Valor corregido (debido al coeficiente tecnológico)
10	1.00	1024	1024
9	0.99	512	507
8	0.96	256	246
7	0.91	128	116
6	0.84	64	54
5	0.75	32	24
4	0.64	16	10
3	0.51	8	4
2	0.36	4	1.4
1	0.19	2	0.38
0	0	1	0
0 a -5	-0.21 a -2.25	2 a 32	- 0.42 a - 72
< -5	< -2.25	> 32	> -72

### Consideraciones finales

La ubicación y disponibilidad de agua en las cuencas presentan una variabilidad espacio-temporal. Ello obliga a realizar el estudio de gestión con ayuda de herramientas que permitan una representación de las variables críticas en cuestión, relacionando el valor entrópico, los volúmenes disponibles y las demandas de volumen y calidad agua requeridos. Lo anterior es posible realizarlo a través del empleo de los sistemas de información geográfica (SIG) y del uso apropiado de técnicas de optimización con base en la premisa de entregar el volumen y calidad de agua requeridos al menor costo energético posible.

El próximo paso en el desarrollo de la metodología entrópica para la gestión integrada de cuencas hidrológicas consistirá en la construcción de algoritmos que conduzcan al uso práctico de la teoría aquí presentada.





# Capítulo VIII.8. La formación de redes en gestión integrada de recursos hídricos

## **La gestión del conocimiento para las redes de desarrollo de capacidades en GIRH**

La gestión del conocimiento para las redes de desarrollo de capacidades en Gestión Integrada de Recursos Hídricos (GIRH) significa la facilitación de conocimiento a diferentes niveles y para diferentes grupos destinatarios. La gestión del conocimiento en las redes trata acerca de cómo se crea un particular entendimiento, cómo se comparte con otras instituciones de desarrollo de capacidades y, finalmente, cómo se transfiere a grupos meta que son parte del sector del agua.

La gestión del conocimiento busca brindar herramientas para optimizar el control y la gestión de los factores de producción más importantes dentro de una organización, en este caso: el desarrollo de capacidades para la GIRH. Como se verá a partir de la definición de desarrollo de capacidades, esto no es un estado pasivo, sino un proceso continuo. El desarrollo de capacidades está dirigido al desarrollo institucional y para esto provee un marco para la transferencia de conocimiento, el desarrollo de habilidades y la facilitación del uso de estas capacidades. Se podría decir, entonces, que la gestión del conocimiento es parte de este proceso y del contexto de las redes para la GIRH; la gestión del conocimiento es una actividad estratégica para facilitar el desarrollo de capacidades.

## **Las redes como una respuesta eficaz para el desarrollo de capacidades en GIRH**

El desarrollo de capacidades es el proceso de implementación del fortalecimiento institucional. Brinda herramientas y conocimientos para iniciar, guiar y apoyar el desarrollo institucional. La mayoría de las actividades que implican desarrollo institucional conciernen a la transferencia de conocimiento, el desarrollo de habilidades y la facilitación del uso de esas capacidades. La capacidad ha sido definida como la habilidad de los individuos y de las organizaciones o las unidades organizacionales para desempeñar funciones de manera eficaz, eficiente y sustentable. Esto supone que la capacidad no es un estado pasivo sino parte de un proceso continuo (Alaerts *et al.*, 1996).

Hay una necesidad importante de desarrollo de capacidades en el sector del agua. El agua es un recurso clave para el desarrollo sustentable y para la reducción de la pobreza. Cada día aumentan los desafíos con los que se enfrentan los países en su lucha por el desarrollo económico y social con relación al agua. El sector del agua

## SECCIÓN VIII. ANÁLISIS CRÍTICO A UNA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS INAPROPIADA

muestra una crisis global emergente, que presenta escasez de agua, deterioro de la calidad, impacto de inundaciones, aumento de la competencia de uso, y problemas gubernamentales.

En este contexto, el concepto de Gestión Integrada de Recursos Hídricos (GIRH) –surgido de las conferencias internacionales sobre agua y medioambiente celebradas en Río de Janeiro y Dublín durante 1992- presenta una diversidad de principios en relación a la manera en que los recursos hídricos deben ser manejados y desarrollados. Estos principios son lineamientos dirigidos a promover el proceso de la gestión y el desarrollo coordinado del agua, de la Tierra y de los recursos relacionados, para maximizar los resultados económicos y el bienestar social de forma equitativa y sin comprometer la sustentabilidad de los ecosistemas vitales.

La GIRH aún está lejos de su implementación tanto en los países desarrollados como en aquellos en vías de desarrollo. Su naturaleza significa un cambio del desarrollo hacia la gestión del agua, y un desafío para el sector tradicional de los profesionales que trabajan de manera vertical. Hoy la necesidad es de integración entre sectores, entre usuarios, y a través de los diferentes componentes que intervienen en el ciclo del agua. Esto ha creado una necesidad urgente de mayores habilidades en torno a la gestión, a la reforma institucional, resolución de conflictos, habilidades sociales y de comunicación, tanto en los nuevos gestores del agua como en los existentes.

La necesidad de implementar la GIRH ha resultado en un renovado interés y apoyo para el desarrollo de aptitudes. Sin las capacidades adecuadas ni una base de conocimiento disponible sería prácticamente imposible cumplir con los cambios que se han identificado. Como parte de este proceso, las redes han sido diseñadas como herramientas eficaces para fortalecer las capacidades de los países ya que intercambian bases de información y permiten reunir la escasa experiencia disponible. A lo largo de este capítulo, se examina cómo operan las redes eficazmente a través de una estructura de gestión del conocimiento. Se prestará especial atención a LA-WETnet, una red regional de desarrollo de capacidades, y a la implementación de un programa de capacitación para capacitadores en GIRH, en América Latina.

### **LA-WETnet: una alianza que facilita el acceso, intercambio, transferencia y generación de conocimiento**

LA-WETnet (Red Latinoamericana de Desarrollo de Capacidades para la GIRH), es una red regional, autónoma y abierta, formada por instituciones comprometidas con el desarrollo de capacidades en el sector del agua.

LA-WETnet se formó en el año 2002, con la visión de convertirse en un punto focal para el desarrollo de capacidades para la GIRH en Latinoamérica. Esta red pretende contribuir al desarrollo sustentable del sector del agua, a través de la formación de una masa crítica para el desarrollo de recursos humanos. La red está conformada por instituciones dedicadas al desarrollo de capacidades como universidades, institutos de investigación, agencias sectoriales y asociaciones de profesionales, que al trabajar en alianza ofrecen servicios de capacitación, investigación, educación, e información de elevada calidad para toda la región, dentro de un esquema de costos efectivos.

### **Aplicando la gestión del conocimiento: una mirada a la estructura y estrategia de LA-WETnet**

Para cumplir con su misión y visión, LA-WETnet está concebida y estructurada como una organización de gestión del conocimiento. La red no es un simple arreglo formal de un número de instituciones con algún nivel de interacción, sino la operacionalización de un proceso activo de generación, intercambio, adaptación y transferencia de conocimiento. Al ser una red de desarrollo de capacidades, la gestión del conocimiento se halla en la esencia misma de LA-WETnet. La gestión del conocimiento facilita tanto el desarrollo de las capacidades como el crecimiento de la red. Es una actividad estratégica, y por consiguiente, es continua.

## CAPÍTULO VIII.8. LA FORMACIÓN DE REDES EN GESTIÓN INTEGRADA DE RECURSOS HÍDRICOS

**Cuadro VIII.8.1. Elementos de la gestión del conocimiento para el funcionamiento estratégico de la red.**

Elementos de la gestión del conocimiento	Aplicación en LA-WETnet
<p><i>Metas / objetivos de organización:</i> la gestión del conocimiento es una actividad dirigida a mejorar las habilidades de una organización para alcanzar resultados.</p>	<p><i>Objetivo de Desarrollo:</i> promover el desarrollo de los recursos humanos para la gestión integrada de los recursos hídricos en América Latina y mejorar el acceso al agua y el saneamiento para todos.</p> <p><i>Objetivos inmediatos:</i></p> <p>i) Fortalecer la capacidad de las instituciones formadoras de capacidades en la región, permitiéndoles que ofrezcan actividades de educación y capacitación en gestión integrada de recursos hídricos regionales.</p> <p>ii) Fortalecer la capacidad general humana e institucional dentro de las instituciones del sector del agua, a fin de contribuir a un uso sustentable e integrado de los recursos hídricos.</p>
<p><i>Estrategia:</i> la gestión del conocimiento es una actividad estratégica que sirve a la misión y los objetivos de la red. La manera, la calidad y cantidad de conocimiento que es creado, compartido y transferido refleja la política y estrategia de desarrollo de la red.</p>	<p><i>Principios estratégicos de LA-WETnet:</i> Fortalecer el anclaje local del proceso de aprendizaje: El foco debe ponerse en anclar la provisión de servicios de capacitación y fortalecimiento institucional en las instituciones locales, para que den respuesta a las necesidades y demandas locales y respondan a sus propias necesidades de formación de capacidad.</p> <p><i>Las alianzas pueden superar limitaciones de capacidad:</i> Las alianzas entre las instituciones formadoras de capacidad están surgiendo como una estrategia efectiva para compartir experiencia y conocimientos, y alcanzar la masa crítica de expertos requerida para responder a las demandas crecientes en función de una gestión sustentable de los recursos hídricos. Al mismo tiempo en que se construyen alianzas horizontales entre las instituciones formadoras de capacidad, es necesario asegurar que los requerimientos de quienes manejan el recurso agua, y los diseñadores de políticas sean tenidos en cuenta, a través de alianzas verticales.</p> <p><i>Responder a la demanda:</i> Los proveedores de capacitación deben ser motivados a adoptar un enfoque de respuesta a la demanda, identificando las necesidades inmediatas de la sociedad y respondiendo a ellas.</p>
<p><i>Motivación y facilitación:</i> para las redes, esto significa que la gestión del conocimiento busca motivar y facilitar el flujo y uso del conocimiento a través y entre sus miembros, hacia los grupos meta del sector; y de regreso a las redes para la generación de nuevo conocimiento. El conocimiento será generado y/o adaptado cuando sea necesario para ser aplicado al nivel local.</p>	<p><i>Estructura facilitadora:</i> La estructura de gestión de LA-WETnet funciona como un pequeño organismo de facilitación, apoyo y fortalecimiento regional de las instituciones regionales proveedoras de capacidades (miembros de la red) en su desarrollo de capacidades, y vinculando a la red con la comunidad global.</p> <p>La estructura de gestión de LA-WETnet y el Secretariado de LA-WETnet son vehículos para hacer operativos los objetivos de la red, construyendo capacidad por medio de una alianza regional y actividades compartidas. Nada se podría implementar dentro del marco de LA-WETnet sin la activa participación de sus miembros.</p> <p><i>Interacción global:</i> LA-WETnet es una red asociada a Cap-Net, Red Internacional de Desarrollo de Capacidades para la GIRH. El conocimiento local se beneficia de la experiencia internacional y de los recursos educativos cuando éstos no se encuentran disponibles a nivel local. Al mismo tiempo, LA-WETnet es un medio de colaboración con otras redes regionales y globales; una red regional involucrada en la comunidad global del agua es una eficiente herramienta de transferencia de conocimiento del ámbito mundial a la implementación en el campo.</p>
<p><i>Capacidad para interpretar datos e información:</i> el conocimiento excede a la información, y otorgar sentido a los datos y a la información para crear conocimiento es considerado aquí como la esencia del proceso de la gestión del conocimiento.</p>	<p><i>LA-WETnet funciona como una entidad para la facilitación y coordinación de:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• la optimización de los recursos (compartiendo, combinando y adaptando el conocimiento multidisciplinario y multisectorial),</li> <li>• la evaluación de las necesidades y demandas,</li> <li>• la participación de grupos de interés,</li> <li>• los vínculos globales e inter-regionales,</li> <li>• los programas de investigación,</li> <li>• los programas de capacitación de capacitadores,</li> <li>• otros programas de educación. A través de su colaboración con Cap-Net, el “estado del arte” del conocimiento en el ámbito mundial es traído a la región y las capacidades se nivelan en y entre los países.</li> </ul>

## SECCIÓN VIII. ANÁLISIS CRÍTICO A UNA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS INAPROPIADA

### “Conocimiento para la Acción” en la implementación de la GIRH

Weggeman (1997) define al conocimiento: “el conocimiento es una capacidad personal que debería ser considerada como el producto de la información, la experiencia, las habilidades y la actitud que una persona tiene en determinado momento”. Como se observa en esta definición, el conocimiento es algo más que información. Otros, como Murray (1999), sugieren que “el conocimiento es información transformada en capacidades para la acción eficaz. En efecto, conocimiento es acción”.

En este sentido, el conocimiento que se puede expresar en palabras y números es sólo la punta del iceberg, esto es, conocimiento explícito. Cuando este conocimiento se vuelve una capacidad, se involucra entonces el conocimiento tácito (experiencia, habilidades y actitud).

Michael Polanyi (1966) fue el primero en introducir la distinción que hoy se conoce al respecto. Él estableció que las personas crean conocimiento al involucrarse con el objeto; en este caso, proveedores de capacidades e implementadores de la GIRH. El conocimiento tácito y el explícito son complementarios entre sí, e interactúan y se condicionan mutuamente en las acciones de las personas. Esta interacción se conoce como conversión. Nomaka y Takeuchi (1995) y agregaron que esta conversión no tiene lugar *dentro* de los individuos sino *entre* los individuos.

El contexto de una red posibilita que este proceso tenga lugar a través de un ciclo, que se identifica como el ciclo de la gestión del conocimiento en las redes. El ciclo resulta en la creación de conocimiento, como una capacidad para la implementación de la GIRH.

El ciclo de la gestión del conocimiento es un mecanismo para vincular personas, y hacer posible la interacción del conocimiento explícito (información) con el conocimiento tácito (experiencia, habilidades y actitud). El resultado es que se genera conocimiento para fortalecer a las instituciones proveedoras de capacidades, y para fortalecer a los grupos meta en pos de la implementación de la GIRH. El ciclo del conocimiento es un ciclo social, en donde el conocimiento (acción) para apoyar a la implementación de la GIRH es creado dentro de un marco de interacciones.

El ciclo es positivo, ya que permite la creación de nueva información como resultado de la práctica (implementación de experiencias en la GIRH) y de la investigación. Esa nueva información –en forma de nuevo conocimiento explícito- se encuentra entonces disponible para, nuevamente, fluir dentro del ciclo.

Paralelamente, las redes regionales como LA-WETnet se vuelven relevantes a nivel global, ya que sus resultados se vuelven abiertamente disponibles en la forma de nueva información. Se reconoce la necesidad de información acerca de experiencias de implementación de la GIRH y otros conocimientos sobre GIRH que vayan más allá de los principios generales ya extensamente desarrollados.

El ciclo es el contexto en el que el conocimiento explícito y el tácito están presentes e interactúan continuamente, dirigiéndose al desarrollo de conocimiento (acción), objetivo final de las redes de desarrollo de capacidades.

### **El ciclo de la gestión del conocimiento: rompiendo las barreras verticales para el intercambio de información y el desarrollo de capacidades**

El ciclo de la gestión del conocimiento muestra un proceso de organización continuo en el que:

- i) El conocimiento de base es establecido;

- ii) El conocimiento es adaptado y compartido entre los miembros de la red;
- iii) El conocimiento es transferido a los grupos meta (usuarios del agua, coordinadores, profesionales de la GIRH);
- vi) El conocimiento es generado (a nivel local y global).

El poder de la gestión del conocimiento está en permitir a las organizaciones disponer y aumentar de forma explícita la productividad de estas actividades y destacar su valor como grupo, así como el de sus miembros individuales.

Para entender cómo opera el ciclo, se presenta el caso del programa de LA-WETnet de capacitación de capacitadores para la GIRH en Latinoamérica. El programa tiene el objetivo de construir una masa crítica de expertos para la GIRH, fortaleciendo las instituciones locales para que tengan un impacto a largo plazo y un desarrollo eficaz. El programa se implementa en conjunto con Cap-Net (Red Internacional de Desarrollo de Capacidades para la GIRH), como una forma de facilitar el acceso al conocimiento y a la información global.

El programa se dirige a los proveedores de capacidades que se encuentren activos en distintos temas vinculados con el agua. La estrategia implica desarrollar y brindar cursos de capacitación a los miembros de las redes, a nivel global y regional, para que luego se inicie un efecto en cascada a través de cursos dados a nivel de los países y de otras actividades relacionadas –como se verá más adelante–. Hasta el momento, el programa regional ha desarrollado cursos sobre los principios de la GIRH, la inserción del género en la GIRH, marcos legales y regulatorios para la GIRH y manejo de inundaciones y riesgos<sup>1</sup>. Durante el 2005 se realizarán, cursos sobre enfoques e instrumentos de negociación para la GIRH, e instrumentos económicos para la GIRH.

- *Acceso al conocimiento de base*: los principios estratégicos de LA-WETnet (alianzas para superar las barreras de capacidad, responder a la demanda y asentar el conocimiento localmente) y su asociación con la red global Cap-Net son mecanismos eficaces para acceder al conocimiento global y para que éste sea compartido y utilizado a nivel local. La estrategia de la red permite con costos efectivos participar en eventos internacionales, regionales y nacionales, que permiten a la red en su totalidad –y a sus miembros- estar en la cresta del conocimiento e incorporar esto a sus programas de trabajo. Un programa de acción, como el de Capacitación de capacitadores (CpC) a nivel regional, implementado en conjunto con una red global asegura el acceso al estado del arte del conocimiento como base para compartir información. Más aún, la relevancia del conocimiento local no puede ser subestimada, lo que destaca la importancia de una fuerte red en términos de membresía. La GIRH sólo puede ser implementada a nivel local; en el caso de LA-WETnet, el conocimiento local es utilizado en combinación con el conocimiento global, resultando en un fortalecimiento eficaz para el desarrollo del sector y para romper las barreras verticales de intercambio de información.

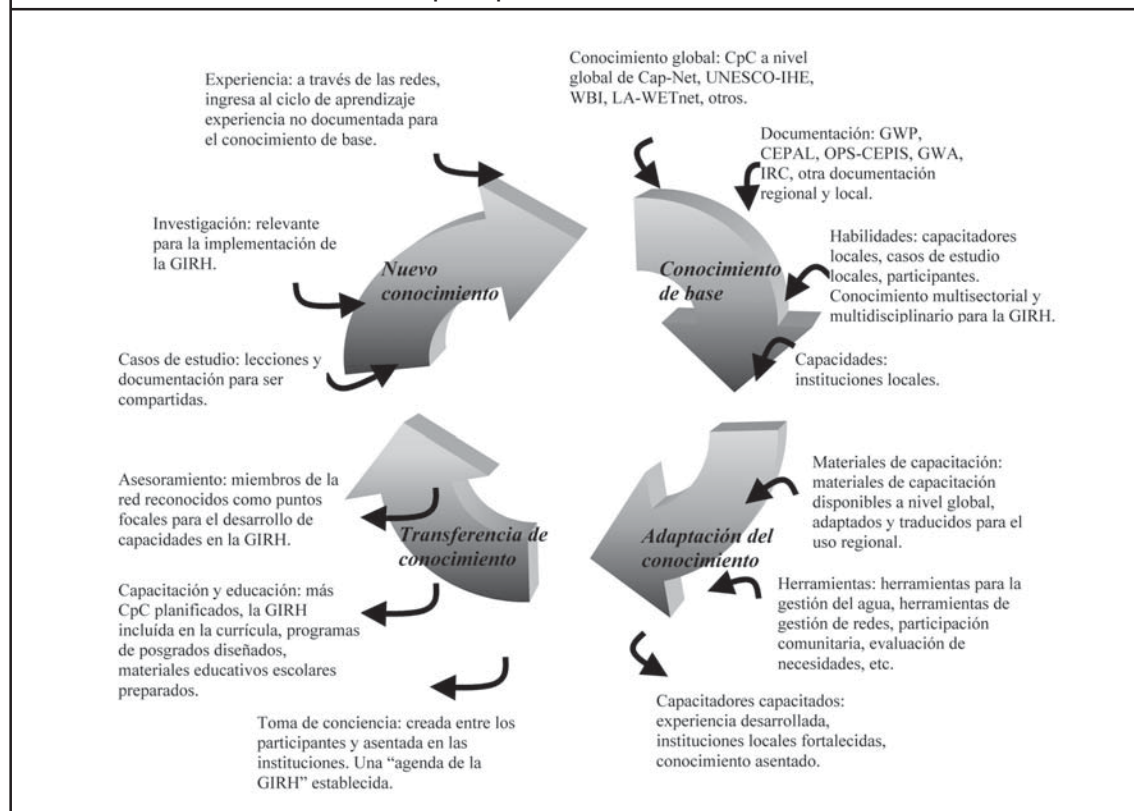
- *Adaptación e intercambio de conocimiento para una relevancia local*: en el campo de la GIRH, no es sólo una cuestión de compartir y distribuir conocimiento, sino también una cuestión de adaptarlo. Esta necesidad es aún mayor cuando el conocimiento disponible es genérico; por ejemplo, el conocimiento (conceptual) de la

---

1. Estos cursos se llevaron a cabo con socios como Cap-Net, Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria (CEPIS), Centro Interamericano de Recursos del Agua, UAEM (CIRA-UAEM), Red Iberoamericana de Potabilización y Depuración del Agua-Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo (RIPDA-CYTED), Alianza de Género y Agua (GWA), Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA), Red Centroamericana de Instituciones de Ingeniería (REDICA), Alianza Mundial del Agua-Comité Técnico Asesor para América del Sur (GWP SAMTAC), Red Argentina de Desarrollo de Capacidades para la GIRH (ArgCap-Net), Instituto Ipanema y varias organizaciones que colaboraron.

## SECCIÓN VIII. ANÁLISIS CRÍTICO A UNA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS INAPROPIADA

**Diagrama VIII.8.1. Ciclo de la gestión del conocimiento para el Programa Latinoamericano de Capacitación para Capacitadores en GIRH de LA-WETnet**



GIRH. Éste debería estar disponible para servir al propósito de desarrollar capacidades locales, apoyando la implementación de la GIRH –que sólo puede ser local–. El conocimiento necesita ser capturado y representado para que lo utilicen grupos específicos, en contextos y tiempos específicos. La adaptación del conocimiento incluye actividades como la fusión, síntesis, combinación y creación. A través de una estrategia de descentralización de la red, en donde los miembros están presentes todo el tiempo, el conocimiento fluye inmediatamente vinculando los proyectos y actividades en el campo, ya que los miembros sólo se involucran al responder a sus propias necesidades e intereses. En este sentido, la red es una respuesta eficaz y crece por los programas en vigencia.

- *Transferencia de conocimiento:* el desarrollo de capacidades es una cuestión de transferencia de conocimiento. Un programa de CpC apoya el fortalecimiento de las instituciones locales, y construye una masa crítica de expertos (agentes del cambio) que es capaz de proveer capacidad y asentarla en la agenda de la GIRH

2. En noviembre de 2003, en Lima, Perú, LA-WETnet realizó junto con el CEPIS un curso de CpC regional sobre los principios básicos de la GIRH. El curso de CpC regional fue una continuación del curso de CpC global que tuvo lugar en junio de 2003 en Neuchatel, Suiza, organizado por Cap-Net, en alianza con el Instituto del Banco Mundial, la Universidad de Neuchatel y UNESCO- Instituto de Educación del Agua (IHE).

a nivel local. El curso de LA-WETnet realizado en Lima<sup>2</sup>, es un buen ejemplo para mostrar cómo la red integra las habilidades de los miembros, en el sentido de que distintos especialistas aportan su particular conocimiento al curso y reciben el de otros, para resultar en una combinación de una perspectiva holística. Participaron diferentes tomadores de decisiones, y se creó una extensa masa de conocimiento que dio inicio a una transferencia continúa.

• *Generación de conocimiento*: las redes pueden jugar un rol clave en la generación de conocimiento. A pesar de que no sea su prioridad, se genera conocimiento a través de distintas vías como la investigación, preparación de casos de estudio, mejores prácticas, lecciones y experiencia acumulada. Este conocimiento reingresa al ciclo del conocimiento a la vez que se desarrollan capacidades y se incorporan a la base de conocimiento disponible. Los principios genéricos de la GIRH están ampliamente desarrollados, pero el proceso de entendimiento y elaboración sobre los mejores modos de gestionar el agua continúa. Se está permanentemente estudiando información específica sobre diversos aspectos y las redes tienen una gran importancia en la incorporación de experiencias y en su relación con los proyectos de campo. Entre la literatura de conocimiento, se enfatiza la necesidad de información interdisciplinaria; esto se debe considerar como un aporte esencial, especialmente al tratar con un tema como la GIRH. La información periférica, “información al borde que derivará en nuevas ideas” (Martín, 1997), es también apropiada cuando se trata de la GIRH, ya que la demanda es de integración de sectores, usuarios, y componentes del ciclo del agua. Como se ha visto, esta es la estrategia esencial que se encuentra en el centro de las redes de desarrollo de capacidades para la GIRH.

### **Principales resultados y conclusiones de la gestión del conocimiento en las redes de desarrollo de capacidades**

Las redes de desarrollo de capacidades resultan ser estrategias innovadoras para apoyar el desarrollo. Su nivel de impacto está en relación directa con sus niveles de actividad y operación. Las redes, como LA-WETnet, Cap-Net u otras, no son intenciones o expresiones formales, sino la operacionalización de un proceso activo de generación, adaptación, intercambio y transferencia de conocimiento. Este proceso resultará en un impacto a largo plazo, ya que se está construyendo sobre la riqueza del conocimiento y las capacidades locales.

La gestión del conocimiento para las redes de desarrollo de capacidades, asegura:

- El desarrollo efectivo de nuevo conocimiento, y una eficiente combinación del mejor conocimiento disponible (sinergia entre miembros, alianzas nacionales e internacionales) aplicable a nivel local y disponible como parte de una base de conocimiento global.
- Distribución del conocimiento dentro de la red y transferencia a los grupos meta en el sector del agua.
- Asentamiento local del conocimiento, para el acceso y el desarrollo local.

### **Conclusiones**

Es posible mencionar que la gestión del conocimiento mejora el desempeño de la red, ya que:

1. *Hace que los procesos sean visibles*. Para una red, la manera más activa de ganar visibilidad es a través de la gestión del conocimiento. Por más importante que sea para las redes contar una estructura formal, éstas adquieren realidad una vez que sus operaciones han comenzado.



## SECCIÓN VIII. ANÁLISIS CRÍTICO A UNA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS INAPROPIADA

2. *Promueve la aceptación de políticas.* En el caso de las redes, se trata de promover y generar conciencia sobre la necesidad de la GIRH. El centro del contenido es la GIRH y a medida que circula conocimiento, las políticas tienen mayor impacto en el sector y en los grupos relacionados, incluyendo a los tomadores de decisión y a los gobiernos.

3. *Facilita la construcción de plataformas.* El ciclo de la gestión del conocimiento requiere un efectivo trabajo en red. Sin la participación efectiva de los miembros de la red y los grupos beneficiarios, no habrá una verdadera gestión del conocimiento. El desarrollo de la red y la gestión del conocimiento son procesos simultáneos que contribuyen entre sí.

4. *Permite el continuo desarrollo de capacidades y apoyo a los proyectos del campo.* Para que el conocimiento fluya y las redes sean eficaces, la acción es esencial. Las redes son eficaces cuando operan; los miembros aportan a los programas vigentes y se benefician de la extensa acumulación de experiencia y conocimiento. Esto mantiene el ciclo activo y se planifican continuamente nuevas actividades en pos del desarrollo de capacidades.

Así pues, la gestión del conocimiento en las redes facilita tanto la provisión de capacidades como el desarrollo de la propia red. Debería ser visto como una actividad de desarrollo estratégico, y por consiguiente, continua. Las redes no deben obviar la gestión del conocimiento hasta que estén establecidas, sino que deben utilizarla como un mecanismo de fortalecimiento. El contenido del conocimiento cambia cuando se genera nuevo conocimiento y se responde a las demandas, pero el ciclo crece positivamente brindando relevancia y sustentabilidad a las redes de desarrollo de capacidades.

## ■ BIBLIOGRAFÍA

Alaerts, G.; F. Hartvelt y F. M. Patorni (1996). "Water sector Capacity Building: Concepts and Instruments", *Proceedings of the Second UNDP Symposium on water Sector Capacity Building, Delft, 1996*. Balkema, Rotterdam, The Netherlands.

Álvaro, J.A. (1995). *Impacto sobre el medio ambiente de embalses y centrales hidroeléctricas. Gestión de proyectos estudios medioambientales*. Editorial Iberdrola. Madrid, España.

American Public Health Association, American Water Works Association and Water Pollution Control Federation (APHA-AWWA-WPCF) (1992). *Métodos Normalizados para el análisis de aguas potables y residuales*. Ed. Díaz de Santos, Madrid, España.

Arce, M. M. (2004) *Transversalizando el enfoque de género en la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos*. Secretaría de la Alianza de Género y Agua. [www.genderandwateralliance.org](http://www.genderandwateralliance.org).

Antón, D.; C. Díaz Delgado (2002). *Sequía en un mundo de agua*. Versión digital. <http://hidrored.com>. ISBN: 9974-7571-4-2. Piriguazú ediciones-CIRA-UAEM, México.

Avila, Pérez P.

\_\_\_\_\_ (1995). *Evaluación de los metales pesados Cr, Fe, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb y Hg en agua, sedimento y lirio acuático (Eichhornia crassipes) de la Presa José Antonio Alzate, Estado de México*. Tesis de maestría. Facultad de Química, Universidad Autónoma del Estado de México.

\_\_\_\_\_ (2001). *Dinámica de metales pesados no esenciales en la interacción agua-sedimento-biota de la Presa José Antonio Alzate*. Tesis de doctorado. Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de México.

\_\_\_\_\_; J. A. García Aragón; C. Díaz-Delgado; S. Tejeda-Vega y R. Reyes-Gutiérrez (2002). "Heavy Metal Distribution in Bottom Sediments of a Mexican Reservoir", *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 5 (2): 205-216.

\_\_\_\_\_; M. Balcázar, G. Zarazúa-Ortega; I. Barceló-Quintal y C. Díaz-Delgado (1999). "Heavy Metal Concentrations in Water and Bottom

## SECCIÓN VIII. ANÁLISIS CRÍTICO A UNA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS INAPROPIADA

- Sediments of a Mexican Reservoir", *The Science of the Total Environment*, 234: 185-196.
- Avilés, J. y M. Toro (1991). "Indicadores biológicos de la calidad de las aguas. Aplicación en la cuenca del Tajo", *Ingeniería Civil*, 80: 23-28.
- Baeza, D. y D. García del Jalón (2002). "Avances y aspectos no resueltos en la estimación de regímenes de caudales ecológicos", en *III Congreso Ibérico Sobre Gestión y Planificación del Agua*, Universidad de Sevilla, España.
- Barceló, Q. I.  
\_\_\_\_\_ (2000). *Estudio de la movilidad de Ca, Cd, Cu, Fe Mn, Pb y Zn en sedimentos de la presa José Antonio Alzate en el Estado de México*. Tesis de doctorado. Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de México.
- \_\_\_\_\_; J.A. García-Aragón; P. Avila-Pérez y H. Solís-Correa (1996). *La presa José Antonio Alzate y el desarrollo del Valle de Toluca*. Proceedings of the Engineering in Sustainable Development. FIUAEM. Toluca, México.
- Barrios-Ordoñez, J.E. e I.D. González-Mora (1999). *Indicadores ambientales de la calidad del agua*. No. 42, mayo-junio. Instituto de Ingeniería-UNAM y Red Nacional de Monitoreo, Gerencia de Saneamiento y Calidad del Agua, Comisión Nacional del Agua, México.
- Blanco, L.; G. Rodríguez e I. Brenes (1999). "Propuesta para la construcción de las políticas de desarrollo rural del Ministerio de Agricultura de Costa Rica", *Foro Nacional de Concertación. Agenda Política de Mujeres*. San José, Costa Rica.
- Bovee, K.D. (1982) "Aguide to Stream Habitat Analysis Using the Instream Flow Incremental Methodology", *Instr. Flow inf.* Paper 12. USDI Fish and Wild Serv. Washington.
- Brundtland, G.H. (1987). *Our Common Future*. (conocido como el Reporte Brundtland). Abril, UN Commission for Sustainable Development.
- Carrera-Fernandez, J. y Garrido, R. J. (2001). "Teorías e metodologías de cobrança pelo uso da água en bacias hidrográficas", *Economía, Niterói-RJ*. V. 2, Núm. 2.
- CNA (1993). *Presas de México*. Vol. V. Gerencia de Información y Participación Ciudadana, Comisión Nacional del Agua. Grupo Impergraf.

Colomer, M.R.

\_\_\_\_\_ (1992). "Evolución de las poblaciones de zooplancton a lo largo de una cadena de embalses del río Navia", *Ingeniería Civil*, 86: 53-64.

\_\_\_\_\_ (1998). "El uso del zooplancton como indicador biológico de la calidad del agua en 26 embalses españoles", *Ingeniería Civil*, 105: 55-63.

Colwell, R.R.; R.K. Sizemore; J.F. Carney; J.D. Nelson; J.H. Pickar; J. Schwarz; J.D. Walker; R. Morita; S.D. Van Valkenburg y R.T. Wright (1975). *Marine and estuarine microbiology laboratory manual*. University Park Press, United States of America.

Contreras, E.F. (1994). *Manual de técnicas hidrobiológicas*. Ed. Trillas.

CUM (1999). *Communauté Urbaine de Montreal*. <http://www.cum.qc.ca/cum-an/station/couxstaa.htm>.

Díaz-Delgado, C.; E. Quentin; R. Maya; R. Albitar; K.M. Bâ y M.V. Esteller (2004). *Sistema de información para las cuencas hidrológicas del Estado de México, SICHEM 1.0*. Laboratorio de Hidrogeomática del Centro Interamericano de Recursos del Agua, Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de México.

Edmonson, W.T. (1959). *Fresh water biology*. 2<sup>nd</sup>, ed. John Wiley and Sons, New York.

Faustino, J. et al. (1993). *Programa Manejo Integrado de Recursos Naturales*. Área de Manejo de Cuencas. CATIE, Costa Rica,

Fernández, J. C. (1997). *El agua como fuente de conflictos*. Oficina Regional de Ciencia y Tecnología de UNESCO. <http://www.unesco.org.uy/phi/libros>.

Funcate–Fundação de Ciência, Aplicação e Tecnologia Espaciais (2000). *Projeto de transposição de Águas do São Francisco*. Brasília.

Garrido, R. (1996). *Transposição do rio São Francisco: a falta da verificação de requisitos básicos*. CIRA–Centro Interamericano de Recursos da água. UCSAL. XI Seminário Curso. Salvador.

Gazeta Mercantil/Gazeta do Nordeste (2000). *Suplemento Especial: água e energia*. Salvador. 25 de julho.

Gerder, R.J. y B.A. Osborne (1992). "Algal Photo-synthesis, the Measurement of Algal Gas Exchange", *Ocurrent phycology*. 2 ed. Chapman and Hall. N. Y.

## SECCIÓN VIII. ANÁLISIS CRÍTICO A UNA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS INAPROPIADA

- Global Water Partnership (2002). *Hacia la seguridad hídrica: un plan para la acción. Visión Global del Agua*. Presentación CD.
- Gómez B. y A. Paniagua (1996). "Caracterización sociodemográfica de la sensibilidad ambiental en España". *ICE Recursos, ambiente y sociedad*. Madrid.
- Gómez Orea, D. (2003). *Evaluación de impacto ambiental. Un instrumento preventivo para la gestión ambiental*. 2ª edición revisada y ampliada. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid-Barcelona-México.
- Gómez, B.C. (1999). *Actitudes y comportamientos hacia el medio ambiente en España*. Ed. C.I.S. Madrid.
- Governo do Estado da Bahia. (2000). *Transposições de bacias: comentários ao projeto do Ministério da Integração Nacional para o São Francisco*. SEPLANTEC. Salvador: fevereiro, 2000. MIN-Ministério da Integração Nacional. Projeto São Francisco: Relatório Síntese. Brasília, janeiro.
- Granados, J. G. (1978). *Contribución al conocimiento de la comunidad de copépodos (crustacea-copepoda) de los bordos de Guerrero, México*. Tesis profesional. Universidad Autónoma del Estado de Morelos.
- Gymer, R.G. (1973). *Chemistry an ecological approach*. Harper and Row Pub.
- Instituto de Recursos Mundiales (1992). *Recursos Mundiales 1992-1993. Una guía para el ambiente mundial*. En colaboración con el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente y el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. Oxford University Press.
- King, R.B.; M.G. Long y K.J. Sheldon (1992). *Practical Environmental Bioremediation*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- LANFI (1991). *Muestreo y análisis fisicoquímicos, bacteriológicos de aguas residuales*. Laboratorios Nacionales de Fomento Industrial.
- Ley española No 29 (1985). Ley de Aguas. 2 de agosto.
- López-Camacho, B. (1997). "La escasez del agua y el modo de abordarla: nuevos abastecimientos versus water conservation", en José Manuel Naredo (ed). *La economía del agua en España*. Fundación Argentaria, Madrid.
- Macías, A.M. y M. P. Ojeda. (1.989). "Acerca de la revolución burguesa y su reforma agraria. La desamortización del agua", en *Anuario de Estudios*

- Atlánticos*. Núm. 35. Ed. Madrid.
- Margalef, R. (1989). *Ecología*. Omega, Barcelona, España.
- Martin, P. (1997). "The innovative process and the online information channel", en Ruggles III, R.L. (Editor). *Knowledge Management Tools*.
- Martínez, C.L.R. (1998). *Ecología de los sistemas acuícolas*. AGT, México, D. F.
- Maskew, G.; J. Geyer y D. Okun (1992). *Ingeniería sanitaria y de aguas residuales*. Vol. 1. Ed. Limusa S. A. Grupo Noriega Editores.
- McEldowney, S.; D.J. Hardman y S. Waite (1994). *Pollution: Ecology and Biotreatment*. Longman Scientific and Technical.
- MME–Ministério das Minas e Energia (1998). *Transposição das Águas do São Francisco e Tocantins para o Semi-Árido Nordestino*. Brasília.
- MOPT (1989). *Guías Metodológicas para la elaboración de Estudios de Impacto Ambiental. 2 Grandes Presas*. Monografías de la Secretaría de Estado para las Políticas del Agua y el Medio Ambiente. Ministerio de Obras Públicas y Transportes, Secretaría General Técnica, Centro de Publicaciones, España.
- Murray, Ph. C. (1999). "Core concepts of knowledge management", en Beijerse, R. *Questions in Knowledge Management: defining and conceptualising a phenomenon*. [www.ktic.com/topic6/13\\_term2.html](http://www.ktic.com/topic6/13_term2.html)
- NOM (1996). *Normas Oficiales Mexicanas*: NOM-001-ECOL-1996; NOM-002-ECOL-1996; NOM-003-ECOL-1997.
- Nonaka, I. y H. Takeuchi (1995). "The knowledge creating company", en Beijerse, R. (1999). *Questions in Knowledge Management: Defining and Conceptualising a Phenomenon*. New York.
- OEA (2003). *Elementos para la incorporación de la transversalidad de género en la Organización de los Estados Americanos*, en [http://www.oequatemala.org/genero\\_publicacion\\_pal](http://www.oequatemala.org/genero_publicacion_pal)> (febrero).
- Ortiga, R. e I. Rodríguez-Muñoz (1994). *Manual de gestión del medio ambiente*. Editorial Fundación Mapfre, Madrid, España.
- Pace, M. L. y J.D. Orcutt (1981). "The Relative Importance of Protozoans, Rotifers, and Crustaceans in a Freshwater Zooplankton Community", *Lymnology and Oceanography*, 26 (5): 822-830.

## SECCIÓN VIII. ANÁLISIS CRÍTICO A UNA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS INAPROPIADA

- Pedregal, B. (2002). "Planificación hidrológica y demografía: el estudio de la población en relación con los modelos de gestión del agua", *III Congreso Ibérico Sobre Gestión y Planificación del Agua*. Universidad de Sevilla, España, ISBN: 699-9558-8, 738-744 pp.
- Plan de Aplicación de las Decisiones de la Cumbre Mundial sobre el Desarrollo Sostenible (2003), en [http://www.un.org/esa/sustdev/documents/WSSD\\_POI\\_PD/](http://www.un.org/esa/sustdev/documents/WSSD_POI_PD/)
- Polanyi, M. (1966). "The Tacit Dimension. Gloucester, MA", en Beijerse, R. (1999). *Questions in Knowledge Management: Defining and Conceptualising A Phenomenon*.
- Population, Environment and Development Naciones Unidas (2001). Cartel mural. Nueva York: División de Población, Departamento de Asuntos Económicos y Sociales, Naciones Unidas.
- Programa de Acciones Estratégicas para la Gestión Integrada de la Cuenca del Río San Francisco y de la zona costera. (2003). *Proyecto ANA/GEF/PNUMA/OEA*. <http://www.ana.gov.br/gefsf/>
- Radwan, S. y B. Popiolek (1989). "Percentage of Rotifers in Spring Zooplankton in Lakes of Different Trophy", *Hydrobiologia*, 186: 235-238.
- Ramsar (1999). *Los humedales y el cambio climático*. Octubre. UICN. [http://www.ramsar.org/key\\_unfccc](http://www.ramsar.org/key_unfccc)
- Reporte de la 12va reunión de la Comisión de Desarrollo Sostenible de Las Naciones Unidas.
- Reporte del II Grupo de Trabajo del IPCC. <http://www.ipcc.ch/pub>
- Reporte del IPCC (2001). <http://www.greenfacts.org/es/cambio-climatico/n-3/cambio-climatico>
- Rosas, I.; A. Velasco; R. Belmont; A. Báez y A. Martínez (1993). "The Algalk Community as an Indicator of the Trophic Status of Lake Patzcuaro, Mexico", *Environ. Pollut.* 80: 255-264.
- Saldaña Fabela, M.P. (1995). *Evaluación del impacto del plomo en el recurso hidrológico del Estado de Morelos*. Tesis de maestría. Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Ciencias, México, D. F.
- Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología (SEDUE) (1989). "Criterios

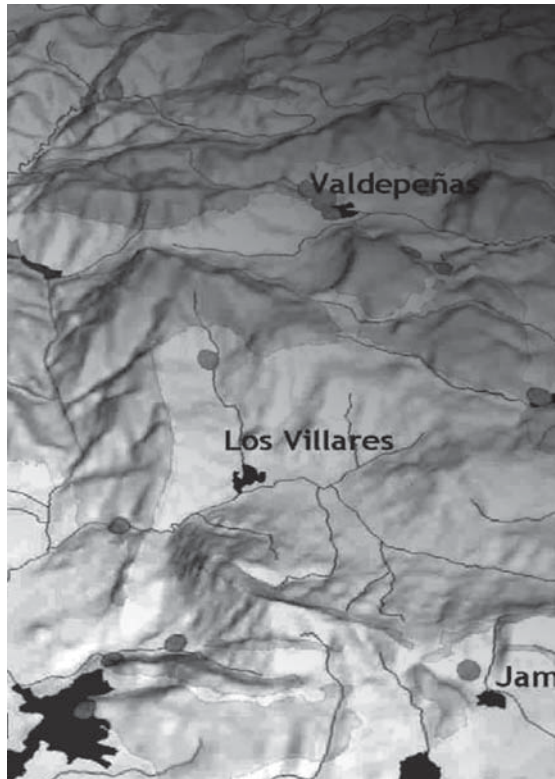
- Ecológicos de Calidad del Agua, CE-CCA-001/89". *Diario Oficial de la Federación*, 2 de Diciembre.
- SEPLAN-PR-Secretaria de Planejamento, Orçamento e Coordenação da Presidência da República (1994). *Projeto Aridas-uma estratégia de desenvolvimento sustentável para o Nordeste*. Brasília, SEPLAN-PR.
- Singh, V.J. (2000). "The Entropy Theory as a Tool for Modelling and Decision-Making in Environmental and Water Resources", *Water SA*. Vol. 26, No.1. <http://www.wrc.org.za>
- SRH-RN-Secretaria de Estado dos Recursos Hídricos (1998). *Plano Estadual de Recursos Hídricos do Rio Grande do Norte, Natal*, novembro.
- Stiegler, B. (2003). *Género, poder y política*. <<http://library.fes.de/fulltext/iez/01658b.htm>>. Fiedrich Ebert Stiftung.
- Tripower Systems L.L.C. (1997). *American Power Conference, 1997 Annual Meeting*. Chicago, Illinois, <http://www.tripowersystems.com>.
- UFRN-Universidade Federal do Rio Grande do Norte (2000). *A transposição do rio São Francisco e o RN. Comissões de Estudo dos Aspectos Hidrológicos e Sócioeconômicos do Projeto do São Francisco, Natal*, julho.
- UNA (2002). *Modelo Nacional para la Gestión Integrada de Cuencas Hidrográficas*. Promovido por ICE, en asocio con la Red Nacional de Cuencas y con el apoyo técnico y logístico de la Universidad Nacional de Costa Rica. Noviembre.
- United Nations Division for Sustainable Development-Commission on Sustainable Development. <http://ods-dds-ny.un.org/doc/UNDOC>
- United States Census Bureau (2000). *First Census 2000 Results: Resident Population and Apportionment Counts*. United States Census Bureau. Washington, D.C.
- USEPA (1972). *Manual of Methods for Chemical Analysis of Water and Wastes Office of Technology Transfer*. United States Environmental Protection Agency.
- Vásquez, E. y J. Rey (1992). "Composition, abundance and biomass of zooplankton in Orinoco floodplain lakes, Venezuela", *Annals Limnol.* 28 (1): 3-18.



## SECCIÓN VIII. ANÁLISIS CRÍTICO A UNA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS INAPROPIADA

- Vásquez, M.A. (1988). "Análisis de las condiciones ecológicas de la Presa José Antonio Alzate, Alto Lerma y del desarrollo de la pesquería de *Daphnia sp.*", *Reporte Final de Investigación*. Facultad de Agronomía, Universidad Autónoma del Estado de México.
- Von Braun, J. (s/f). *Suministro global de agua para el año 2025. Posibilidades de evitar la crisis*. Instituto Internacional de Política Alimentaria (IFPRI) <http://www.cima.org.ar/cimawebnueva/aguadulce.html>
- Weggeman, M.C. (1997). "Kennismangement. In-richting en besturing van kennisintensieve organisaties. Schiedam, The Netherlands", en Beijerse, R. (1999). *Questions in Knowledge Management: Defining and Conceptualising a Phenomenon*.
- Wetzel, R. G. (1975). *Limnology*. Saunders College Publishing, Pha.
- Yung, K. (1991). *Género y desarrollo: un enfoque relacionado*. Citado por ACIDI/MATCH y reproducido en la *Guía Metodológica para incorporar la dimensión de género en el ciclo de proyectos de la FAO*. Mimeo inédito.

## SECCIÓN IX



*Uso integrado  
del agua: casos  
de estudio*



# Introducción

La utilización de una única fuente de agua para satisfacer una determinada demanda hídrica da lugar en numerosas ocasiones a fallos en el suministro. Este hecho ha dado lugar al nacimiento del concepto de utilización conjunta de las aguas superficiales y subterráneas, como una filosofía de gestión hídrica que pretende el uso planeado y coordinado de ambas fuentes de agua para la mejor satisfacción de la demanda.

Una reciente publicación (Llamas *et al.*, 2001), realizada por la Fundación Marcelino Botín, establece que la utilización conjunta consiste en aprovechar las características diferentes y complementarias de las aguas superficiales y subterráneas mediante una gestión hídrica que considere ambas componentes, ya que su empleo conjunto puede proporcionar una mayor disponibilidad de agua, así como ventajas funcionales y económicas.

Junto a esta definición se han seleccionado, dentro del presente apartado, como representativas de la literatura técnica que trata los aspectos ligados a la gestión y planificación conjunta de los recursos hídricos, otras tres.

La primera de ellas (Morel-Seytoux, 1985) concibe el uso conjunto como un esquema de gestión hídrica que aprovecha la complementariedad existente entre aguas superficiales y subterráneas para conseguir, mediante la operación de ambas componentes, un beneficio mayor que el obtenido cuando se actúa por separado.

La segunda (Sahuquillo, 1985) designa como uso conjunto o utilización conjunta la inclusión de las aguas subterráneas en un sistema de recursos hidráulicos para conseguir mejores resultados al poder aprovechar las diferentes características de las aguas superficiales y de los acuíferos.

La tercera, que es la propuesta en el borrador del *Libro Blanco del Agua de España* (MIMAN, 2000), considera como utilización conjunta de recursos superficiales y subterráneos el uso planeado y coordinado de ambas fuentes para la mejor satisfacción de la demanda.

Así pues, se puede concretar que el uso conjunto es una filosofía de gestión hídrica, cuya implantación práctica precisa, como paso previo a su establecimiento físico, de un detallado análisis del sistema de recursos hídricos que, en la mayor parte de los casos, se deberá afrontar mediante modelación matemática, ya que es necesario manejar complicadas hipótesis de gestión, que incluyen tanto la utilización de recursos superficiales como subterráneos e incluso no convencionales (aguas residuales depuradas y aguas desaladas), hasta seleccionar la mejor opción posible entre un gran número de posibilidades.

Se trata por lo tanto de un problema de optimización de la gestión del recurso hídrico, que normalmente sólo contempla aspectos de cantidad ligados a consideraciones de carácter económico y a la faceta legal que lo hace viable. Este supuesto no implica que en determinados casos se consideren hipótesis de gestión fundamentadas en la mejora de la calidad de recurso hídrico o en la conservación del medio ambiente. No obstante, es preciso indicar que los aspectos cualitativos del uso conjunto se encuentran todavía insuficientemente desarrollados (Custodio, 2000). Algo parecido ocurre con los aspectos medioambientales en lo que se refiere a la fijación y definición de caudales ecológicos establecidos mediante la aplicación de criterios conservacionistas.



# Capítulo IX.1. Generalidades del uso conjunto de aguas superficiales y subterráneas

El uso conjunto, concebido como un problema matemático de optimización, se afronta mediante el denominado análisis de sistemas, que es un estudio analítico que ayuda al encargado de tomar decisiones a identificar y seleccionar una alternativa entre un gran número de ellas (Andreu, 1993).

El análisis de sistemas no es una técnica cuyo empleo sea exclusivo de la gestión hídrica, sino más bien una herramienta operativa en cualquier campo o problema que precise de un dictamen.

Cuando el sistema que se analiza es sencillo, esta metodología se puede aplicar mediante un simple análisis conceptual puesto que se maneja un volumen pequeño de datos. Ahora bien, cuando el sistema es complejo y el número de variables y parámetros elevado, surge la necesidad de considerar el empleo de modelos matemáticos, puesto que una computadora posee una gran velocidad de cálculo que permite tratar una cantidad ingente de información en un corto espacio de tiempo. En este sentido, se puede confirmar la reciente utilización de los modelos matemáticos en el tratamiento de los problemas que afectan a la gestión e investigación de los recursos hídricos (Andreu *et al.*, 1993). De hecho, el empleo del análisis de sistemas es de uso común en la evaluación de cualquier esquema de gestión de recursos hídricos superficiales.

Evidentemente, hasta hace muy pocos años, los modelos de gestión hídrica, que pretendían incluir a los acuíferos, se encontraban limitados por una enorme complejidad, que venía derivada de la no linealidad que afecta al problema matemático de incluir a estos elementos de almacenamiento subterráneo en el esquema de gestión de las aguas superficiales. Este hecho provocaba que la operatividad del uso conjunto, en el ámbito de la planificación hidrológica, estuviera condicionada por la necesidad de incorporar una herramienta informática capaz de analizar y simular conjuntamente el complejo comportamiento de acuíferos e infraestructura hidráulica tanto de tipo superficial como de índole no convencional.

Este escenario ha cambiado últimamente gracias a los importantes avances acaecidos en la modelación matemática del uso conjunto, principalmente, a partir de un soporte informático desarrollado íntegramente en España (Sahuquillo, 1993 y 1996), por lo que no existe ninguna razón de índole técnico que impida aplicar y elaborar, para cada una de las cuencas hidrográficas del estado español o de cualquier otro país del mundo, un modelo de simulación que contemple las aguas superficiales, las subterráneas y los recursos no convencionales. Así como simular diferentes hipótesis de gestión que determinen la forma y cuantía en la cual interviene cada tipo de recurso hídrico.

## SECCIÓN IX. USO INTEGRADO DEL AGUA: CASOS DE ESTUDIO

### El modelo simges de simulación de la gestión hídrica

Existen en el mercado diversos modelos matemáticos de simulación de la gestión hídrica (Navarro y Murillo, 1998), aunque el que mejor trata el comportamiento de los acuíferos es el paquete informático AQUATOOL, formado por los módulos OPTIGES, SIMGES y AQUIVAL (Andreu *et al.*, 1992; Andreu y Capilla, 1993), que permiten realizar la optimización y simulación global de un sistema de recursos hídricos siempre que el comportamiento de los acuíferos no se caracterice mediante modelos complejos, aunque el módulo AQUIVAL permite la incorporación de métodos (Sahuquillo, 1993) que pueden aplicarse con una cierta garantía, cuando se precisa de una modelación matemática de mayor detalle, que implique el uso de parámetros distribuidos.

La aplicabilidad del modelo SIMGES abarca a todo tipo de cuencas o sistemas de recursos hídricos pudiendo contemplar la práctica totalidad de los elementos que intervienen en el sistema de gestión de los recursos hídricos (Andreu, *et al.*, 1992). Como componentes esenciales del mismo se citan y describen los siguientes:

- Aportaciones: corresponden a las entradas de agua al sistema provenientes de otras partes de la cuenca no incluidas en el esquema de gestión. Este elemento caracteriza el origen del agua.
- Demandas: afectan al destino del agua e identifican las zonas del sistema donde es utilizada, así como su cuantía. Quedan incluidas bajo la denominación de demandas consuntivas y no consuntivas. Las primeras suponen un consumo real de agua, mientras que las segundas utilizan el agua y la reintegran al sistema durante el mismo periodo de tiempo.
- Retornos: conciernen a los reintegros del agua procedentes de la fracción de la demanda que no es consumida.
- Embalses y acuíferos: constituyen los elementos del sistema de recursos hídricos con capacidad de almacenamiento de agua.
- Conducciones: representan los elementos del sistema por los cuales circula el agua. Físicamente responden a canales, acequias, tramos de río, trasvase entre cuencas, tuberías, etc.
- Recursos no convencionales: hacen referencia a la desalación y a la incorporación de las aguas residuales tratadas.
- Recarga artificial de acuíferos: es un elemento del sistema de recursos hídricos que permite mediante intervención programada e introducción directa o inducida de agua en un acuífero, incrementar el grado de garantía y disponibilidad de los recursos hídricos, así como actuar sobre su calidad.

El paquete informático AQUATOOL es el más aplicado y utilizado en la actualidad en España. No obstante, hay cuencas hidrográficas como la del río Ebro que prefieren emplear en sus estudios de uso, un conjunto de programas diseñados para la optimización de recursos superficiales como es el SIM-V. En este código los acuíferos se tratan como embalses, aunque los resultados que se obtienen se complementan mediante la realización de un modelo de flujo de parámetros distribuidos. Recientemente el *Danish Hydrologic Institute* ha desarrollado un sistema de modelación para la planificación y gestión de cuencas llamado MIKE BASIN. El programa ha sido desarrollado en el lenguaje de programación orientado a objetos C++ y utiliza una interfase gráfica que lo vincula con un ambiente GIS de ArcView. El modelo sigue el esquema clásico de los modelos de uso conjunto y utiliza una red de ramas y nodos para representar a los ríos e intervenciones sobre el recurso (embalse, desvío del río, toma/descarga). Los acuíferos son tratados mediante modelos simples que permiten contemplar recarga al acuífero

por distintos conceptos (lluvia, retornos, pérdidas), recarga del río al acuífero y descarga del acuífero al río. Los dos primeros conceptos han de ser especificados por el usuario a través de series temporales, mientras que el tercero lo proporciona el modelo. Otra novedad que presenta el programa es que permite representar cambios en la calidad del agua superficial y subterránea a partir de un modelo conceptual de mezcla.

### **Condicionantes y estructura de un proyecto de uso conjunto**

La cantidad en la que participa el agua de una u otra procedencia en un proyecto de estas características depende del estado inicial en que se encuentra cada elemento del sistema de recursos hídricos; de la cuantía, garantía y distribución temporal de la demanda que es preciso atender; y de la calidad final del agua que se requiere obtener. Por eso la satisfacción de una demanda concreta de agua mediante el uso planeado y coordinado de recursos superficiales, subterráneos y no convencionales, precisa combinar cantidades y calidades de agua de una y otra procedencia, en una proporción variable, según la época y características del ciclo hidrológico anual o hiperanual.

El estado que presenta cada uno de los elementos del sistema al cabo de un cierto periodo de tiempo, así como su respuesta a las solicitaciones a las que se le somete, se determina a través de modelos numéricos muy sofisticados y complejos como se ha comentado anteriormente.

Previamente a la realización de esa etapa se definen y estudian los elementos esenciales que configuran el sistema de recursos hídricos: aportaciones, demandas, usos y consumos de agua, infraestructuras de almacenamiento (embalses y acuíferos); infraestructura de transporte, recarga artificial de acuíferos, y retornos y recursos no convencionales. Así como los vínculos y relaciones que existen entre los distintos elementos implicados en el sistema hídrico. A este conjunto de componentes reales y abstractos relacionados entre sí y con el exterior se le da el nombre de esquema topológico.

A continuación se realiza un análisis de los principales elementos básicos del sistema de recursos hídricos

### **Aportaciones**

El agua de los océanos, mares, lagos, ríos y embalses se evapora, con mayor intensidad cuanto mayor es la temperatura y más seco el ambiente. La vegetación también contribuye a su evaporación por transpiración. El agua en forma de vapor pasa a la atmósfera, cargando el aire de humedad. El vapor de agua, con el frío, puede condensarse en minúsculas partículas que dan lugar a las nubes y la niebla y retorna a la superficie del terreno y a los océanos en forma de precipitación (lluvia, nieve, granizo, rocío, escarcha). Hay que tener en cuenta que no toda la precipitación alcanza la superficie del terreno, pues parte se evapora en su caída y parte es interceptada por la vegetación o por superficies de edificios, carreteras, etc., y devuelta a la atmósfera al poco tiempo en forma de vapor de agua. La parte que retorna a la superficie del terreno se denomina *escorrentía* y se define como el volumen total de agua que se contabiliza en un punto concreto de una cuenca para un tiempo determinado. En ocasiones se utiliza el término *aportación* como sinónimo de *escorrentía*. La *escorrentía* es suma de dos componentes: *aportación superficial* o *escorrentía superficial* y *aportación subterránea* o *escorrentía subterránea*. La suma de estas dos componentes también se denomina *lluvia útil* que se define como la fracción de la precipitación que no se evapotranspira. Por consiguiente, la *escorrentía superficial* representa la parte de la precipitación que no se infiltra ni evapotranspira y discurre por los cauces fluviales. La *escorrentía subterránea* será la fracción de agua que recarga y circula a través de los acuíferos y es colectada finalmente por los ríos, lagos o mares.



## SECCIÓN IX. USO INTEGRADO DEL AGUA: CASOS DE ESTUDIO

### ***Demandas, usos y consumos***

Por demanda se entiende al agua que se solicita en cualquier momento para satisfacer las necesidades de abastecimiento de cualquier índole: urbano, industrial y agrícola, principalmente; aunque también puede tratarse de las relacionadas con usos de tipo hidroeléctrico, medioambiental o recreativo.

La palabra usos designa las diversas secciones o capítulos en que se puede subdividir la utilización del agua por el hombre: bebida, domésticos, riego, industria, hidroeléctricos, transporte, recreo, ecológico y refrigeración entre otros posibles. El agua aplicada por unidad de uso y tiempo recibe el nombre de dotación, pero cuando en ésta se especifica la cadencia de su aplicación en el tiempo se la denomina dotación modulada. Por consumo se entiende la cantidad de agua realmente gastada en la satisfacción de un determinado uso. El consumo y la demanda teórica no tienen por qué coincidir.

La principal diferencia entre los términos demanda y consumo estriba en que mientras la primera hace referencia a los deseos de los demandantes o potenciales consumidores de un bien (en este caso el agua), el segundo alude al uso real del mismo.

### ***Elementos de almacenamiento: embalses y acuíferos***

La multiplicidad mostrada por el recurso hídrico, al presentarse en la naturaleza con distinta apariencia (agua superficial y agua subterránea), posibilita su aprovechamiento a partir de diferentes técnicas de explotación. En este sentido se puede afirmar que los embalses superficiales y subterráneos son similares y pueden tener idéntica finalidad, ya que los dos almacenan agua y su funcionamiento se rige según unos mecanismos de recarga y descarga.

El agua que circula por la superficie del terreno se gestiona, generalmente, a través de las llamadas técnicas de tipo superficial (normalmente embalses, azudes, depósitos, tubería y canales) y la contenida en los acuíferos mediante la aplicación de las técnicas de tipo subterráneo (normalmente sondeos, pozos, galerías y zanjas). Ahora bien, es preciso hacer hincapié, para no adoptar consideraciones intuitivas, que las técnicas superficiales no se limitan únicamente a explotar el agua de lluvia no evapotranspirada ni infiltrada que circula por la superficie del terreno. Asimismo las técnicas subterráneas tampoco se circunscriben a explotar exclusivamente la infiltración natural que tiene lugar en los acuíferos antes de que esta se drene por ríos y manantiales.

A este respecto, la recarga artificial de acuíferos y la recarga inducida a través del lecho de los ríos contribuyen a explotar, a través de técnicas de tipo subterráneo, volúmenes de agua que nunca antes habían circulado por el subsuelo. El caso contrario lo constituyen numerosos embalses superficiales que aprovechan y regulan una parte importante de la escorrentía subterránea que circula por los ríos. En concreto, en España se regulan, como mínimo, del orden de 2,800 hm<sup>3</sup>/a de escorrentía subterránea a través de su almacenamiento en embalses de superficie.

Los embalses y acuíferos se pueden gestionar de forma similar y presentan ciertas características comunes, aunque también tienen notables diferencias. Entre las primeras destaca que en ambos elementos de almacenamiento el agua entra en periodos de tiempo determinados y sale o se extrae en otros que normalmente son distintos. Entre las segundas cabe destacar las siguientes:

- Los embalses son estructuras artificiales y los acuíferos naturales.
- La superficie máxima que ocupan los embalses suele ser del orden de las decenas de hectáreas. La de los acuíferos de centenas de km<sup>2</sup>.

## CAPÍTULO IX.1. GENERALIDADES DEL USO CONJUNTO DE AGUAS SUPERFICIALES Y SUBTERRÁNEAS

- El espesor medio de agua en los embalses es del orden de algunas decenas de metros. El espesor medio de un acuífero puede ser del orden de la centena de metros, aunque un porcentaje en general inferior al 10% es de huecos, por lo que el espesor equivalente de agua libre es también del orden de algunas decenas de metros.

- En general el volumen máximo de agua que se puede almacenar en un acuífero es bastante más grande que en un embalse. Como orden de magnitud se puede indicar que el volumen de agua almacenado en un acuífero puede ser de algunos miles de hm<sup>3</sup>, mientras que en un embalse es de algunas centenas de hm<sup>3</sup>.

Otras diferencias significativas son las siguientes:

- Las entradas de agua en los embalses son fácilmente controlables y cuantificables, no así en los acuíferos.
- La explotación de un embalse presenta una gestión más fácil que en un acuífero. En los primeros las reservas se conocen con exactitud en cada momento, en cambio en los segundos éstas sólo pueden obtenerse de forma aproximada.

- En los embalses el llenado y el vaciado son rápidos y en los acuíferos el llenado y el vaciado son normalmente lentos.

- En los embalses el vaciado se produce por un punto. En los acuíferos puede producirse por múltiples zonas.

- Los embalses sufren pérdidas por evaporación, lo que no sucede, o son muy pequeñas, en los acuíferos.

- Los recursos renovables de un río pueden aumentarse con cierta facilidad, haciendo abstracción de los efectos medioambientales y del coste económico que esta operación conlleva, mediante trasvases de otras cuencas. En los acuíferos aumentar sus recursos es un proceso poco aplicado que requiere de la construcción de instalaciones de recarga artificial.

- La relación entre el volumen máximo de agua que se puede almacenar en el embalse y el volumen de agua que satisface la demanda cubierta por el embalse es un número pequeño. En un acuífero, esa relación suele ser un número muy grande. Por esta razón la garantía de suministro es superior en el caso de los acuíferos.

- Si se producen procesos que puedan afectar a la calidad de las aguas, las existentes en los embalses están desprotegidas, mientras que las subterráneas encuentran cierta protección proporcionada por la franja del terreno comprendida entre la superficie y la zona saturada del acuífero. No obstante, si se llega a producir la contaminación de las aguas, la regeneración de las embalsadas es relativamente fácil, mientras que la de las subterráneas es extremadamente compleja y costosa.

### ***Recursos no convencionales***

En relación con este componente del sistema de recursos hídricos, cabe mencionar que aunque los recursos no convencionales (aguas residuales depuradas y aguas desaladas) suponen una importante alternativa o al menos un complemento para la satisfacción de las necesidades de agua de una región (Rebollo, 1999), no existe consenso sobre la forma y cuantía de integrar los mismos en la planificación o en la gestión conjunta de los recursos hídricos. Así, algunos autores (Custodio, 2000) los contemplan como actividades temporales complementarias de la utilización conjunta, mientras que otros (Pascual, 1996) propugnan impulsar la gestión coordinada de todos los recursos de agua disponible y de los que se puedan importar en un futuro.

Hacia esta última propuesta debería quizás encaminarse la nueva gestión del agua, dada la tendencia decreciente que afecta al precio de los recursos hídricos no convencionales. En este sentido ya se apuntaba hace algunos años (Cabezas, 1993) que la tecnología de la desalación contribuiría en breve plazo al suministro

## SECCIÓN IX. USO INTEGRADO DEL AGUA: CASOS DE ESTUDIO

de caudales destinados al regadío. Asimismo la reutilización planificada de agua residual, en su variante denominada de uso directo, es una realidad constada en algunos lugares de España como las islas Baleares, donde se reutiliza 20% del agua residual depurada (Mateos *et al.*, 2001), así como en el esquema de uso conjunto de la Marina Baja de Alicante donde se reutiliza 75% de agua suministrada en la demanda urbana de Benidorm (Castaño *et al.*, 2000). En la cuenca del Júcar, donde la reutilización podría solucionar las demandas de riego en el sur de la Plana de Castellón, así como en otras zonas de la cuenca, se sugiere (Sahuquillo, 1996 y 2001) la necesidad de elaborar modelos de simulación que incluyan las aguas superficiales, las subterráneas y las residuales tratadas.

La presencia de recursos no convencionales en la gestión conjunta ha ido creciendo paulatinamente, desde hace aproximadamente una década, tanto para la desalación, bien a partir de agua salada o salobre bombeada desde acuíferos, como para la reutilización planificada de agua residual en su variante denominada de uso directo o en la alternativa que contempla el almacenamiento y depuración adicional que se obtiene mediante la utilización de los acuíferos.

La utilización de aguas reutilizadas entraña la consideración de “agua no retornada” y “agua retornada”. La primera, una vez empleada, se pierde en la atmósfera; mientras que la segunda es devuelta a un río, acuífero o directamente al mar, por lo que en principio un elevado porcentaje se podría emplear de nuevo. Esta distinción es muy importante pues, por ejemplo, y para dar órdenes de magnitud, si 100 hm<sup>3</sup> se utilizaran en una agricultura ubicada sobre un acuífero, alrededor de 80 pasarían a la atmósfera por procesos de respiración y transpiración de las plantas (agua no retornada) y 20 se infiltrarían al acuífero, recargándolo (agua retornada). Si esos 100 hm<sup>3</sup> se utilizaran en abastecimiento urbano, 20 podrían pasar a la atmósfera (agua no retornada) y 80 a un río (agua retornada) en donde tras su depuración podrían emplearse para satisfacer otras demandas.

### **Recarga artificial**

La recarga artificial es una herramienta de la gestión hídrica planificada en la que aguas superficiales ocasionales, sobrantes o especialmente destinadas se almacenan en los acuíferos para incrementar los recursos hídricos y para mantener o constituir una reserva disponible para situaciones de escasez estacional o para sequías (Custodio, 2000).

La recarga artificial es, pues, un elemento del sistema de recursos hídricos al igual que lo son los embalses, los acuíferos, los canales, las acequias, los transvases, la reutilización, la desalación, las demandas o las aportaciones. Evidentemente, su uso no tiene carácter universal, por lo que sólo interviene en aquellos sistemas de aprovechamiento de los recursos hídricos en que se precisa de su aplicación. Este hecho no es ajeno a otros elementos del sistema de recursos hídricos como pueden ser los trasvases, la reutilización, la desalación o incluso, aunque aparentemente no lo parezca, los embalses superficiales. En relación con este último supuesto, cabe citar el caso de algunas islas oceánicas y pequeños países árabes donde el sistema de recursos hídricos está constituido esencialmente por acuíferos y recursos no convencionales.

La técnica de la recarga de acuíferos constituye una tipología del uso conjunto en la práctica totalidad de sus aplicaciones, puesto que maneja normalmente recursos superficiales que almacena en un medio subterráneo a la espera de ser puestos a disposición del usuario en el momento en que éste lo requiera. No obstante existen actuaciones puntuales que no se pueden englobar dentro de este objetivo. Al respecto cabe mencionar la acción de detener la subsidencia del terreno u otras relacionadas estrictamente con el tratamiento y depuración de las aguas residuales en las que se contempla un aprovechamiento posterior de las mismas.

## CAPÍTULO IX.1. GENERALIDADES DEL USO CONJUNTO DE AGUAS SUPERFICIALES Y SUBTERRÁNEAS

Está admitido que la recarga artificial es una operación técnicamente compleja. Especialmente, como señalan algunos autores (Murillo *et al.*, 2000), si se compara con la sencillez tecnológica que ha presidido hasta la fecha la planificación de obras y actuaciones en hidrogeología.

Opiniones en este mismo sentido, que contemplan la dificultad de aplicación de esta tecnología, también han sido emitidas por otros autores (Custodio, 2000; Sahuquillo, 2000; Llamas *et al.*, 2001). Así, el primero apunta que la recarga artificial es una herramienta de gestión que es útil en circunstancias adecuadas, pero no universalmente, y no tiene por qué estar vinculada al uso conjunto. El segundo incide sobre estos mismos aspectos puntualizando que la recarga artificial no es siempre la herramienta más adecuada. El tercero establece que la recarga artificial es una herramienta cuyo ámbito de aplicación, con criterios racionales, es limitado debido a implicaciones de tipo económico, ambiental y, principalmente, institucional y legal.

Las apreciaciones formuladas anteriormente, aunque aparentemente dan una imagen negativa y algo pesimista sobre las posibilidades de aplicación de la tecnología de la recarga artificial de acuíferos, sólo pretende transmitir una actitud de prudencia ante la necesidad de programar y realizar estudios antes de plantear o emprender la construcción de una obra de recarga artificial.

Aunque cada proyecto de recarga artificial de acuíferos presenta peculiaridades específicas, es posible proponer (Sahún y Murillo, 2000) criterios comunes, para abordar el estudio de una determinada propuesta, mediante un esquema de trabajo que contempla dos fases:

### *Primera fase: análisis de viabilidad técnica.*

El objetivo de esta fase es disponer de los conocimientos necesarios sobre el estado de aprovechamiento de los recursos hídricos y sobre las circunstancias hidrogeológicas condicionantes del diseño de las instalaciones.

Comprende el estudio de:

- Los excedentes disponibles para la recarga, en el que se determina el origen del agua de recarga, su régimen temporal, en cuanto a caudales y volúmenes, y su calidad físico-química y bacteriológica.
- Hidrogeología de detalle del acuífero a recargar, cuyo objetivo es evaluar la aptitud y respuesta del acuífero frente a la recarga.
- Análisis de las alternativas de la operación de recarga, selección de las zonas más favorables y evaluación del efecto de la operación de recarga.
- Definición de las infraestructuras requeridas.

### *Segunda fase: viabilidad económica y análisis de condiciones legales y administrativas.*

En esta fase se examinan tanto los aspectos estrictamente económicos como los aspectos legales y administrativos que la operación de recarga pudiera suscitar.

## **Regulación y recursos**

Se entiende por regulación la adaptación en cantidad, calidad, espacio y tiempo de una escurrentía a la estructura de las necesidades creadas por la actividad humana. Es importante no confundir regulación con regularización, ya que lo segundo pretende obtener caudales continuos e iguales en el tiempo, mientras que lo

## SECCIÓN IX. USO INTEGRADO DEL AGUA: CASOS DE ESTUDIO

primero sólo intenta proporcionar caudales acordes a unas necesidades que pueden variar notablemente con cada situación climática.

Cuando una aportación se encuentra regulada se denomina recurso. Es frecuente dentro de la terminología empleada por los hidrogeólogos identificar recurso subterráneo con escorrentía subterránea, por lo que se atribuye a ésta última una regulación natural. Esto no es cierto, aunque sí es verdad que la escorrentía subterránea presenta una determinada uniformidad y continuidad, si se la compara con la variable pluviosidad que es una señal de entrada discreta y aleatoria.

La escorrentía estrictamente superficial, en cambio, no goza de estas atribuciones y su respuesta a la precipitación presenta carácter casi inmediato, por eso la variabilidad es la propiedad que caracteriza al caudal circulante por un río. La escorrentía subterránea, por las razones aducidas anteriormente, resulta más apropiada que la superficial, para un aprovechamiento a través de lo que se denomina regulación natural.

En principio, la regulación natural constituye el ideal a aplicar, puesto que no precisa de grandes obras ni produce importantes alteraciones en el medio ambiente. No obstante, la posibilidad que tiene de satisfacer una determinada demanda, a medida que aumenta la misma, es relativamente limitada. La regulación natural resulta adecuada en aquellos países donde la irregularidad del caudal circulante por sus ríos no es muy grande.

La regulación artificial, que puede ser de tipo superficial como subterráneo, nace como consecuencia de la irregularidad de las aportaciones y de la necesidad de satisfacer o garantizar una demanda que ha sido, hasta la fecha, cada vez más creciente.

La regulación de tipo subterráneo precisa de una adaptación de las explotaciones a la recarga natural del acuífero. El balance acumulado para un ciclo de varios años debe presentar siempre, al final del mismo, un ligero superávit. Esta forma de proceder, que guarda relación directa con un uso sostenible del acuífero, puede permitir explotar importantes cantidades de agua en años secos y almacenar y reservar excedentes hídricos durante los años húmedos.

La explotación del agua subterránea no se ha realizado, generalmente, según un esquema acorde con la filosofía anteriormente expuesta. Esta forma de proceder ha provocado en algunos acuíferos, para evitar fallos en el suministro, problemas de sobreexplotación de envergadura variable.

La regulación de tipo superficial puede presentar carácter anual o hiperanual. En el primer caso los caudales susceptibles de utilizar son sensiblemente inferiores a la media correspondiente al año más seco del periodo histórico considerado, por lo que cada año se llenará completamente e incluso rebosará el embalse. Ahora bien, si se incrementa el caudal regulado hasta ser mayor que el caudal medio, durante dos fechas finales de estiaje, ya no bastan las aportaciones del propio año para llenar el embalse y, en los cálculos, hay que considerar las aportaciones correspondientes a años anteriores. Cuando se procede de esta forma se dice que la regulación es de tipo hiperanual garantizándose la satisfacción de la demanda para el año más desfavorable o para el período más desfavorable. Esta forma de operar, en contrapartida, puede conducir a la construcción de un embalse de un tamaño que no sea rentable económicamente.

Uno de los logros más importantes e interesantes que se alcanza mediante la integración de los acuíferos y de los recursos no convencionales en los sistemas de explotación de las aguas superficiales es mejorar la garantía de suministro, así como incrementar el número y calidad de las prestaciones que ofrece el nuevo sistema de recursos hídricos. Los caudales naturales, que circulan por los cursos fluviales, son variables aleatorias que no aseguran la disponibilidad de agua nada más que con una cierta fiabilidad. La probabilidad que tienen las disponibilidades de ser mayores o iguales que las demandas a lo largo de un determinado periodo de tiempo

se denomina garantía. Es decir, a cada combinación del binomio “aportación –capacidad de embalse” le corresponde un cierto nivel de demanda atendible. Si la demanda real sobrepasa este nivel será necesario plantear una o varias de las siguientes actuaciones:

- Aumentar la capacidad de embalse.
- Introducir en el sistema nuevas fuentes de suministro.
- Admitir la posibilidad de no satisfacer completamente, durante ciertos períodos de tiempo, la demanda de agua prevista.

La introducción en el sistema de nuevas fuentes de suministro puede contemplar aguas cuya procedencia provenga de acuíferos con una localización más o menos cercana al embalse regulador. Esta agua de origen subterráneo no sólo puede complementar los periodos en los cuales el embalse no es capaz de cubrir la demanda, sino también incrementar la regulación asegurando una determinada garantía. El porcentaje de garantía, con que se satisface la demanda de agua, tiene una influencia muy grande sobre los parámetros técnicos y económicos que rigen el aprovechamiento de las escorrentías. Pequeñas variaciones en el porcentaje de garantía pueden suponer variaciones muy importantes en la capacidad de los embalses. Incrementos de un diez por ciento (aumentar la garantía de 85% a 95%) puede incluso duplicarla. La solución estriba, por tanto, en determinar las necesidades mínimas aceptables (cuantitativa y cualitativamente) con una garantía lógica y económicamente rentable. En este sentido, la integración de los acuíferos en los sistemas de explotación de las aguas superficiales pueden permitir la construcción de embalses con una garantía más baja, ya que las aguas subterráneas podrían complementar el resto de la demanda.



# Capítulo IX.2. Las aguas subterráneas en los esquemas de uso conjunto

Las aguas subterráneas en el uso conjunto se aprovechan en los momentos y lugares donde la planificación hídrica lo aconseja. Para lograr este objetivo es preciso actuar sobre los distintos elementos que conforman el sistema de recursos hídricos según diversas modalidades que se especifican a continuación:

## **Sobreexplotación temporal del acuífero y uso de reservas**

La sobreexplotación temporal de los acuíferos responde a un esquema obsoleto que no guarda congruencia con el principio de sostenibilidad. Se ha utilizado de forma planificada en Israel y Estados Unidos, así como en algunos países del tercer mundo, durante algunas etapas de la planificación hídrica. En España únicamente se ha aplicado de forma no planificada en algunas zonas localizadas preferentemente en el sur de la península Ibérica (cuenca del Segura y provincias de Alicante y Almería), así como en los archipiélagos Balear y Canario.

La sobreexplotación temporal no debe confundirse con el uso esporádico de reservas. En el primer supuesto los sobrebombes producen un déficit acumulado que conduce a una situación donde a partir de un determinado momento no se puede asegurar la continuidad temporal de los aprovechamientos. En el segundo, en cambio, siempre se presenta al cabo de cierto tiempo, relativamente corto, un ligero superávit en el balance hídrico.

## **Utilización alternativa de aguas superficiales y subterráneas**

La denominada utilización alternativa de aguas superficiales y subterráneas es el esquema de gestión conjunta más utilizado. Se fundamenta en un uso mayoritario de las aguas superficiales en los años húmedos y de las subterráneas en los secos. Al utilizar prioritariamente la aportación superficial durante las épocas húmedas se crea un vaciado en el vaso de los embalses que permite aprovechar las puntas de las avenidas. Éstas, anteriormente, se perdían al encontrarse el embalse lleno, ya que se tenía que salvaguardar el agua para los periodos secos, que, con el nuevo esquema de utilización, se suministra a partir de bombeo en los acuíferos. Esta forma de proceder permite aprovechar una mayor cantidad de agua superficial, ya que el sistema de regulación puede ser menos precavido al encontrarse apoyado por la regulación subterránea. Los descensos provocados por los bombeos efectuados en los acuíferos, durante los periodos secos, se recuperan en los periodos húmedos, ya que en dicha época la explotación de los acuíferos es menor y su recarga natural mayor.



## **SECCIÓN IX. USO INTEGRADO DEL AGUA: CASOS DE ESTUDIO**

### **Utilización del acuífero con elemento de almacenamiento terminal**

En esta modalidad el acuífero actúa como un depósito donde se almacena y distribuye agua procedente generalmente de otra cuenca hidrográfica. Es posible operar también con agua superficial perteneciente a la misma cuenca receptora o con agua residual urbana tratada.

Esta operación de uso conjunto se diferencia de otras, en las que pueden intervenir, o no, operaciones de recarga artificial de acuíferos, en que no existen variaciones importantes en el nivel piezométrico del acuífero entre dos años consecutivos, ya que los volúmenes importados y almacenados en el acuífero son cada año del mismo orden de magnitud.

Las grandes realizaciones americanas del sur de California y Arizona hacen uso de esta metodología para gestionar, en coordinación con los elementos superficiales (embalses, depósitos, canales y tuberías), importantes volúmenes de agua procedentes del trasvase del río Colorado. Un esquema similar, aunque manejando un volumen de agua considerablemente inferior, se emplea también en Israel para integrar los acuíferos Costero y Montaña con las aguas procedentes del lago Kinneret.

La aplicación de esta tipología de uso conjunto podría tener una especial incidencia en la recuperación y gestión sostenible de los acuíferos sobreexplotados o salinizados de algunas cuencas.

### **Regulación de manantiales**

El caudal drenado por un manantial se aprovecha normalmente por debajo de su valor medio debido a la variabilidad estacional de la aportación y a la concentración de las demandas, especialmente las relacionadas con el regadío, en épocas concretas del año.

Para incrementar el grado de aprovechamiento de algunos manantiales se han construido embalses que los regulan. Ahora bien, esto no es factible en todos los casos, ya que las zonas de descarga de muchos acuíferos coinciden con cotas bajas y valles abiertos donde no es posible la construcción de presas por razones económicas ligadas a la topografía y a la geología.

En estos casos, se plantea la posibilidad de construir sondeos en las inmediaciones de los manantiales que provoquen una afección inmediata. La regulación se realiza bombeando grandes caudales, generalmente en la época de demanda estival, que, en ocasiones, incluso llegan a secar la surgencia de agua subterránea. En los meses invernales, periodo en el que normalmente no se bombea, se produce la recuperación del almacenamiento vaciado en el acuífero.

### **Utilización del acuífero mediante la interrelación existente con las aguas superficiales o el mar**

La explotación de un acuífero costero está condicionada por su relación con el mar. La recarga artificial de acuíferos constituye una técnica que posibilita gestionar este tipo de acuíferos, con unas mayores oscilaciones piezométricas, preservando al mismo tiempo la calidad del agua. La redistribución espacial de las captaciones existentes en el acuífero también permite obtener objetivos semejantes. No obstante, la aplicación práctica de estas metodologías exige inversiones muy importantes que pueden conllevar la no rentabilidad económica del proyecto. Actualmente también se contempla la explotación de agua salobre del acuífero para proceder a su

posterior desalación. Esta fórmula de operación tiene la ventaja en ocasiones de crear una barrera hidráulica que impide o disminuye la salinización del acuífero.

Los acuíferos también están interrelacionados con ríos, lagos o embalses. La transferencia de agua existente entre estos elementos hídricos puede regularse, en ocasiones, mediante pozos de bombeo situados relativamente cerca de dichas masas de agua.

A este respecto cabe indicar que en países como Austria y Hungría se utiliza la tecnología de la recarga inducida para complementar el abastecimiento de ciudades como Viena (30 hm<sup>3</sup>/a) (Dreher y Gunatilaka, 1998) y Budapest (180 hm<sup>3</sup>/a) (László y Literathy, 1996). La metodología que se emplea contempla la construcción de pozos y el bombeo de agua en las proximidades del río Danubio. Esta forma de operar da lugar a una captación inducida del agua del Danubio que se depura mediante filtrado al atravesar el terreno existente entre la orilla del río y el pozo de bombeo.

### **Utilización del acuífero como elemento de transporte y distribución de agua.**

Los acuíferos, dada la gran distribución espacial que presenta su superficie, constituyen un importante elemento de transporte y distribución de agua. En la planificación conjunta esta posibilidad de utilización se contempla como una actuación de carácter marginal, ya que normalmente se da prioridad a los factores relacionados con la capacidad de almacenamiento.

### **Utilización del acuífero, suelo y zona no saturada como elemento de filtración y tratamiento.**

La gestión del agua para abastecimiento urbano contempla, en numerosos países, una incorporación creciente de los acuíferos al sistema de recursos hídricos mediante la aplicación de la técnica de la recarga artificial. La operación de infiltración actúa como un sistema depurador de las aguas superficiales. El acuífero y la zona no saturada son los elementos que realmente tratan y modifican los distintos compuestos que contiene el agua de recarga.

Algunas de las experiencias más notorias que se han realizado en países europeos se sintetiza a continuación:

- Finlandia. En la actualidad dispone de 28 plantas de recarga artificial de este tipo, con capacidades de hasta 21,000 m<sup>3</sup>/d. El porcentaje que la recarga artificial supone sobre el total del agua destinada a abastecimientos urbanos se cifra en 9%. La recarga inducida supone otro 9% (Hatva, 1996).

- Suecia. Existen varios sistemas de abastecimiento situados en Ekerö, Eskilstuna, Gavie, Uppsala y Estocolmo que utilizan la recarga artificial como elemento de filtración y tratamiento. Estos sistemas abastecen a poblaciones de entre 2,500 y 150,000 habitantes. Las plantas tienen capacidades de entre 1,000 y 55,000 m<sup>3</sup>/d (Hjort y Ericsson, 1996).

- Alemania. En este país el agua subterránea aporta 3,100 hm<sup>3</sup>/a al abastecimiento urbano. Esta cantidad representa 63.5% del total destinado a tal fin. De esos 3,100 hm<sup>3</sup>/a, aproximadamente 520 hm<sup>3</sup>/a se proporcionan mediante recarga artificial (Schöttler, 1996).

- Dinamarca. En este país 99% del agua suministrada para consumo humano es de origen subterráneo. En la actualidad está en operación una planta de recarga artificial experimental, situada en la isla de Zealand, construida por la compañía de abastecimiento a Copenhague (Bandt, 1998).

## SECCIÓN IX. USO INTEGRADO DEL AGUA: CASOS DE ESTUDIO

### Aspectos económicos

La utilización conjunta será una alternativa a considerar siempre que los beneficios que produzca, económicos o sociales, la justifiquen. Desde esta óptica, la valoración habrá que realizarla comparando los costes que origina la utilización del agua con los beneficios que produciría cada una de las alternativas de utilización de los recursos hídricos que podrían plantearse.

El cálculo del coste del agua consumida, cuando ésta puede proceder de distintos suministros, como es el caso del uso conjunto, se realiza aplicando una metodología muy compleja, que requiere un estudio pormenorizado de todos los factores y variables que intervienen en el proceso y que a su vez son función de las problemáticas particulares que se presentan en cada cuenca.

Ante todo es preciso considerar el coste real, actualizado, de los distintos suministros existentes, en función de su posible tiempo de utilización. Para el cálculo hay que considerar que unos, por ejemplo, los embalses, precisan inversiones y tiempos antes de proceder a su aprovechamiento, que son muy importantes los primeros y muy dilatados los segundos, mientras que otros, por ejemplo, la explotación de las aguas subterráneas (si son posibles) presentan inversiones y tiempos pequeños y cortos. Por el contrario, en explotación, los primeros presentan gastos energéticos que suelen ser considerablemente menores que los segundos.

Existen otras posibles fuentes de suministro, tales como las desaladoras, que se encuentran en una situación intermedia; e incluso otras, como la reutilización de aguas residuales, en la que se añade un valor a un agua que previamente carecía de él, ya que se consideraba un residuo, al que había que añadir gastos de depuración.

Además del coste de inversión del agua procedente de distintas fuentes de suministro, es preciso considerar los costes de mantenimiento y los costes de explotación. Los primeros, en general, se pueden acotar aplicando factores que son proporcionales al coste total de construcción y que, lógicamente, son distintos para las distintas fuentes de suministro (embalses, desaladoras, sondeos, etc). Los costes de explotación son, fundamentalmente, energéticos y de tratamiento de aguas. Los costes energéticos son función del caudal a bombear y de la altura a la que se tiene que bombear el agua. Este coste puede variar si se demanda la energía en horas punta o en horas valle.

Los costes reales del agua hay que contrastarlos con los beneficios que se espera obtener de la utilización conjunta. Para calcularlos hay que realizar, al menos, análisis microeconómico, macroeconómico e, incluso, socioeconómico, todo ello para distintas alternativas de utilización del agua (hidroeléctrica, industria, distintos tipos de cultivos en diferentes zonas, etc).

El proceso es complejo y precisa el planteamiento de modelos que permitan plantear con cierta flexibilidad distintas hipótesis de procedencia del agua y de empleo de la misma, con el fin de valorar si la utilización conjunta es económicamente ventajosa, y, en caso afirmativo, definir la alternativa más adecuada.

## Capítulo IX.3. El uso conjunto de aguas en España

**A** título de facilitar la comprensión y localización de las actuaciones de uso conjunto realizadas o propuestas en España, a continuación se indica de forma breve y sucinta la estructura de la gestión y administración del agua en dicho país. Ésta se realiza a partir de una serie de entidades que se denominan Organismos de Cuenca, que pueden ser intercomunitarios (su ámbito geográfico abarca más de una Comunidad Autónoma) o intracomunitarios (su ámbito geográfico se encuentra dentro de una misma Comunidad Autónoma). Las Comunidades Autónomas son los territorios en que se divide el Estado español. Cada una de ellas tiene su autogobierno. Son Organismos de cuenca intercomunitarios los correspondientes a las cuencas hidrográficas (figura IX.3.1) de los ríos del Norte, del Duero, del Tajo, del Guadiana, del Guadalquivir, del Segura, del Júcar y del Ebro. Las Administraciones Hidráulicas de las cinco cuencas intracomunitarias son las siguientes: Cuencas Internas de Cataluña, Islas Baleares, Islas Canarias, Galicia Costa y cuencas internas del País Vasco.

Por consiguiente, los ríos españoles se agrupan, para su gestión, en Cuencas hidrográficas. Cada una de ellas está caracterizada por un río principal que sigue la dirección de los paralelos. Así, los ríos Duero, Tajo y Guadiana se asientan sobre la zona central y se abren al mar a través de Portugal. Los otros dos grandes ríos (Ebro y Guadalquivir) también siguen dicha pauta, pero presentan una distribución periférica. Otras cuencas, relativamente más pequeñas, como el Llobregat (Cuencas Internas de Cataluña), Júcar y Segura, también responden a un patrón parecido. Únicamente los ríos de la vertiente norte y sur, que nacen en cordilleras cercanas al mar, siguen la dirección de los meridianos.

Sobre los ríos españoles se sitúan un número de presas, actualmente en servicio, que supera el millar, con una capacidad de almacenamiento total próxima a los 56,000 hm<sup>3</sup>. Esta cifra es muy importante si se compara con la aportación total en régimen natural del territorio español que es aproximadamente de 112,400 hm<sup>3</sup>/a (MIMAM, 2000).

Por lo que respecta a los acuíferos, éstos se agrupan en unidades hidrogeológicas cuya distribución espacial se muestra en la figura IX.3.2. La superficie cubierta por los afloramientos permeables dentro de las unidades hidrogeológicas es de 176,000 km<sup>2</sup>, que se reparten en 99,000 km<sup>2</sup> de formaciones detríticas, 69,700 km<sup>2</sup> de formaciones carbonatadas y 7,800 km<sup>2</sup> de formaciones volcánicas. Estas unidades aportan una escorrentía subterránea en régimen natural de aproximadamente 28,700 hm<sup>3</sup>/a (MIMAM, 2000). La gestión de estos acuíferos responde a la misma organización que se ha descrito para las aguas superficiales, por lo que se sigue la pauta de un recurso único y de la necesidad de implantar la unidad de gestión de todas las aguas.

Si se comparan las figuras IX.3.1 y IX.3.2 se observa que algunas cuencas hidrográficas como el Duero, Júcar, Segura y Sur poseen un elevado número de unidades hidrogeológicas, o bien éstas son de gran extensión, por

## SECCIÓN IX. USO INTEGRADO DEL AGUA: CASOS DE ESTUDIO

Figura IX.3.1. Mapa de los ámbitos territoriales de los Organismos de cuenca intercomunitarios e intracomunitarios (MIMAM, 2000).



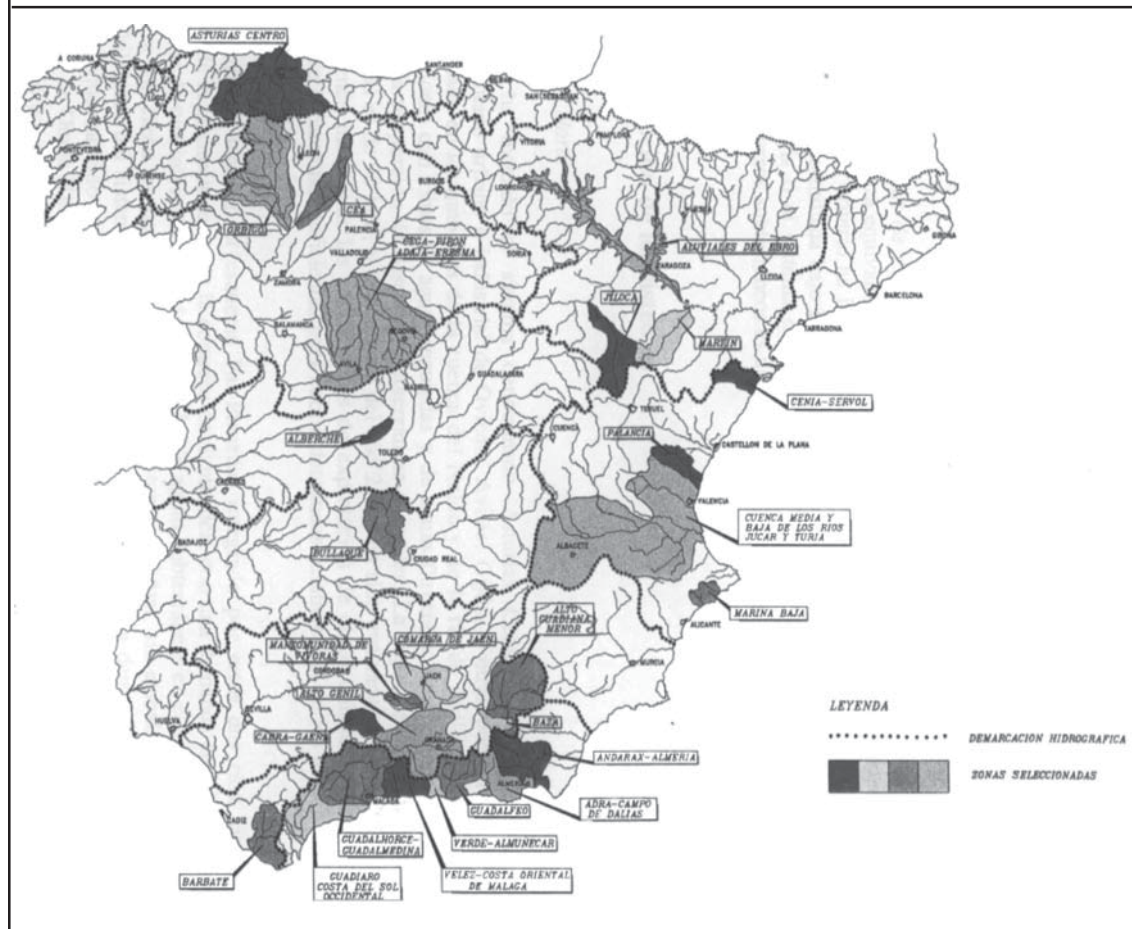
lo que es factible en principio plantear operaciones de gestión conjunta. No obstante esta filosofía también es aplicable a otras cuencas (Tajo, Guadalquivir, Cuencas Internas de Cataluña) donde la interrelación entre acuíferos y ríos es de una envergadura algo menor.

El uso conjunto en España durante las décadas de 1970 y 1980 no responde a una planificación programada con antelación. Las principales actuaciones que se realizaron durante esa época fueron impulsadas y generadas en su mayoría por iniciativa privada de los usuarios. No obstante, la administración colaboró una vez iniciadas las mismas en la mejora de muchos de los sistemas que espontáneamente surgieron.

Esta colaboración entre administración y usuarios se inició en la década de los ochenta a través de la intervención de dos Organismos de carácter estatal. Uno fue la Dirección General de Obras Hidráulicas (DGOH) que junto a la Universidad Politécnica de Valencia (UPV) y la Universidad Politécnica de Cataluña (UPC) estudiaron casos concretos de utilización conjunta de aguas superficiales y subterráneas en las cuencas del Júcar, Guadalquivir, Sur, Tajo, Duero y Ebro. El Instituto Geológico y Minero de España (IGME) fue la otra Institución que impulsó la implantación del uso conjunto mediante la realización de un estudio de carácter general a nivel nacional y posteriormente de estudios específicos en las Cuencas Internas de Cataluña, Segura y Sur.

Ambos Organismos desarrollaron o promovieron sus propios modelos matemáticos de gestión conjunta que en el caso de la DGOH se denominaron USOCON y COGERE. Los modelos desarrollados por el IGME se denominaron COMBI-2 y GESTO.

Figura IX.3.2. Mapa de unidades hidrogeológicas. Se indican aquellas cuya gestión es compartida por varios organismos de cuenca. (MIMAM, 2000).



El estudio de carácter general realizado por el IGME perseguía definir y sentar las bases de actuación para la implantación del uso conjunto en España. Los objetivos que se persiguieron con dicho estudio fueron los siguientes:

- Revaluar los recursos hídricos disponibles teniendo en cuenta la interacción entre la fase superficial y subterránea.
- Valorar el incremento de regulación y mejora de la garantía que puede conseguirse con una gestión integrada de las aguas subterráneas.
- Conocer las lagunas de información que existen en este campo al objeto de planificar la investigación futura en un sentido que las subsane.
- Analizar la elasticidad de los recursos disponibles, incluidos los subterráneos, para satisfacer diferentes hipótesis de demanda con una alta garantía.

## SECCIÓN IX. USO INTEGRADO DEL AGUA: CASOS DE ESTUDIO

- Establecer las zonas a nivel nacional, que presentan un mayor interés para la aplicación de la utilización conjunta.

Entre los trabajos realizados por la DGOH en colaboración con la UPV y la UPC es preciso destacar los siguientes estudios de uso conjunto: Plana de Castellón (Sahuquillo, 1985), Río Guadalhorce (Carrera *et al.*, 1988) y cuenca del Segura (Andreu *et al.*, 1994). Otro trabajo muy importante realizado íntegramente por la DGOH es el correspondiente al acuífero de Madrid (López-Camacho y Varela, 1988).

La realización más conocida, a escala internacional, por la profusa bibliografía que ha generado, corresponde al acuífero de la Plana de Castellón y a los ríos y embalses que con él se interrelacionan. Ahora bien, las dos actuaciones que presenta un mayor carisma se relacionan con intervenciones que implican a las dos ciudades más importantes de España.

En este sentido, el sistema de abastecimiento a Madrid muestra que la integración de los recursos subterráneos es una realidad comprobada y constatada durante toda la década de los años noventa. El sistema del Llobregat ha pasado por diferentes situaciones desde principios de siglo en que se inició una expansión del abastecimiento a Barcelona y poblaciones limítrofes con agua subterránea. La sucesiva construcción de los embalses de Sant Pons y La Baells en el río Llobregat, el escarificado del lecho del río, la llegada Barcelona del canal del Ter, la construcción de los pozos radiales de Aberrá-Martorell, y la recarga artificial en el área de conexión entre el Valle Bajo y el Delta han modificado periódicamente la cuantía en la que intervienen las aguas superficiales y subterráneas en este esquema de gestión conjunta.

Otras actuaciones que presentan una realidad constatada, aunque su gestión puede y debe mejorarse son las desarrolladas sobre el Valle del Guadalentín (Murcia), Plana de Sagunto y río Palancia (Castellón), Marina Baja (Alicante) y Delta del Adra (Almería).

Un cuarto grupo, caracterizado por no disponer de estructuras comunales para la explotación de las aguas subterráneas, lo constituyen las intervenciones acaecidas en el Bajo Guadalhorce y río Velez (Málaga), río Guadalfeo y Vega de Motril (Granada), Vega de Granada (Granada), Valle del Serpis y Plana de Gandía (Valencia), Campo de Tarragona (Tarragona) y Campo de Cartagena (Murcia).

### **El uso conjunto en la nueva planificación hidráulica de España.**

La integración de los acuíferos en los sistemas de explotación de las aguas superficiales se encuentra recogida en diversos artículos de la Ley de Aguas de 1985 del Estado español.

El programa N° 16 del *Libro Blanco de las Aguas Subterráneas de España* (MINER-MOPMA, 1994), titulado "Integración de las Unidades Hidrogeológicas en los Sistemas de Explotación" determina la línea a seguir para implantar la utilización conjunta en España en aquellas zonas donde puedan obtenerse mejoras significativas en la gestión. Para lograr este objetivo establece tres etapas secuenciales de actuación:

1. Realización de estudios y análisis de sistemas para definir los elementos básicos de la gestión conjunta: infraestructura a crear y reglas de operación de las mismas.
2. Redacción de los proyectos de las infraestructuras, evaluación económico-financiera, análisis de costes y tarifas, estudios legislativos del régimen de utilización conjunta y creación de comunidades de usuarios.
3. Implantación real de los esquemas.

Previamente a la realización de la primera etapa se ha efectuado un estudio básico para concretar una serie de aspectos que comprenden los siguientes puntos:

- Describir el alcance y contenido de los estudios que es preciso realizar en cada caso.
- Valorar el coste de realización de dichos estudios.

El desarrollo de esta fase preliminar es la que se describe en el presente apartado.

Los criterios utilizados durante su realización, para la selección de los sistemas o zonas donde la incorporación de los acuíferos a los sistemas de explotación de aguas superficiales pueden introducir mejoras significativas en la gestión hídrica, han sido los siguientes:

- El ámbito territorial se ha restringido a las cuencas intercomunitarias. Es decir aquellas que dependen íntegramente del Gobierno de la nación.
- Se ha procurado que el acuífero o acuíferos implicados en cada esquema posean unas posibilidades mínimas de explotación del orden de 10 hm<sup>3</sup>/año.
- No se han formulado esquemas de uso conjunto con acuíferos a explotar situados por encima de grandes embalses de regulación, salvo cuando se presenta la excepción de una demanda objetivo situada también por encima de dichos embalses.
- Se ha efectuado una coordinación con otros Programas de actuación del Libro Blanco de las Aguas Subterráneas de España (MINER -MOPMA, 1994). Particularmente con el de Recarga Artificial y el de Emergencias de Sequía al objeto de no solapar actuaciones y optimizar mejor la inversión económica.
- Se ha contemplado la existencia de estudios previos en los que se han alcanzado conclusiones de naturaleza equivalente a las perseguidas en la primera etapa propuesta por el programa.

La aplicación de estos criterios ha llevado a la selección de 27 esquemas de explotación (tabla IX.3.1 y figura IX.3.3) en los que se integran 70 unidades hidrogeológicas junto a 71 embalses y 16 grandes infraestructuras de conducción (Sánchez y Murillo,1997).

Esta selección no presupone que sólo sean 27 las zonas de España donde se precisa integrar la explotación de las aguas subterráneas en la gestión del sistema hídrico superficial, sino que éste es el número que cumple los criterios de selección que se han impuesto, ya que existen actuaciones de uso conjunto (río Serpis y Plana de Castellón en la Cuenca del Júcar o acuífero de Madrid en la cuenca del Tajo) que no precisan de esta primera etapa, ya que se realizaron estudios muy precisos con anterioridad. Otros estudios, como los que contemplan el apoyo a los abastecimientos urbanos en épocas de sequía, no precisan de estudios tan específicos, como los propuestos en el programa de uso conjunto, ya que normalmente disfrutaban de una elevada garantía de servicio, por lo que sólo precisan del complemento de las aguas subterráneas en circunstancias y momentos excepcionales. Esta es la razón por la que se han contemplado dentro del Libro Blanco de las Aguas Subterráneas de España en un programa de actuación distinto al de utilización conjunta.

La valoración realizada sobre el coste de ejecución de los 27 estudios planteados alcanza la cuantía de 7.5 Millones de Euros. Esta cifra se ha obtenido analizando para cada esquema (tabla IX.3.1) los requerimientos de trabajo necesarios para realizar las distintas actividades consideradas. Las partidas básicas contempladas se pueden desglosar en los siguientes grupos:



## SECCIÓN IX. USO INTEGRADO DEL AGUA: CASOS DE ESTUDIO

Figura IX.3.3. Mapa especificando los sistemas de explotación seleccionados para la integración de los acuíferos en el sistema de recursos hídricos (Sánchez y Murillo, 1997).

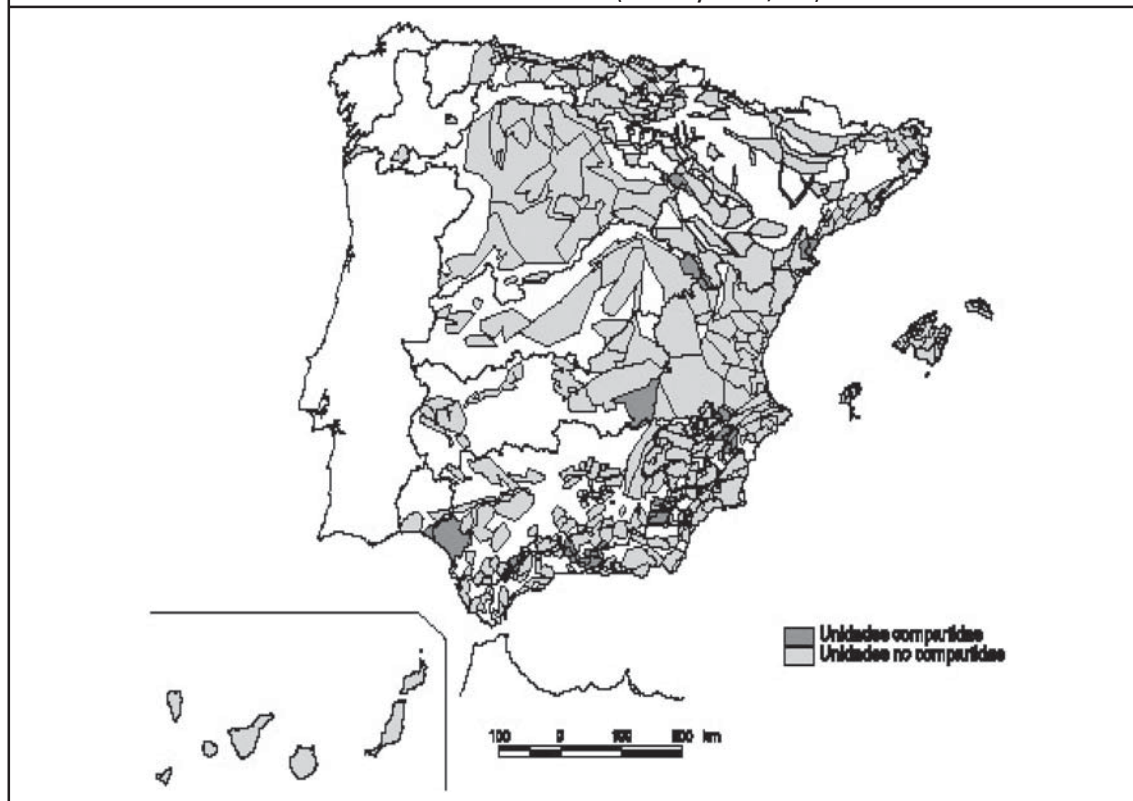


Tabla IX.3.1. Sistemas de explotación de los recursos hídricos donde se proponen actuaciones de uso conjunto (Sánchez y Murillo, 1997).

Cuenca Hidrográfica	Zona de explotación	Sistemas de aprovechamiento contemplados	Cuenca hidrográfica	Zona de explotación Cuadiaro-Costa del Sol Occidental	Sistemas de aprovechamiento contemplados	
Norte	Asturias Centro	E y A	Sur	Guadalhorce	E, A y D	
Duero	Cega-Pirón	E y A		Vélez y Costa Oriental de Málaga	E, A y D	
	Adaja-Eresma	E y A		Verde yAlmuñecar	E, A, y D	
	Órbigo-Cea	E y A		Guadalfeo	E, A y D	
	Tajo	Alberche		E y A	Adra-Campo de Dalías	E, A y D
Guadiana	Guadiana Central	E y A		Andarax Almería	E, A y D	
Guadalquivir	Alto Guadiana Menor	E y A		Palancia	E, A y D	
	Baza	E y A		Jucar	Cuenca media y baja de los ríos	E, A y D
	Comarca de Jaén	E y A			Júcar y Turia	E, A y D
	Alto Genil	E y A			Marina baja	E, A y D
	Cabra-Gaena	E y A	Cenia-Servol		E, A y D	
	Mancomunidad del Viboras	E y A	Ebro	Río Martín	E y A	
	Vejer-Barbate	E y A		Río Jiloca	E y A	
		Acuíferos aluviales del Ebro		E y A		

Nota: E = embalses; A = acuíferos; D = Recursos no convencionales.

- Identificación-descripción de la infraestructura hidráulica existente y prevista, que incluye embalses, conducciones principales, capacidad de extracción de aguas subterráneas, plantas de tratamiento de aguas residuales, desaladoras, etc.
- Descripción de los elementos de la demanda. Que determina la cuantía de cada demanda, su distribución estacional y los requerimientos de calidad contrastando cada valor que se obtenga con la información disponible sobre la utilización real del agua.
- Recopilación, análisis y tratamiento de datos existentes sobre climatología e hidrología.
- Construcción de modelos hidrológicos. Contempla la realización de modelos de precipitación-escorrentía superficial, precipitación-infiltración, generación de series de aportaciones, modelos de flujo subterráneo, y relaciones aguas superficiales-subterráneas que simulen pérdidas en embalses o en tramos de ríos colgados sobre acuíferos. El número y tipo de modelos a emplear ha sido especificado para cada caso según la cantidad y la calidad de los datos disponibles y según el detalle de definición que se considera necesario.
- Modelización y análisis del sistema global de recursos, que es la actividad central del programa. Consiste en la simulación de flujos y reservas de agua almacenados a lo largo de una serie temporal suficientemente larga para extraer conclusiones sobre la idoneidad de las alternativas simuladas.

La programación tentativa del desarrollo de los estudios requiere un plazo de tiempo de tres años.



# Capítulo IX.4. Programa de uso conjunto de aguas en España: primeros estudios realizados

La metodología utilizada en la realización de los estudios responde a una línea basada, en parte, en las recomendaciones de Sahuquillo y Sánchez González (1983) para este tipo de estudios. El procedimiento operativo que se ha seguido ha sido el siguiente (Castaño *et al.*, 2000):

- Estimación de las demandas de agua para abastecimiento y riego a escala municipal.
- Estimación de los recursos hídricos superficiales propios del sistema de gestión en los puntos en los que se sitúan los principales elementos de regulación, dentro del esquema general, para intervalos de tiempo lo más reducido posible (diarios cuando ha sido posible).
- Análisis de fuentes no convencionales de recursos susceptibles de poder ser utilizadas en un plazo relativamente corto. Fundamentalmente se han considerado las aguas residuales urbanas depuradas y las desaladoras.
- Esquematación, al nivel más básico posible, de los diversos elementos que componen el sistema de gestión de recursos hídricos a escala supramunicipal (aportaciones propias, embalses, demandas, conducciones, acuíferos, depuradoras, etc.).
- Modelación del sistema, mediante un modelo de simulación de la gestión, en condiciones lo más parecidas posibles a las que ocurren en la actualidad, siempre dentro de las limitaciones impuestas por el conocimiento del sistema, por el funcionamiento del programa utilizado, por los datos disponibles y por el propio concepto de modelo.
- Simulación de distintas alternativas, modificando los diferentes elementos del sistema o añadiendo otros nuevos, para obtener un conjunto de opciones que sirvan de ayuda a la toma de decisiones sobre la gestión de los recursos hídricos en cada sistema de explotación que se ha tratado.

En los estudios que se exponen a continuación se afrontan los siguientes aspectos:

- Explotación de acuíferos localizados aguas arriba de los embalses de regulación, tanto en el caso de que existan centros de demanda situados aguas arriba de las obras de regulación, como en el supuesto de que las mismas no tengan capacidad suficiente para regular toda la aportación existente en el punto donde se han construido.

## SECCIÓN IX. USO INTEGRADO DEL AGUA: CASOS DE ESTUDIO

- Regulación de manantiales en la cabecera de ciertas cuencas hidrográficas en vez de construir embalses de superficie.
- Sustitución, para determinados usos, de recursos convencionales por recursos de tipo no convencional. Se contempla el cambio de aguas limpias, que actualmente se utilizan en regadío, por aguas residuales tratadas que se vierten en el mar. Las segundas pasarán a satisfacer demandas agrícolas, mientras que las primeras complementarán demandas urbanas.
- Propuestas de actuaciones de recarga artificial de acuíferos y transferencias de agua entre cuencas hidrográficas.

### Sistema de recursos hídricos de la Marina Baja (Cuenca del Júcar)

El sistema de recursos hídricos de la zona costera de la Marina Baja (figura IX.4.4) está formado por el embalse de Guadalest que tiene 13 hm<sup>3</sup> de capacidad máxima y recoge unos aportes cuantificados en 8 hm<sup>3</sup>/a de media; aunque estos pueden oscilar, en función de la climatología de cada periodo entre 0.1 hm<sup>3</sup>/a y 21 hm<sup>3</sup>/a, otro embalse que también forma parte de este sistema es el de Amadorio que tiene una capacidad máxima de 16 hm<sup>3</sup> y regula una aportación media de 6 hm<sup>3</sup>/a, aunque presenta importantes variaciones interanuales caracterizadas por mínimos de 0.1 hm<sup>3</sup>/a y máximos de 29 hm<sup>3</sup>/a. Como apoyo para mitigar la escasez y variabilidad de los recursos propios de las cuencas vertientes a estos embalses se utilizan también los acuíferos carbonatados del Algar y Beniardá.

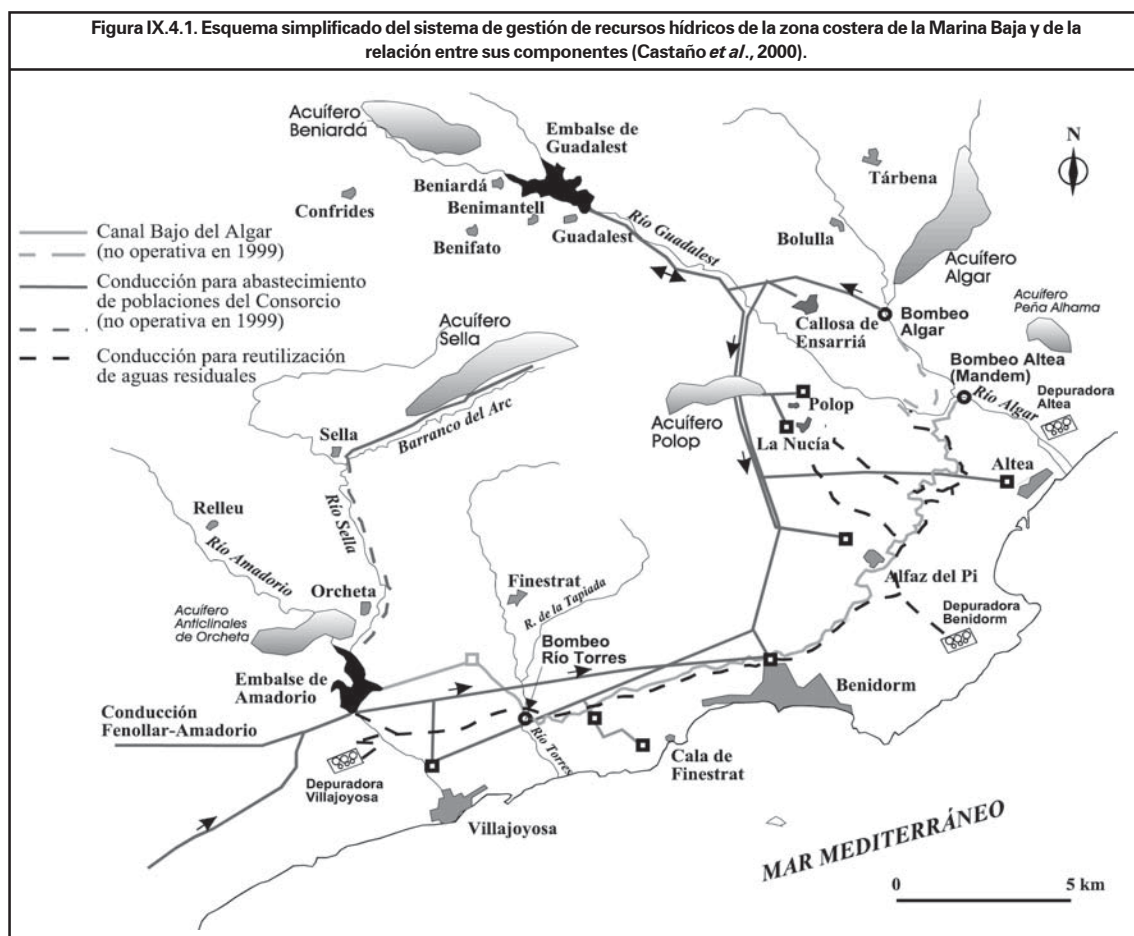
El acuífero del Algar es drenado por los manantiales del mismo nombre. El agua no derivada para riego se recoge en un pequeño azud, desde donde se bombea directamente a la red de suministro de agua potable o se almacena en el embalse de Guadalest para su posterior consumo. Los recursos naturales que descargan estos manantiales son muy irregulares y oscilan entre los 2 hm<sup>3</sup>/a y los 81 hm<sup>3</sup>/a, con un valor medio cercano a los 32 hm<sup>3</sup>/a (Castaño *et al.*, 2000).

Aguas arriba de los manantiales se han perforado dos sondeos, que pueden bombear más de 800 l/s, que se utilizan en épocas secas. El agua bombeada se vierte al cauce del río Algar, desde donde se deriva para riego y se rebombee a través de una estación de impulsión, para el abastecimiento a núcleos urbanos o el almacenamiento en el embalse de Guadalest.

El acuífero de Beniardá se localiza aguas arriba del embalse de Guadalest. En él también se han perforado una serie de sondeos con una capacidad de bombeo instalada del orden de 600 l/s. El agua bombeada se vierte en el cauce del río Beniardá a cola del embalse de Guadalest. Cabe mencionar finalmente que parte del agua utilizada para consumo humano se reutiliza posteriormente para riego agrícola. Este recurso alcanza para la ciudad de Benidorm casi 75% del agua que se suministra.

La demanda urbana se estima en 24 hm<sup>3</sup>/a, aunque es muy variable, tanto a nivel anual como interanual, debido a los propias características del sector turístico, principal industria de la zona que origina cambios muy significativos y difíciles de precisar en el número y tipo de población a abastecer. Dentro del sistema se ubica la ciudad de Benidorm que es uno de los centros turísticos más importantes de España. El sector agrícola, aunque tiene una rentabilidad menor que la del sector turístico, también está afectado de una demanda estacional cuantificada en un volumen de agua estimado en unos 31 hm<sup>3</sup>/a.

En la actualidad se plantea un problema importante en el suministro a las poblaciones de la Marina Baja, ya que se pueden originar fallos en el abastecimiento hasta en 10% de los meses.



Las distintas alternativas de gestión que se han simulado (Castaño *et al.*, 2000) han sido las siguientes:

- Limitaciones en el volumen máximo de agua bombeada de los distintos acuíferos al objeto de prevenir un vaciado excesivo.
- Mejoras en las infraestructuras de conexión, distribución y almacenamiento de los recursos hídricos del sistema (especialmente los de tipo superficial) al objeto de disminuir pérdidas.
- Incorporación, al sistema general de gestión, de agua bombeada desde otros acuíferos no utilizados actualmente.
- Importación de recursos exteriores al sistema (trasvases) que se regularán en el embalse de Amadorio.
- Reutilización total del agua depurada.
- Disminución de la demanda mediante la incorporación de mejoras técnicas y cambio en las costumbres del consumidor, y

## SECCIÓN IX. USO INTEGRADO DEL AGUA: CASOS DE ESTUDIO

- Aplicación de actuaciones de recarga artificial con sobrantes de determinados componentes del sistema de gestión.

La introducción de estas condiciones en el programa de simulación de la gestión, permitieron obtener resultados que mostraron una satisfacción prácticamente total de la demanda para las siguientes condiciones:

- Ahorro de 5% del agua sobre las demandas brutas actuales.
- Incremento en la reutilización de aguas residuales depuradas, considerando que sólo existen pérdidas por un valor de 10% de las demandas, con lo que 90% de las mismas estaría en disposición de ser utilizadas para satisfacer las demandas agrícolas.
- Mejora en las infraestructuras para conducir realmente y sin pérdidas, no sólo de forma nominal, 1500 l/s de agua.
- Trasvase de agua desde sistemas externos, pero con la condición de que sólo se lleve a cabo cuando el sistema no disponga de recursos propios para satisfacer completamente las demandas. El caudal trasvasado se limita como máximo a 700 l/s.
- Limitaciones en los bombeos en función de un volumen máximo de acuífero que se puede vaciar. Se propone la restricción en el acuífero de Beniardá cuando se produzca un vaciado de 15 hm<sup>3</sup> y en el acuífero del Algar cuando el vaciado sea de 10 hm<sup>3</sup>.

### El Sistema Costa del Sol Occidental (Cuenca del Sur)

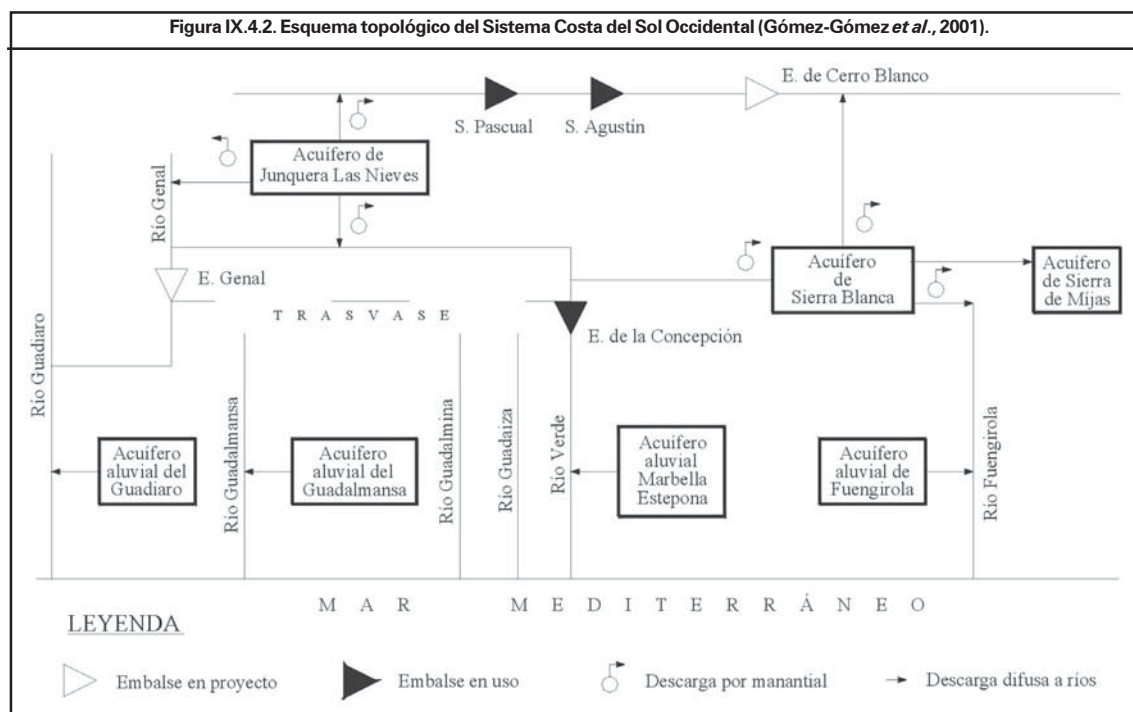
Este sistema (figura IX.4.2) conforma uno de los esquemas de aprovechamiento de recursos hídricos más importantes de Andalucía, no sólo por el volumen anual que satisface (187 hm<sup>3</sup>), sino también porque contribuye al desarrollo de una actividad económica de gran interés para esta región como es el turismo.

Las principales demandas que existen en el sistema corresponden al abastecimiento urbano (101 hm<sup>3</sup>) que constituye al 54% del total; la agricultura (72 hm<sup>3</sup>) que supone 38% del total; y el riego de campos de golf (6 hm<sup>3</sup>) que absorbe 3%. El cinco por ciento restante corresponde a la satisfacción de demandas externas al sistema.

El sistema también tiene que cubrir una serie de demandas no consuntivas que se asocia con los caudales ecológicos de los ríos Genal y Grande, que se cifran en 17 hm<sup>3</sup> (aproximadamente 10% de los caudales naturales circulantes), y con la producción de energía hidroeléctrica en las centrales de San Pascual y San Augusto que precisan una demanda media anual de 31 hm<sup>3</sup>.

Para la satisfacción de estas demandas se utilizan dos sistemas de aprovechamiento de los recursos hídricos que son la red de distribución de ACOSOL (Aguas Costa del Sol) y la infraestructura de captación y bombeo de aguas subterráneas (ICBAS). ACOSOL es un sistema de abastecimiento supramunicipal que gestiona el embalse de la Concepción. La infraestructura de captación y bombeo de agua subterráneas (ICBAS) explota los acuíferos aluviales de los ríos Guadiaro y Guadalmanza, y de las poblaciones de Marbella, Estepona y Fuengirola, y el acuífero calizo de Sierra de Mijas, bien a nivel de usuario individual o particular, o bien a nivel de empresas gestoras del agua.

Además de estos dos sistema de distribución existen otras fuentes de suministro de recursos hídricos como son la desaladora de Marbella, que tiene capacidad de aportar un caudal de 635 l/s, tomas directas de agua en los cauces públicos (31 hm<sup>3</sup>/a) y la reutilización de las aguas residuales tratadas.



Respecto a los elementos de regulación cabe diferenciar entre superficiales y subterráneas. Los primeros, a través del embalse de la Concepción ( $44,5 \text{ hm}^3/\text{a}$ ), satisfacen 24% de la demanda y, mediante tomas directas en cauces ( $31 \text{ hm}^3/\text{a}$ ), el 16% restante. Los segundos, constituidos por pozos y sondeos, satisfacen ( $110 \text{ hm}^3/\text{a}$ ) el 60% de la demanda.

A partir del esquema anterior, lo primero que se hizo fue modelar el sistema al objeto de determinar cual era el estado de la gestión de sus recursos hídricos. Esto se realizó a partir de una serie de aportaciones en régimen natural correspondientes a 16 años hidrológicos, que abarcaban desde octubre de 1981 a septiembre de 1997. Los resultados obtenidos mostraron que, para el periodo simulado, se alcanzaba una garantía mensual promedio de 74.9% y una garantía anual promedio de 59%, con un déficit anual medio de  $17.6 \text{ hm}^3$  y máximo de  $59 \text{ hm}^3$ . Dentro de este déficit destacaba el abastecimiento desde ACOSOL, que presentaba una garantía mensual mínima de tan sólo 32.3%, lo que demostraba la fragilidad de una gestión fundamentada exclusivamente en un sistema de explotación fundamentado con una única fuente de suministro que en este caso era de tipo superficial.

Con el objeto de analizar si era factible incrementar la garantía de suministro del sistema Costa del Sol occidental, se estudiaron dos alternativas de gestión que contemplaban el uso conjunto.

La primera de ellas añadía al esquema de gestión actual, descrito anteriormente, la construcción de dos nuevos embalses. Uno de ellos conocido con el nombre de Cerro Blanco que se situaría aguas abajo del acuífero carbonatado de Junquera-Las Nieves, y con unos recursos regulados que se estimaban entre  $75$  a  $80 \text{ hm}^3$ . El embalse en proyecto tendría una capacidad de  $97.8 \text{ hm}^3$ , con una altura de presa de 55 metros, y el doble



## SECCIÓN IX. USO INTEGRADO DEL AGUA: CASOS DE ESTUDIO

objetivo de laminación de avenidas y regulación. El otro embalse denominado Genal Bajo tendría una capacidad de 200 hm<sup>3</sup>, recibiría una aportación media de 123 hm<sup>3</sup>/a, y trasvasaría agua al embalse de la Concepción.

Los resultados suministrados por el programa de simulación utilizado, que fue el AQUATOOL, mostraron que se alcanzaba una garantía mensual promedio de 82.5% para el sistema global considerado; y una garantía anual promedio de 67.6%, con un déficit anual medio de 15 hm<sup>3</sup> (6.4% de la demanda total) y máximo de 43 hm<sup>3</sup>. En estos resultados el abastecimiento a ACOSOL presentaba una garantía anual de 90%, con un déficit máximo anual de 6 hm<sup>3</sup>, lo que evidenciaba una mejora considerable, si bien los problemas medioambientales asociados a la construcción del embalse del Genal implicaban la necesidad de estudiar otras alternativas basadas en esquemas de uso conjunto que supongan una disminución considerable de la capacidad de este embalse o incluso su no construcción. Esta posibilidad en la que se analizó en la segunda alternativa de gestión planteada.

En esta simulación se consideró un esquema de uso conjunto en el que se incrementaba la regulación de los acuíferos carbonatados situados en la cabecera de las cuencas parcialmente reguladas mediante obras superficiales, no implicando a los nuevos embalses planteados en la simulación anterior. Las actuaciones que se incluyeron en la simulación fueron las siguientes:

- Regulación de los manantiales que dan origen al río Verde en el acuífero de Junquera-Las Nieves.
- Regulación de los manantiales de Sierra Blanca que drenan al río Verde.
- Regulación de los manantiales de Junquera-Las Nieves que drenan al río Genal.
- Construcción de pequeños embalses de regulación (15 hm<sup>3</sup> en total) en los ríos Guadalmanza, Guadalmina y Gudaiza y conexión de estos con el embalse de La Concepción.
- Regulación de los manantiales de Sierra Blanca que drenan al río Grande.
- Regulación de los manantiales de Sierra Blanca que drenan al río Fuengirola.

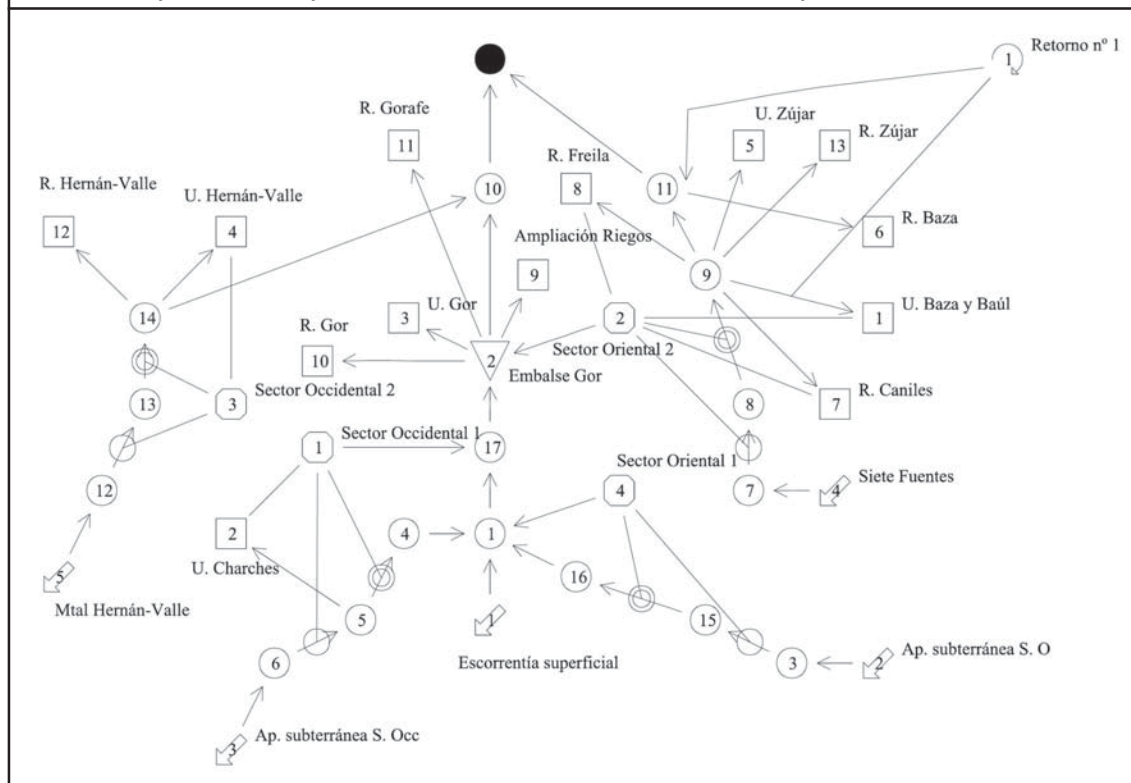
En la simulación realizada se tuvieron en consideración todos los bombeos que se realizan en los acuíferos aluviales, con excepción de los de Fuengirola, Marbella y Estepona, que son muy vulnerables a la contaminación agrícola y a la intrusión de agua de mar.

La respuesta obtenida mostraba (López-Geta, *et al.*, 2001) que se alcanzaba una garantía mensual promedio de 80.4% para el sistema global considerado, y una garantía anual promedio del 69.5%, con un déficit anual medio de 14 hm<sup>3</sup> (5.8% de la demanda total) y máximo de 31 hm<sup>3</sup>, por lo que mediante la integración de los acuíferos en el sistema general de gestión del sistema se conseguían garantías de suministro similares o incluso mejores que las que se obtenían con la simulación que implica la puesta en funcionamiento de los embalses Cerro Blanco y Genal y un transvase desde este último hasta el embalse de La Concepción. Aún más, la mayor capacidad de regulación que ofrecen los acuíferos permite que los déficit anuales medios sean inferiores.

### **El sistema de recursos hídricos de la Sierra de Baza (Cuenca del Guadalquivir)**

En la figura IX.4.3 se representa un esquema del sistema de recursos hídricos de la Sierra de Baza donde se destacan tanto los actuales elementos de regulación como los que se tiene previsto incorporar en el futuro. Asimismo, se indican las demandas para abastecimiento urbano y regadío, y la interrelación existente entre los distintos elementos que configuran el sistema (Murillo *et al.*, 2001).

Figura IX.4.3. Esquema del sistema de gestión de recursos hídricos de la zona de la Sierra de Baza y de la relación entre sus componentes. Se incorpora el futuro embalse de Gor, así como las demandas a las que servirá (Murillo *et al.*, 2001).



El sistema contempla un único acuífero (Sierra de Baza), que es de tipo carbonatado, y presenta dos sectores acuíferos entre los que existe una divisoria de flujo que coincide con el cauce del río Gor. Estos dos sectores se denominan Sector Oriental y Sector Occidental. En el Sector Oriental se han diferenciado dos zonas que se ha llamado Sector Oriental 1 y Sector Oriental 2. El Sector Oriental 1 coincide hidrológicamente con el nacimiento del río Gor, mientras que el Sector Oriental 2, descarga a través de una serie de surgencias entre las que cabe destacar Siete Fuentes (6-7 hm<sup>3</sup>/a), Fuente San Juan (2-3 hm<sup>3</sup>/a), Fuente Grande (1-2 hm<sup>3</sup>/a), La Alcanacia (0.5-1 hm<sup>3</sup>/a) y Tres Fuentes (0.5-1 hm<sup>3</sup>/a).

El Sector Occidental no tiene descargas tan importantes como el oriental, aunque también se han establecido dos subsectores. Uno (Sector Occidental 1) coincide con la cuenca de aportación al río Gor. El otro que se ha denominado Sector Occidental 2, drena a través de una serie de manantiales entre los que destaca el de Hernán Valle.

Los bombeos que tienen lugar en este acuífero son de 5 l/s en el Sector Occidental 1, 1,25 l/s en el Sector Occidental 2 y 1,045 l/s en el Sector Oriental 2.

La demanda urbana de la zona se ha estimado en 2.8 hm<sup>3</sup>/a. De estos, 0,3 hm<sup>3</sup>/a corresponden al sector occidental y 2.5 hm<sup>3</sup>/a al sector oriental. La demanda agrícola se ha cuantificado en 36.3 hm<sup>3</sup>/a. De esta cuantía

## SECCIÓN IX. USO INTEGRADO DEL AGUA: CASOS DE ESTUDIO

4.5 hm<sup>3</sup>/a se asignan al sector occidental y 31.8 hm<sup>3</sup>/a al sector oriental.

El esquema de partida planteado para la simulación no contempla el embalse de Gor, puesto que todavía no se ha construido. Los resultados obtenidos muestran un importante déficit tanto en las demandas urbanas como en las de regadío.

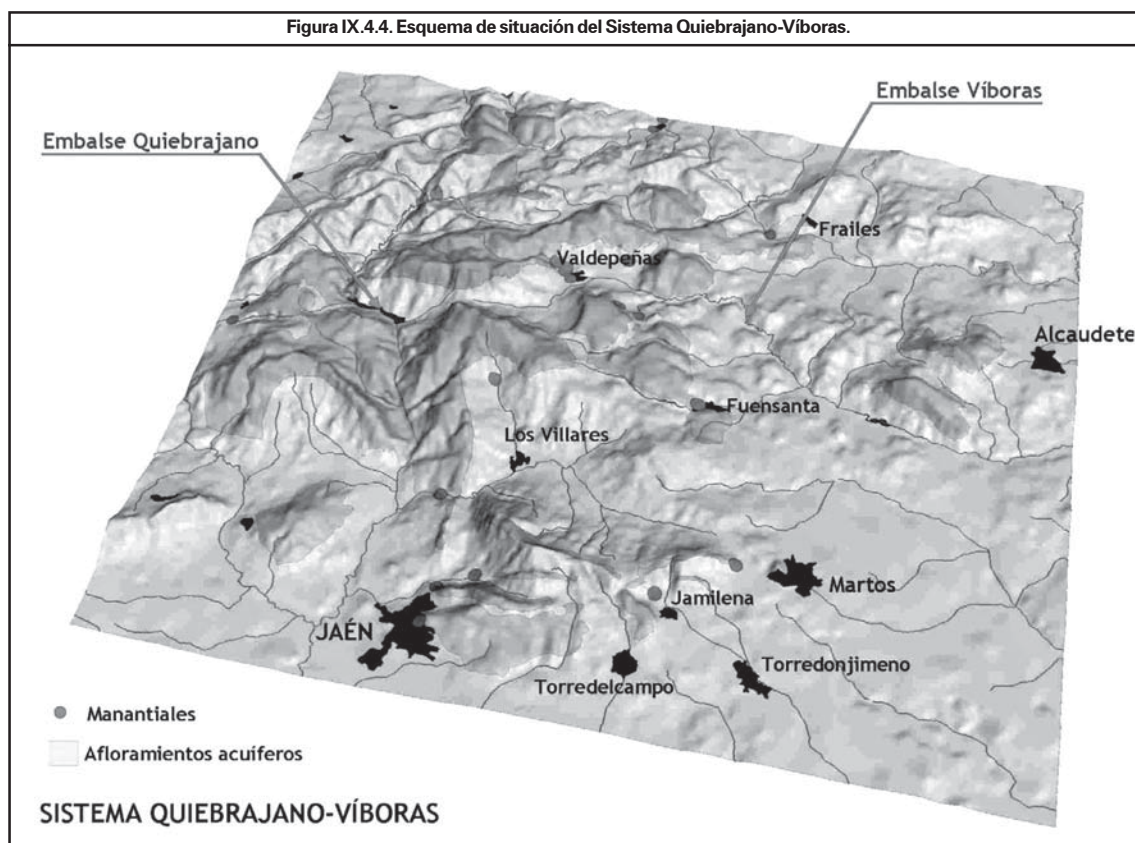
Con la introducción en el esquema de gestión del embalse de Gor se consiguen garantías de 100% en las demandas directamente relacionadas con dicho embalse, pero no en el resto. Ahora bien, si a este esquema de gestión se le incorporan una serie de bombeos adicionales, tanto en el sector occidental 1 como en el oriental 1 y 2, se obtienen los siguientes resultados:

- Los bombeos que sería preciso establecer alcanzarían una cuantía máxima del orden de 850 l/s.
- Los bombeos adicionales proporcionan una disminución de las salidas naturales del sistema del orden de 3 hm<sup>3</sup> con respecto al esquema inicial.
- Los bombeos adicionales proporcionan un aumento notable de la garantía que es cercana a 100% en muchos casos.
- En la demanda de riego del sistema Oriental 2, que es la mayor dentro del esquema considerado, se consigue una garantía volumétrica del orden de 70% y una garantía mensual superior a 80%. Esto supone una gran mejora con respecto a los valores de partida.

### **Sistema de recursos hídricos Quiebrajano-Víboras (Cuenca del Guadalquivir)**

El sistema de explotación Quiebrajano-Víboras (figura IX.4.4) sufrió durante la primera mitad de la última década del siglo pasado una enorme sequía que obligó a replantear su esquema de gestión que, hasta entonces, se fundamentaba en acciones de tipo individual y descoordinadas entre sí, que implicaban el uso exclusivo de una única fuente de agua (superficial o subterránea) para satisfacer una determinada demanda hídrica. En este esquema de aprovechamiento el agua superficial se regulaba a través del embalse de Quiebrajano, que se había erigido en el río Jaén, y el agua subterránea mediante numerosos sondeos, perforados en diferentes acuíferos, que se gestionaban individualmente.

Dentro del nuevo esquema de explotación que se planteó al inicio del verano de 1995, para solventar los efectos provocados por la sequía que afectó a la península Ibérica durante los años 1992, 1993, 1994 y 1995, se emprendieron actuaciones que abordaban tanto el uso de aguas superficiales como subterráneas mediante la ejecución de sondeos de emergencia, utilización en agricultura de recursos no convencionales, construcción de una instalación de recarga artificial de acuíferos y levantamiento de un embalse de regulación en el curso del río Víboras. Junto a estas actuaciones también se programó que la gestión del sistema de explotación Quiebrajano-Víboras se subdividiría en dos subsistemas de explotación (subsistema Quiebrajano y subsistema Víboras) y en una serie de acciones aisladas que sólo afectarían a unos pocos acuíferos. El subsistema Quiebrajano quedaba constituido por el embalse del mismo nombre, por los acuíferos conectados con el río Jaén, por la ciudad de Jaén, que es la capital de la provincia, y por los pueblos de la Mancomunidad del Quiebrajano, y subsistema Víboras por el embalse del mismo nombre, por los acuíferos conectados con el río Víboras y por los pueblos de la Comarca de Martos. Aunque todas las actuaciones reseñadas anteriormente se planificaron sin antes plantear y realizar un modelo matemático de utilización conjunta es menester indicar que las mismas han proporcionado resultados relativamente buenos.



El anterior esquema de gestión ha estado funcionando hasta el año 2004 en que se han programado nuevas actuaciones que, en contrapartida a lo ocurrido en el año 1995, si se plantean bajo una dinámica que contemplen un estudio previo y detallado de utilización conjunta antes de tomar cualquier decisión, los resultados serán sin duda alguna, mucho mejores. Dichas actuaciones son las siguientes:

1. Conexión entre los sistemas de tuberías del subsistema de explotación Víboras y el subsistema de explotación Quiebrajano con el objeto de incrementar el aporte de agua a Jaén capital y a los pueblos del sistema Quiebrajano. Dicha conexión será reversible por lo que también será factible el aporte de agua del subsistema Quiebrajano al subsistema Víboras.

2. Dado que la calidad que presentan las aguas del embalse del Víboras es deficiente, ya que el vaso del embalse y parte de la cuenca de recepción se encuentran asociadas a formaciones salíferas, se pretende comparar las siguientes alternativas:

- a) Utilización del agua almacenada en el embalse del Víboras, tratamiento en una planta desaladora y bombeo de unos 190 m de altura de elevación para proceder a la distribución.

- b) Utilización directa mediante bombeo y captación de manantiales de los recursos subterráneos de la cabecera del río Víboras antes de que estos lleguen al embalse del mismo nombre y se contaminen.

## SECCIÓN IX. USO INTEGRADO DEL AGUA: CASOS DE ESTUDIO

3. Dado que el embalse del Quiebrajano presenta pérdidas en su vaso (estimadas en 2.29 hm<sup>3</sup>/a para el periodo 1989-2000 y en un rango de variación de 1.64 hm<sup>3</sup>/a a 8.19 hm<sup>3</sup>/a), que recargan al acuífero Grajales, se pretende analizar si resulta más adecuado seguir permitiendo estas filtraciones y aprovechar las teóricas pérdidas a través del aprovechamiento que se realiza del acuífero de Grajales o bien impermeabilizar el vaso del embalse.

4) El acuífero Gracia-Morenita presentan su principal descarga fuera del sistema de explotación Quiebrajano-Víboras en un emplazamiento de singular valor ecológico (nacimiento del río San Juan) donde existen unas demandas consolidadas. Ambas consideraciones se pueden ver afectadas por las actuaciones que se realicen en el sistema Quiebrajano-Víboras, por lo que para paliar esta posible afección se pretende analizar la posibilidad de establecer un sistema de recarga artificial en dicho acuífero con excedentes del sistema Víboras.

Los principales resultados que muestra el modelo matemático realizado son los siguientes:

El modelo pone de manifiesto que el sistema de explotación es para la situación actual excedentario, ya que, en términos de balance hidrológico, la demanda supone únicamente 44.1% de la aportación media anual. Las situaciones conyunturales de escasez de recursos que se han presentado en periodos de extrema sequía se deben, según el modelo realizado, a una importante estacionalidad de las aportaciones, a una escasa capacidad de regulación del sistema superficial (el embalse del Quiebrajano regula 6.84 hm<sup>3</sup>/a como promedio y el Víboras tiene una capacidad notablemente inferior a la aportación superficial que llega al mismo), a una deficiente infraestructura de captación-aducción (pérdidas de hasta 16% en las grandes tuberías de conducción), y a una limitada capacidad de tratamiento de las plantas de potabilización. Estos problemas se han resuelto hasta la fecha gracias a la captación de recursos subterráneos (ejecución de sondeos de emergencia) y a la utilización en agricultura de recursos no convencionales (aguas residuales depuradas).

El análisis de la alternativa de actuación que propone la conexión de los subsistemas Quiebrajano y Víboras pone de manifiesto que la mejor opción de gestión, para la combinación que maximiza el criterio garantía y calidad del agua y minimiza el criterio coste del agua, es aquella que propugna la hipótesis que no se utilice el agua almacenada en el embalse del Víboras y se exploten directamente los acuíferos de cabecera de este río para abastecimiento urbano. Esta alternativa proporciona la ventaja adicional de dejar un mayor vaciado en el vaso del embalse, ya que el aporte de aguas subterráneas al mismo disminuye al aumentar la explotación de los acuíferos mediante sondeos. El hueco adicional que se crea en el embalse se llenará con la escorrentía superficial que actualmente no es capaz de regular, por lo que se podrán incrementar los recursos que se destinan al regadío que se realiza aguas abajo del embalse. No obstante este agua será de muy baja calidad. Las posibles afecciones que se puedan producir, en algunos manantiales cuyas surgencias dan lugar a parajes de singular belleza, se podrán subsanar bien mediante regulación de estos manantiales mediante sondeos que viertan parte de las aguas que bombean a los cursos de agua en los periodos en que éstos se queden secos por el volumen explotado, o bien contemplando actuaciones de recarga artificial de acuíferos en dichos acuíferos. El volumen a recargar se ha calculado en función de las disponibilidades de agua en un valor medio de 1.13 hm<sup>3</sup>/a y un valor máximo de 1.47 hm<sup>3</sup>/a.

Por último, el modelo también pone de manifiesto que una impermeabilización del embalse del Quiebrajano proporciona una mejora notable en los indicadores de garantía del sistema. Esta afirmación corresponde a una situación en la que no se ha valorado el coste económico que puede acarrear dicha impermeabilización, ni el impacto ecológico que la misma puede causar sobre el caudal circulante aguas abajo del embalse y en las descargas naturales del acuífero de Grajales.

## ■ BIBLIOGRAFÍA

- Andreu, J.; J. Capilla y J. Ferrer (1992). *Modelo SIMGES de simulación de la gestión de recursos hídricos, incluyendo utilización conjunta*. Manual del Usuario. Versión 2.0. Universidad Politécnica de Valencia. Valencia.
- Andreu Álvarez, J. (1993). *Análisis de sistemas y modelación. Conceptos y métodos para la planificación hidrológica*. Ed. Andreu, J. Centro Internacional de Métodos Numéricos en Ingeniería (CIMNE). Barcelona.
- Andreu, J.; J. Capilla y E. Sánchis (1993). "Sistema soporte de decisión basado en ordenador para planificación y sistemas complejos de recursos hídricos", en Andreu, J. (ed.) *Conceptos y métodos para la planificación hidrológica*. CIMNE, Barcelona.
- Andreu, J. y J. Capilla (1993). "El modelo de gestión de cuencas SIMGES", en Andreu, J. (ed.) *Conceptos y métodos para la planificación hidrológica*. CIMNE, Barcelona.
- Andreu, J.; J. Capilla y F. Cabezas (1994). "Los sistemas soporte de decisión en la planificación y gestión racional de los recursos hídricos", en *Congreso Nacional de Agua y Medio Ambiente*. Zaragoza.
- Brandt, G. (1998). "Arreanaes Artificial Recharge Trial Plant, Denmark. Hydrological and Chemical Aspects", *Third International Symposium on Artificial Recharge of Groundwater*, Amsterdam.
- Cabezas, F. (1993). *Consideraciones de los recursos hidrogeológicos y no convencionales en el Plan Hidrológico de la cuenca del Segura*. Seminario de la Universidad Internacional Menéndez Pelayo de Santander. Ministerio de Obras Públicas, Transporte y Medio Ambiente.
- Carrera Ramirez, J.; L. Vives Vergara; J. Heredia Díaz; B. López Camacho y Camacho; P. E. Martínez Alfaro y S. Castaño Castaño (1988). "Modelo de gestión conjunta de recursos hidráulicos superficiales y subterráneos. Aplicación a la cuenca del río Guadalhorce", *Boletín de Informaciones y Estudios* (48) 9-34.

## SECCIÓN IX. USO INTEGRADO DEL AGUA: CASOS DE ESTUDIO

- Castaño-Castaño, S.; J. M. Murillo-Díaz y L. Rodríguez-Hernández (2000). "Establecimiento de reglas de operación y recomendaciones de gestión de los recursos hídricos de la marina Baja de Alicante mediante el empleo de un modelo matemático de simulación conjunta", *Boletín Geológico y Minero III*, (2-3).
- Custodio, E. (2000). "Comentarios sobre la utilización conjunta de aguas superficiales y subterráneas en las sequías", *Revista Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*. 94 (2).
- Dreher, J.E. y A. Gunatilaka (1998). "Groundwater Management System in Vienna, Austria. An Evaluation after Three Years of Operation", *Third International Symposium on Artificial Recharge of Groundwater*. Amsterdam.
- Gómez Gómez, J.D.; J. A. López Geta. y J. A. Navarro láñez (2001). "Modelo de uso conjunto de recursos hídricos en la Costa del Sol Occidental", en *Congreso Las Caras del Agua Subterránea*. Barcelona.
- Hatva, T. (1996). "Artificial Groundwater Recharge in Finland", *International symposium on Artificial Recharge of Groundwater*. Helsinki.
- Hijort, J. y P. Ericsson (1996). "Investigation of a future artificial groundwater supply of greater Stockholm", *International symposium on Artificial Recharge of Groundwater*. Helsinki.
- László, F. y P. Literathy (1996). "Processes Affecting the Quality of Bank-Filtered Water", *International symposium on Artificial Recharge of Groundwater*. Helsinki.
- López Camacho y Camacho, B. y M. Varela Sánchez (1988). "Utilización conjunta de aguas superficiales y subterráneas en la provincia de Madrid", *Boletín de Información y Estudios*. (48).
- López Geta, J. A.; J. A. Navarro láñez; J. D. Gómez Gómez; R. Ortega Vargas; L. Linares Girela y L. Cillanueva Delgado (2001). "Simulación y optimización de la gestión conjunta de recursos hídricos en el sistema Costa del Sol Occidental", en *VII Simposio de Hidrogeología AEH*. Murcia. XXIII.
- Llamas, M. R.; J. M. Fornés; N. Hernández-Mora y L. Martínez-Cortina (2001). *Aguas Subterráneas. Retos y oportunidades*. Fundación Marcelino Botín. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid.

- Mateos-Ruiz, R. M.; D. Crespí-Bestard; A. Galmés-Díaz Plaja y C. González Casanovas (2001). "Regadío con aguas residuales tratadas en la isla de Mallorca. Afección a las aguas subterráneas", *VII Simposio de Hidrogeología*, 24.
- MIMAM (2000). *Libro blanco del agua en España*. Ministerio de Medio Ambiente. Secretaría de Estado de Aguas y Costas. Dirección General de Obras Hidráulicas y Calidad de las Aguas.
- MINER-MOPTMA (1994). *Libro Blanco de las Aguas Subterráneas*. Secretaría General Técnica. Centro de Publicaciones. Ministerio de Obras Públicas, Transporte y Medio Ambiente.
- Morel-Seytoux, H.J. (1985). "Conjunctive Use of Surface and Ground Waters. Artificial Recharge of Groundwater", en Asano, T. (ed). *Butterworth Publisher. Stoneham*. United States of American.
- Murillo, J.M.; J. A. de la Orden; J. L. Armayor. y S. Castaño (2000). *Recarga Artificial de Acuíferos. Síntesis Metodológica. Estudios y actuaciones realizadas en la provincia de Alicante*. Diputación Provincial de Alicante-Instituto GeoMinero de España, Alicante.
- Murillo, J.M.; M. Henche; S. Castaño; T. Peinado; J. C. Rubio. y J. A. López-Geta (2001). "Simulación de actuaciones de uso conjunto en la Sierra de Baza. Apoyo al embalse de Gor con bombeos en los acuíferos de cabecera", en Medina y Carrera (eds.). *Congreso Las Caras del Agua Subterránea*. Barcelona II.
- Pascual-Díaz, J.M. (1996). *Integración de los recursos de aguas subterráneas en el conjunto de los recursos de las cuencas Internas de Cataluña. Las Aguas Subterráneas en las cuencas del Ebro, Júcar e Internas de Cataluña y su papel en la planificación hidrológica*. Asociación Internacional de Hidrogeólogos. Grupo Español, Lleida, 283-289.
- Rebollo, L.F. (1999). *Gestión conjunta de recursos hídricos superficiales y subterráneos y sobreexplotación de acuíferos. Las aguas subterráneas como nuevo recurso hídrico: gestión, calidad, problemática ambiental y contaminación*. Curso de Verano. Universidad de Burgos.
- Sahún Artigas, B y J. M. Murillo Díaz (2000). *Identificación de acciones y programación de actividades de recarga artificial de acuíferos en las*



## SECCIÓN IX. USO INTEGRADO DEL AGUA: CASOS DE ESTUDIO

*cuencas intercomunitarias*. Ministerio de Medio Ambiente y Ministerio de Ciencia y Tecnología. Instituto Tecnológico Geominero de España.

Sahuquillo A. y A. Sánchez-González (1983). "Metodología para la realización de estudios de utilización conjunta de aguas superficiales y aguas subterráneas", *Boletín de Informaciones y Estudios*. Madrid (43).

Sahuquillo Herraiz, A. (1983). "El método de los autovalores", en *Curso sobre utilización conjunta de aguas superficiales y subterráneas*. Servicio Geológico de Obras Públicas. Universidad Politécnica de Valencia. Valencia-Castellón de la Plana. Documento B-8.

\_\_\_\_\_ (1985). "Criterios actuales para la gestión conjunta de aguas superficiales y subterráneas", *Revista de Obras Públicas*. (3.235).

\_\_\_\_\_ (1993). "Papel de los acuíferos en la regulación de los recursos hídricos", en *Las Aguas Subterráneas. Importancia y Perspectiva*. Instituto Tecnológico Geominero de España y Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Madrid.

\_\_\_\_\_ (1996). *Posibilidades del uso conjunto de aguas superficiales y subterráneas en la planificación hidráulica. Las Aguas Subterráneas en las cuencas del Ebro, Júcar e Internas de Cataluña y su papel en la planificación hidrológica*. Asociación Internacional de Hidrogeólogos. Grupo Español, Lleida.

\_\_\_\_\_ (2000). "La utilización conjunta de aguas superficiales y subterráneas en las sequías", *Revista de la Real Academia de Ciencias Exactas Físicas y Naturales*. 94. (2).

\_\_\_\_\_ (2001). *El Plan Hidrológico nacional y el Uso Conjunto. Las Aguas Subterráneas en el Plan Hidrológico Nacional*. Asociación Internacional de Hidrogeólogos Grupo Español.

Sánchez González, A. y J. M: Murillo (1997). *Integración de los acuíferos en los sistemas de explotación*. Servicio de Publicaciones del Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

Schöttler, U. (1996). "Artificial recharge of groundwater in Germany. State of art in research and practice", *International Symposium on Artificial Recharge of Groundwater*, Helsinki.



*Índice analítico*



# Índice analítico

## A

- Abandono de pozos III-72
- Abanicos aluviales II-91
- Abastecimiento
  - rural V-32
  - urbano V-31
- Absorción IV-29
  - e intercambio iónico IV-35
- Acidez IV-16
- Ácido
  - fúlvico IV-24
  - nítrico IV-22
  - sulfúrico IV-21
- Ácidos húmicos IV-24
- Actividad
  - biológica VI-69
  - microbiana IV-37
- Actividades antrópicas VIII-41
- Acuicludo III-9
- Acuífero III-9, IX-17
  - cautivo III-83, III-91
  - fracturado VI-51
  - libre III-95
  - semiconfinado III-95
- Acuíferos I-10, III-5, IX-8
  - carbonatados III-41
  - cautivos (confinados, a presión
    - o en carga III-11
  - colgados III-12
  - confinados VI-52
  - consolidados III-10
  - costeros IV-44
  - detríticos no consolidados III-9
  - fracturados o figurados III-11
  - kársticos III-10
  - libres III-11
  - porosos III-10
  - semiconfinados III-12
  - sobreexplotados III-29
- Acuífugo III-9
- Acuitardo III-9
- Afección a los sistemas acuáticos VIII-41
- Aforo químico II-83
- Aforos III-81
  - químicos II-82
- Agencias de agua VII-24
- Agente oxidante IV-18
- Agentes
  - quelantes IV-23
  - secuestrantes IV-23
- Agregación de partículas IV-28
- Agresión ambiental VIII-67
- Agua
  - capilar III-5
  - de constitución III-6
  - higroscópica III-5
  - libre, gravífica o de gravitación III-5
  - pelicular III-5
  - residual regenerada VI-26
  - blanca VI-5
- Aguas
  - blancas VI-5
  - de escorrentía IV-47
  - de esteros VIII-70
  - de origen fósil III-7
  - de origen juvenil III-6
  - de origen meteórico III-6
  - de potabilización IV-27
  - en España IX-19
  - minerales IV-48
  - negras VI-5
  - residuales IV-44, V-33, VI-5
  - residuales agrícolas VI-5
  - residuales domésticas o aguas negras VI-5
  - residuales industriales VI-5
  - residuales urbanas VI-5
  - superficiales II-3
- Álabe III-74
- Alcalinidad IV-15, VI-12
  - a la fenolftaleína IV-15
  - total IV-15
- Alcantarillado VI-17
- Algas II-143
- Almacenamiento geológico de CO<sub>2</sub> VI-86
- Alto cúmulos II-28
- Altostratos II-28
- Aluminio IV-17
- Amoníaco IV-19
- Amonio II-133, IV-19
- Análisis
  - costo-efectividad VII-56
  - de caudales máximos. II-114
  - de datos pluviométricos II-48
  - de ensayos de bombeo III-92
  - de Frecuencia Hidrológico II-119
  - de hidrogramas II-62
  - económico VII-39, VII-47
  - económico de proyectos de irrigación VII-62
  - entrópico del agua VIII-79
  - financiero VII-39
  - hidrológico II-119
  - hidrológico estocástico II-111
- Andesita III-46
- Anisotropía III-18, VI-43
- Aproximación de Jacob III-91
- AQUATOOL IX-6
- AQUIVAL IX-6
- Arcillas III-37, IV-28
- Arcillitas III-38
- Área
  - de captura VI-54
  - específica IV-27
- Arena III-38
- Areniscas III-38
- Arrastre de sedimentos II-89
- Asociación con metabolitos y sustancias hidrofóbicas IV-26
- Asociaciones alemanas de cuenca VII-21
- Atmósfera I-5, II-19

## ÍNDICE ANALÍTICO

Atributos V-27

Azufre IV-21

## B

Bacillariophyceae II-136

Bacterias IV-19, VI-8

Balance hídrico I-11

Balsas y lagunas VI-62

Bario IV-41

Barómetro II-22

Basalto III-46

Bases de Lewis IV-23

Basicidad IV-16

Beneficios

de la producción VII-53

líquidos VII-43, VII-57

líquidos y razón costo/  
beneficio VII-43

Bentos II-140

Bicarbonato-carbonato IV-7

Bioconcentración IV-11

Biodegradación IV-37

Bioindicadores VI-7

Biopolímeros IV-26

Biotransformación IV-37

Bombas III-48, III-72

centrífugas III-72

reciprocantes III-72

rotativas III-72

Bombeos IX-33

Boro IV-41

Bromuro IV-41

## C

Calcio IV-7

Calcita III-40

Cálculo

de descensos III-93

de la ETP II-51

de la ETR II-57

Calidad

del agua IV-1, IV-49

del agua para la agricultura

IV-51

del agua para la industria IV-51

del agua potable IV-51

Calizas III-45

Calor específico IV-5

Cambio climático VIII-27, VIII-

28, VIII-31

Capacidad

calorífica IV-5

de infiltración VI-67

de intercambio catiónico IV-28

Captación

de agua subterránea III-34, III-  
53

de aguas poco profundas III-  
55

de aguas subterráneas III-53

de manantiales III-54

Características

de los pozos de observación  
III-82

del agua de recarga VI-67

del drenaje II-12

del pozo de bombeo III-82

del río principal II-15

fisiográficas II-5

Caracterización limnológica II-129

Carbonato

de calcio IV-12

de calcio y el agua IV-12

Carbono

orgánico disuelto IV-19

orgánico total IV-19

Carga

contaminante V-34

contaminante del drenaje  
pluvial rural V-34

contaminante del drenaje  
pluvial urbano V-34

de presión III-17

hidráulica III-16, III-18

Carstificación III-40

Cartografía de vulnerabilidad VI-34

Carts III-41

Caudal III-90

constante III-81

de banca llena II-88

de explotación III-72

ecológico VIII-14

escalonado III-81

específico III-80

específico III-90

líquido dominante II-88

máximo II-87

óptimo de explotación III-72

sólido II-88, II-100

Cavitación III-76

Cementación III-37, III-70

Cenizas III-48

Chimiotox VIII-78

Cianobacterias II-135

Ciclo

biogeoquímico II-133

de aguas I-6

de la gestión del conocimiento  
VIII-96

del agua II-3

hidrogeológico IV-33

hidrológico I-8, I-9, I-11, II-3

Ciclones tropicales II-40

Ciclos biogeoquímicos IV-26

Circulación

de la atmósfera II-32

directa III-63, III-66

inversa III-64, III-67

oceánica II-34

Cirrocúmulos II-27

Cirrostratos II-27

Cladocera II-139

Clasificación

de Köppen II-36

de Thorntwaite II-37

de un río II-92

Clasificaciones climáticas II-36

Clima II-35

Clorofilas VIII-49

Clorophyceae II-137

- Cloruro VI-12  
 Cloruros IV-7  
 CO<sub>2</sub> III-41  
 Coagulación IV-26, IV-28  
 Cobertura vegetal II-66  
 Cobro por el uso de los recursos  
   hídricos VII-19  
 Coeficiente  
   de almacenamiento III-21  
   de almacenamiento específico  
     III-20  
   de distribución IV-10  
   de partición IV-10  
   de sinuosidad II-16  
   radiales III-58  
 Coliformes fecales VIII-79  
 Colmatación III-55, VI-68  
 Coloides IV-27  
   hidrofóbicos IV-28  
 Comercio internacional VII-52  
 Comité de la cuenca VII-26  
 Compactación III-37  
 Compañía Nacional del Ródano,  
   Francia VII-22  
 Comparación  
   de proyectos VII-56, VII-62  
   de proyectos interdependientes  
     VII-62  
 Componentes del flujo II-70  
 Composición  
   de las aguas naturales IV-7  
   química de las aguas  
     subterráneas IV-42  
 Compuestos  
   de coordinación o complejos  
     IV-23  
   inorgánicos y minerales VI-8  
   orgánicos VI-7  
   orgánicos IV-29  
   organometálicos VI-8  
   procedentes de efluentes  
     agrícolas VI-8  
   que se forman durante el  
   tratamiento de VI-8  
 Concentración  
   de clorofila a y b VIII-57  
   de metales pesados VIII-49  
   de nutrimentos VIII-44  
   del soluto IV-60  
 Concepto  
   de entropía VIII-80  
   de Gestión Integrada de  
     Recursos Hídricos VIII-94  
   de inyección profunda VI-71  
   de vulnerabilidad VI-30  
 Conceptos de riesgo e  
   incertidumbre VII-65  
 Condiciones anaeróbicas IV-18  
 Conductividad hidráulica I-9, III-  
   17, III-18, III-45, VI-45  
 Configuración  
   de la superficie piezométrica  
     VI-51  
   morfológica de los lagos II-129  
 Conflictos V-11  
 Conglomerados III-37  
 Cono de descenso III-79  
 Conservación  
   de los recursos hídricos VI-1  
   del agua VIII-19  
 Consideración de valores  
   adicionales VII-48  
 Constante dieléctrica IV-5  
 Constantes de equilibrio IV-10  
 Constituyentes de las aguas  
   subterráneas IV-40  
 Constructivas III-41  
 Contaminación VIII-68  
   antrópica VI-29  
   atmosférica IV-49  
   de las aguas subterráneas IV-43  
   de origen urbano IV-43  
   ganadera IV-43  
   puntual y no puntual IV-50  
 Contaminantes  
   de las aguas superficiales IV-50  
   en el agua sedimento y biota  
     VIII-46  
   en subsuperficie IV-57  
   físicos IV-44  
   microbiológicos IV-44  
   químicos IV-44  
 Copepoda II-139  
 Coprecipitación IV-26  
 Corrección de Jacob III-88  
 Corrosión IV-22  
 Costo  
   de oportunidad VII-47  
   energético VIII-89  
 Costos  
   de los insumos VII-54  
   del reciclado artificial VIII-89  
   del trasvase VIII-74  
   invertidos VII-48  
 Criterios  
   administrativos VI-15  
   de calidad IV-50  
   de calidad aplicados al agua  
     IV-50  
   de clasificación del agua VIII-83  
   e índices de calidad del agua  
     IV-47  
   e índices para establecer la  
   calidad del VIII-78  
   integrales VII-57  
   para la comparación de  
   proyectos VII-56  
 Crustácea II-139  
 Cryptophyceae II-135  
 Cryptosporidium VI-10  
 Cryspophyceae II-136  
 Cuarzitas III-51  
 Cuenca  
   hidrográfica I-9, V-13  
   sedimentaria III-36  
 Cuencas hidrográficas V-25, VIII-63  
 Cumuliformes II-30  
 Cumulonimbos II-30  
 Cúmulos II-30  
 Curva  
   de aforos II-66  
   de gastos II-78

## ÍNDICE ANALÍTICO

- de rendimientos III-77
- hipsométrica II-8
- Curvas
  - características III-77
  - isopiezas III-29
  - isoyetas II-50
- Cyanophyceae o cianobacterias II-135
- D**
- Datos
  - catastrales de demanda de agua V-21
  - hidrométricos y pluviométricos V-21
- DBO y DQO VIII-50
- Debate público VIII-23
- Decisiones
  - con maximización del menor retorno VII-70
  - con minimización del mayor arrepentimiento VII-70
  - en situación de riesgo VII-67
- Déficit de saturación II-23
- Deficitario VI-18
- Degradación VI-32
  - entrópica VIII-77
- Demanda
  - bioquímica de oxígeno IV-19, VIII-79
  - de oxígeno IV-18
  - hídrica V-31
  - química de oxígeno IV-19
  - urbana IX-33
- Demandas, usos y consumos IX-8
- Densidad VI-11
  - de drenaje II-14
  - hidrográfica II-14
- Depuración V-9
- Desarrollo
  - de un pozo III-71
  - sostenible VIII-23
- Descomposición anaeróbica de
  - materia orgánica IV-19
- Desconsideración de costos invertidos VII-48
- Descontaminación IV-23
- Descuento de riesgo VII-69
- Desdolomitización IV-35
- Desnitrificación IV-22
- Destructivas III-41
- Determinación del nivel estático del agua III-34
- Devastación forestal VIII-69
- Diagénesis III-37
- Dinámica de solutos en medios porosos IV-61
- Dinophyceae II-136
- Diorita III-46
- Dióxido
  - de azufre IV-21
  - de carbono IV-9
- Disco de Secchi VIII-54
- Disolución III-41
  - de los gases IV-34
- Dispersión VI-31
  - hidrodinámica IV-59
  - mecánica IV-60
  - /dilución VI-31
- Disponibilidad IV-47
- Distribución
  - cronológica del flujo II-67
  - de agua IX-17
  - de la conductividad hidráulica VI-51
  - de probabilidad II-113
  - vertical del agua III-7
- Doblemente separativo VI-17
- Dolomita III-40
- Drenes III-55
  - y galerías III-79
- Dureza IV-16
- E**
- E. coli enteroinvasivo VI-9
- Económica de un proyecto VII-50
- Ecuación
  - de continuidad II-93
  - de difusión III-22
  - de Euler III-73
  - de Manning II-93
  - de Nerst IV-21
  - de Richards III-23
- Ecuaciones fundamentales en aguas subterráneas III-21
- Efecto de la recarga VI-45
- Eficiencia de un pozo III-80
- El ciclo energético del agua VIII-81
- El clima II-35
- El comité de cuenca VII-23
- “El Niño” oscilación del sur II-38
- El viento II-24
- Elemento
  - de rotura III-59
  - traza IV-7
- Elementos radioactivos IV-23
- Embalse II-103, II-107
- Embalses VIII-6, IX-8
- Empaque
  - de gravas III-59, III-70
- Endocársticas III-41
- Energía hidroeléctrica II-3, IV-48
- Enfoques
  - de decisión VII-68
  - determinísticos VII-68
  - probabilísticos para decisiones en situaciones de riesgo VII-71
- Ensayo de bombeo III-72
- Ensayos
  - de bombeo III-86, III-90, III-94
  - de bombeos III-81
  - de inyección VI-86
  - de recuperación III-81
- Entropía VIII-80
- Entubación III-59
- Entubado III-70

Epilimnion II-131  
 Equidad de género VIII-35  
 Erosión III-55  
 Escasez VIII-19  
     de agua VIII-71  
     hídrica VIII-64  
 Escherichia coli VI-9  
 Escoria III-48  
 Escorrentía I-10  
 Escurrimiento II-65  
     superficial II-66, II-70  
 Esquistos III-49  
 Estabilidad de coloides IV-27  
 Estimación de la punta del  
     hidrograma II-72  
 Estratiformes II-26  
 Estratocúmulos II-30  
 Estratos II-29  
 Estratosfera I-5, II-19  
 Estrés hídrico VIII-28  
 Estroncio IV-41  
 Estructura del acuífero III-31  
 Estudios  
     de impacto ambiental VIII-5  
     geofísicos III-33  
     geológicos III-41  
 ETP II-51  
 ETR II-51  
 Euglenophyceae II-137  
 Eutrofización II-141, IV-53  
 Evaluación del impacto ambiental  
     VIII-5  
 Evaporación II-51  
 Evaporímetro  
     de Piché II-52  
     de Wild II-52  
 Evaporímetros II-52  
 Evapotranspiración II-51  
 Evapotranspirómetros II-51  
 Eventos hidrológicos extremos  
     (avenidas, estiajes, etc.)  
     II-111  
 Exocársticas III-41  
 Exosfera II-19

## F

Factor  
     de depósito de fondo de  
     amortización VII-41  
     de pago único, cantidad  
     compuesta VII-41  
     de pago único, valor presente  
     VII-41  
     de recuperación de capital  
     VII-41  
 Factores  
     de seguridad VII-69  
     hidrogeológicos y geológicos  
     VI-66  
     que afectan a la recarga VI-66  
     topográficos VI-66  
 Fenoles VI-8  
 Fenómeno global del cambio  
     climático VIII-27  
 Fenómenos  
     de absorción IV-29  
     hidrometeorológicos II-38  
 Fermentación IV-20  
 Fertilizantes IV-43  
 Filonianas III-46  
 Filosofía de gestión hídrica IX-3  
 Filtración IX-17  
 Filtros III-70  
 Financiamiento internacional VII-  
     56  
 Fitoplancton II-134, VIII-57  
 Floculación IV-28  
 Fluctuaciones piezométricas III-31  
 Fluido  
     (o lodo) de circulación ( o de  
     perforación) III-62  
     de perforación III-64  
 Flujo II-65  
     base II-70  
     en medio no saturado III-19  
     en medios fracturados III-23  
     en medios porosos y fisurados  
     III-15

específico III-17  
 hipodérmico II-70  
 intermedio III-13  
 local III-12  
 subterráneo II-70  
 uniforme II-93  
 uniformemente variado II-96  
 Fluor IV-41  
 Focos de contaminación IV-43  
 Forma general del hidrograma II-68  
 Formación de complejos IV-25  
 Formas del nitrógeno VI-12  
 Fórmula  
     de De Glee o de Jacob-  
     Hantush III-87  
     de Dupuit III-88, III-90  
     de Hantush III-95  
     de Theis III-91  
     de Thiem III-84  
 Fosas VI-63  
     sépticas V-7  
 Fósforo II-134, VI-13  
 Frente cálido II-46  
 Fuentes  
     de carbono VIII-42  
     de fósforo VIII-42  
     de nitrógeno VIII-41  
 Fuerza  
     de la gravedad I-5, II-21  
     iónica IV-35  
 Función  
     Beta II-114  
     de densidad de probabilidad II-  
     113  
     de distribución II-113  
     de distribución Gamma-Laguerre  
     II-118  
     de distribución generalizada de  
     valores extremos II-116  
     de distribución Log-Normal con  
     tres paráme II-115  
     de distribución Log-Pearson  
     (Tipo 3) II-117  
     de pozo III-91



## ÍNDICE ANALÍTICO

Gamma II-114  
Gumbel Tipo I II-115  
Funcionamiento de las bombas  
centrífugas III-73  
Funciones  
de distribución II-114  
de distribución de caudales  
máximos II-114

## G

Gabro III-46  
Galería de captación III-54  
Galerías III-55  
filtrantes III-35  
Ganadería V-33  
Gases atmosféricos IV-9  
Geometría del acuífero VI-43  
Geoprocesamiento V-15  
Geoquímica IV-33  
Gestión  
de aguas VIII-80  
de información hidrológica V-39  
de la calidad IV-52  
de la demanda VII-6  
de las aguas VII-11  
de recursos hídricos VII-1,  
VIII-1, VIII-27  
de residuos líquidos VI-71  
de vertidos VI-15  
del agua VIII-35  
del conocimiento VIII-93  
entrópica VIII-80  
entrópica de recursos hídricos  
VIII-77  
integrada V-5  
integrada de recursos hídricos  
VIII-3, VIII-29, VIII-93  
Giardia lamblia VI-10  
Gneis III-50  
Golpe de ariete III-76  
Gradiente  
de potencial III-17  
hidráulico III-25

Grado de saturación III-22  
Granito III-46  
Grava III-37  
Gumbel Tipo I II-114

## H

Heliógrafo II-20  
Helminetos VI-8  
Heterogeneidad III-18  
Heterosfera II-19  
Hidráulica  
de captaciones III-83, III-91  
de pozos III-79, VI-41  
fluvial II-87  
Hidrocarburos VI-8  
Hidrofílicos IV-27  
Hidrofóbicos IV-27  
Hidrogeoquímica IV-33  
Hidrograma II-68  
tipo II-68  
unitario II-72  
Hidrogramas III-27  
Hidrología II-19  
estocástica II-111  
isotópica IV-42  
subterránea III-1, III-18  
superficial II-1  
Hidrometeorología II-19  
Hidrometría II-3, II-77  
Hidroquímica IV-1  
Hidrosfera I-5, I-6  
Hidro vías V-8  
Hierro IV-41  
Hietograma II-49  
Higrómetro II-24  
Hipolimnion II-131  
Homosfera II-19  
Horizonte de construcción VII-52  
Humedad II-22  
absoluta II-23  
específica II-23  
relativa II-23  
relativa (H) II-23

Humificación IV-25  
Humina IV-24  
Humus IV-25  
Huracanes II-40

## I

Identificación y valoración de  
impactos VIII-9  
Imágenes de satélite V-21  
Impactos  
ambientales VIII-74  
ambientales y sociales VIII-1  
Incertidumbres en proyectos de  
recursos hídricos VII-65  
Indicadores de demandas de agua  
V-31  
Índice  
de calidad de las aguas  
Subterráneas (IQAS) IV-55  
de calidad del agua (IQA) IV-  
54  
de carbonato sódico Residual  
IV-52  
de humedad II-48  
de Palmer II-127  
Índices  
de calidad IV-47, IV-53  
de referencia de calidad para  
suelos y agu IV-44  
Infiltración I-9, I-12, II-59, III-5  
Infiltrómetro  
de doble anillo II-61  
tipo simulador de lluvia II-62  
Infiltrómetros II-61  
Ingeniería de los Recursos  
Hidráulicos V-5  
Ingestión diaria IV-45  
Iniciación del movimiento del  
sedimento II-98  
Insolación II-20  
Instrumentos para la gestión VIII-30  
Insumo  
importado VII-54

- que substituirá la exportación VII-54
- Intemperismo IV-38  
químico IV-38
- Interacciones agua-suelo-roca IV-38
- Intercambio agua-sedimento IV-29
- Intervalo de confianza II-112
- Intervalos temporales de interés VII-50
- Intrusión marina IV-44
- Inventario ambiental VIII-8
- Ioduro IV-41
- Ión común IV-35
- Iones  
mayoritarios IV-7  
minoritarios IV-7
- Ionosfera II-19
- Irrigación V-32
- Isohietas II-50
- K**
- karstificación III-9
- L**
- La circulación oceánica II-34
- La colmatación VI-68
- “La Niña” II-39
- LA-WET VIII-99
- Lago IV-20
- Lagos  
amícticos II-131  
dimícticos II-131  
monomícticos-fríos II-131  
monomícticos-templados II-131  
oligomícticos II-131  
polimícticos II-131  
profundos II-130  
someros II-130
- Lapilli III-48
- Las agencias de agua VII-24
- Las nubes II-25
- Lavas III-48
- Legislación VI-23, VI-26, VII-11
- Ley  
de conservación de masa III-21  
de Darcy III-15  
de Darcy en tres dimensiones III-19  
de distribución IV-10  
de Henry IV-9
- Ligandos IV-23
- Limitación del periodo de análisis VII-69
- Límites permisibles de metales VIII-87
- Limnígrafo III-26
- Limnígrafos II-80
- Limnómetro III-26
- Limnología IV-6
- Limolitas III-38
- Limos III-37
- Línea de energía II-93
- Líneas  
de corriente III-26  
equipotenciales III-18
- Lisímetros II-63
- Litificación III-37
- Litio IV-41
- Litosfera I-5
- Lixiviados IV-43
- Lluvia II-3, II-48  
media mensual II-49
- Log-Normal II-114
- Log-Pearson III II-114
- Los meteoros II-24
- Luz solar VIII-44
- M**
- Macrófitas II-143
- Magnesio IV-7
- Manantial III-54
- Manantiales II-3
- Manganeso IV-41
- Mapas  
de isopiezas III-30
- de vulnerabilidad VI-37
- en papel V-21
- hidrogeológicos III-33
- Márgenes y trayectoria del cauce II-89
- Mármoles III-50
- Matemática financiera VII-39
- Materia  
inorgánica VI-12  
orgánica IV-19, VI-11
- Material en suspensión VI-68
- Materiales  
consolidados III-40  
no consolidados III-40
- Matricial V-27
- Matriz geográfica V-14
- Maximización  
del menor retorno VII-70  
del valor esperado de los retornos VII-71
- Mecanismo del escurrimiento II-67
- Medida de la recarga VI-67
- Medidas  
hidrométricas II-79  
piezométricas III-26
- Mesosfera II-19
- Metales pesados IV-23
- Metalimnion II-131
- Metamorfismo III-49  
de Contacto III-49  
dinámico III-49  
termodinámico o Regional III-49
- Metano IV-20
- Meteorización IV-28
- Meteorología II-19
- Meteoros II-24
- Método  
de Blaney y Criddle II-53  
de Hargreaves II-57  
de máxima verosimilitud II-114  
de Muskingum II-104  
de Puls II-104  
de Thornthwaite II-56  
de Turc II-53, II-58

## ÍNDICE ANALÍTICO

del digrama unitario II-72  
Metodología para estudios de  
impacto ambiental VIII-5  
Métodos  
de recarga VI-61  
de resistencia al flujo II-94  
de vulnerabilidad de acuíferos  
VI-40  
geofísicos III-40, III-41  
Mezcla de aguas IV-42  
Microorganismos IV-24  
Minerales secundarios IV-38  
Minimización del mayor  
arrepentimiento VII-70  
Minoritarios IV-7  
Modelación  
cartográfica V-13  
de las sequías II-112  
Modelo simges IX-6  
Modelos  
cartográficos V-15  
de gestión de cuencas VII-11  
de gestión de los recursos  
hídricos VII-11  
predictivos de eutrofización II-  
145  
Módulo pluviométrico anual  
medio II-48  
Molaridad IV-6  
Molinete II-81  
Monitoreo hídrico V-44  
Monzones II-43  
Morfología fluvial II-87

## N

Necton II-140  
Nimbostratos II-30  
Nitrato IV-19  
Nitratos II-133  
Nitrificación IV-22  
Nitrito II-133, IV-22  
Nitrógeno II-134  
amoniaco VIII-79

molecular IV-22  
Nivel  
dinámico III-79  
entrópico de las aguas VIII-84  
estático III-34  
piezométrico III-25  
Norias III-56  
Normalidad IV-6  
Nubes II-25  
Numerario VII-54  
Número de Froude II-93  
Nutriente IV-23  
Nutrientes II-134, VIII-41  
Nutrimentos VIII-54

## O

Obra de derivación III-54  
Obras hidráulicas VIII-5  
Oceanografía IV-6  
Ocupación territorial VI-55  
Oferta de agua VIII-71  
Oligoelementos IV-26  
Olores VI-11  
Onda de crecida II-105  
OPTIGES IX-6  
Orden de corrientes II-13  
Organismos  
de cuenca VII-21  
de cuenca en ambitos  
regionales VII-21  
de cuenca insertos VII-22  
Orientación II-10  
Ortofosfato IV-24  
Óxido nitroso IV-22  
Oxígeno IV-9, VIII-42  
disuelto IV-18, VIII-51, VIII-79

## P

Parteaguas II-6  
Patrón básico de Gibbs IV-30  
pE IV-20  
Peligro de contaminación VI-30

Pendiente II-10, II-88  
media del río II-15  
Percepción social de los problemas  
hidrológicos y VIII-19  
Percusión III-59  
Pérdidas III-76  
características en pozos III-96  
hidráulicas III-76  
Perfil longitudinal II-15  
Perfiles de oxígeno VIII-49  
Perforación  
a percusión III-59  
a rotación III-59, III-68  
a rotopercusión III-59, III-68  
Perforaciones horizontales  
III-68  
Peridotita III-46  
Perímetro de protección de pozo  
VI-53, VI-46  
Perímetros de protección de  
pozos VI-41  
Periodo  
de análisis VII-51  
de retorno II-112  
Permeabilidad III-18  
intrínseca III-18  
pH IV-6, VI-12  
Pico del hidrograma II-68  
Piezometría III-25  
Piezómetro III-18  
Piranómetro II-20  
Piroclásticos III-48  
Pirofosfato IV-24  
Pizarras III-49  
Plaguicidas IV-43  
Planeación de los recursos  
hidráulicos V-5  
Planes  
de manejo VIII-31  
de saneamiento, sistemas de  
alcantarillado VI-15  
Planificación hidráulica IX-22  
Plutónicas III-46  
Pluviómetros II-48

## X

Poder  
autodepurador VI-6  
en los usuarios VIII-36  
Poliectrolitos IV-28  
Polifosfatos IV-24  
Polígonos de Thiessen II-49  
Polímero IV-25  
Políticas nacionales de recursos  
hídricos VII-7  
Porosidad III-22  
eficaz III-40, VI-47  
Potasio IV-7  
Potencia III-76  
Potencial  
de hidrógeno VIII-43  
redox II-143  
Pozo  
en acuífero libre sin recarga  
III-88  
en acuífero semiconfinado III-86  
incompleto III-79  
parcialmente penetrante III-79  
penetrante III-79  
Pozos III-34, III-79  
con drenes III-57  
con drenes radiales III-79  
excavados III-34, III-56  
profundos III-58  
y sondeos VI-64  
Precipitación II-3, II-45  
convectiva II-45  
frontal o ciclónica II-46  
orográfica II-47  
orográfica o lluvia de relieve  
II-47  
Presión II-22  
Pretratamiento del agua de recarga  
VI-69  
Principales contaminantes del  
agua subterránea IV-49  
Probabilidades de ocurrencia II-  
111  
Problemas hidrológicos y  
ambientales VIII-19

Procesos  
ácido-base IV-11, IV-12  
biogeoquímicos IV-37  
geoquímicos IV-30  
Productividad Primaria VIII-45  
Producto  
de solubilidad IV-10  
para exportación VII-53  
que substituirá la importación  
VII-54  
Profundidad  
del nivel piezométrico III-26  
y transparencia VIII-54  
Programa de gestión de los  
recursos hídricos subte VI-53  
Propiedades del agua IV-5  
Prospección de aguas  
subterráneas III-33  
Protección  
de los recursos hídricos  
VI-29  
integrada de la calidad de las  
aguas su VI-54  
microbiológica VI-54  
Protozoos II-137, VI-8  
Proyección  
de Alberts V-22  
de Mercator V-19  
Proyectos de irrigación VII-62  
Prueba  
de Grubs y Beck II-113  
de Hatanaca II-113  
de Mann y Whitney II-113  
de Wald-Wolfowitz II-113  
Pseudoseparativo VI-17  
Punto de rocío II-23  
Puntos de fusión y vaporización  
IV-5

**Q**

Quelación IV-23  
Quelato IV-23  
Química del agua IV-9

## R

Radiación II-20  
infrarroja II-19  
solar VIII-77  
Radio  
de influencia del pozo III-80  
del pozo III-80  
Radón IV-41  
Raster V-27  
Razón  
costo/ beneficio VII-43  
de beneficio costo (B/C) VII-58  
Reacciones  
ácido-base IV-34  
de complejación/quelación  
IV-35  
de oxidación-reducción IV-17,  
IV-36  
fotoquímicas IV-27  
rédox IV-17  
Recarga  
artificial VI-25, IX-10  
artificial de acuíferos VI-61  
en profundidad VI-61  
en superficie VI-61  
Recristalización III-41  
Rectángulo equivalente II-9  
Recursos  
de agua convencionales y no  
convencional IV-47  
hídricos V-1  
no convencionales IX-9  
Red de isocronas II-69  
Redes  
de desarrollo de capacidades  
VIII-99  
de flujo III-25  
de saneamiento VI-15  
Reducción de la permeabilidad  
VI-68  
Régimen  
de propiedad privada de las  
aguas VII-16

## ÍNDICE ANALÍTICO

- de propiedad pública de las aguas VII-16
  - estacionario III-21
  - no estacionario III-21
  - Regulación
    - de manantiales IX-16
    - del manantial III-54
  - Rejillas III-59, III-70
  - Relación
    - de adsorción de sodio IV-51
    - de adsorción de sodio ajustada IV-52
    - de bifurcación II-13
  - Remediación IV-45
  - Rendimiento III-76
  - Rendimientos marginales decrecientes VII-49
  - Residuos
    - industriales IV-44
    - sanitarios VIII-70
    - sólidos urbanos V-35
  - Respuesta a pruebas de bombeo VI-51
  - Restringido VI-17
  - Retardación VI-31
  - Retardo VI-31
  - Reutilización VI-23
    - de aguas residuales VI-23
  - Riesgo VI-23
    - e incertidumbre VII-65
    - hidrológico II-112
    - sanitario VI-25
  - Riolita III-46
  - Rocas
    - carbonatadas III-40
    - detríticas III-38
    - endógenas III-33, III-46
    - exógenas III-33
    - foliadas III-49
    - ígneas extrusivas III-46
    - ígneas intrusivas III-46
    - ígneas o magmáticas III-46
    - metamórficas III-49
    - no foliadas III-50
    - plutónicas III-46
    - terrágenas III-36
  - Rotación III-61
  - Rotífera II-138
  - Rotopercusión III-65
  - Rugosidad II-91
- ## S
- Salinidad IV-7
  - Salinización II-144
  - Salmonella spp. VI-9
  - Salmonella typhi VI-9
  - Sección transversal II-90
  - Sedimentos II-142
  - Separación de componentes del flujo II-70
  - Separativos VI-17
  - Sequías II-127
  - Shigellae dysenteriae VI-8
  - Sienita III-46
  - Sílice IV-41
  - SIMGES IX-6
  - Similitud dinámica III-77
  - Simulación de la gestión hídrica IX-6
  - Sinuosidad II-90
    - hidráulica II-90
  - Sistema
    - buffer IV-16
    - centralizado de gestión del ciclo agua VI-20
    - chileno de gestión de las aguas VII-32
    - de gestión de recursos hídricos IX-33
    - de perforación III-69
    - de privatización descentralizada VII-30
    - de recursos hídricos IX-28
    - inglés de gestión de recursos hídricos VII-26, VII-29
    - nacional de recursos hídricos VII-35
  - Solar I-5
  - Sistemas
    - acuáticos VIII-41
    - acuáticos continentales II-129
    - coloidales IV-27
    - de alcantarillado VI-16
      - a presión VI-16
      - por elevación VI-16
      - por gravedad VI-16
      - por impulsión VI-16
    - de flujo subterráneo III-12
    - de gestión de recursos hídricos VII-11
    - de información de recursos hídricos V-13
    - de información geográfica V-39, V-41
    - de proyección V-15
    - de recarga en profundidad VI-61, VI-63
    - de recarga en superficie VI-61, VI-62
    - de saneamiento IV-49
    - de utilización V-13
    - de utilización del agua V-5, V-47
    - descentralizados VI-20
    - lacustres II-130
    - lénticos II-129
    - lóticos II-129
    - mixtos de recarga VI-61, VI-65
    - nacionales de gestión de recursos hídricos VII-22
    - naturales de reciclado VIII-82
  - Sobreexplotación temporal de los acuíferos IX-15
  - Sobresaturación de nutrimentos VIII-44
  - Sodio IV-7
  - Sólidos
    - totales VI-11
    - totales disueltos IV-30
  - Sonda de nivel III-26

Sondeo de reconocimiento y ensayos VI-85  
 Sondeos III-34, III-58  
     de inyección VI-72  
     de inyección profunda VI-71  
     de reconocimiento III-33  
     para captación de agua III-36  
 Subzona  
     capilar III-8  
     de evapotranspiración III-8  
     intermedia III-8  
 Suelo I-9, IX-17  
 Sulfato IV-7  
 Sulfuro de hidrógeno IV-21  
 Suministro de agua IV-49  
 Superficie  
     equipotencial III-18  
     filtrante III-57  
     freática III-7  
     piezométrica III-12  
 Suspensión coloidal IV-28  
 Sustancias  
     hidrofóbicas IV-26  
     húmicas IV-24, IV-25

## T

Talweg II-90  
 Tasa  
     de infiltración VI-67  
     interna de retorno VII-60  
     interna de retorno (TIR) VII-60  
     interna de retorno o rentabilidad VII-44  
 Teledetección V-39  
 Temperatura II-21, VI-11, VIII-43 y pH VIII-53  
 Tensión de vapor II-22  
 Teoría del hidrograma unitario II-72  
 Termosfera II-19  
 Terrenos cársticos III-41  
 Thornthwaite II-56  
 Tiempo de concentración II-68  
 Tifones II-40  
 Tipo de cauces II-92  
 Tipos  
     de acuíferos III-9  
     de aleatoriedad VII-66  
     de trazadores II-86  
 Tormenta tropical II-40  
 Tormentas eléctricas II-43  
 Tornados II-41  
 Transferencia  
     de conocimiento VIII-98  
     de masas o advección IV-60  
 Tránsito  
     de avenidas II-103  
     de la avenida II-111  
 Transmisividad III-20  
 Transpiración II-51  
 Transporte IV-57  
     de contaminantes VI-31  
     de fondo II-89  
     de lavado II-89  
     de material sólido II-88  
     de sedimentos II-98, II-100  
     en suspensión II-89  
     total II-89  
 Transversalidad de género VIII-39  
 Traslado de aguas VIII-63  
 Traslados  
     de agua VIII-63  
     de agua entre cuencas VIII-63  
 Tratamiento IX-17  
 Trayectoria III-26  
     del cauce II-89  
 Trazado de curvas isopiezas III-29  
 Trazadores II-86  
     químicos II-86  
     radioactivos II-86  
 Trazas IV-7  
 Trihalometanos VI-8  
 Tropopausa I-5  
 Troposfera I-5, II-19  
 Turbidez VI-11

## U

Unidades  
     de demanda V-25  
     hidrogeológicas III-5  
 Unitario II-72  
 Unitarios VI-16  
 Urea VI-12  
 Uso  
     conjunto de aguas superficiales y subterráneas IX-5  
     consuntivo V-7  
     integrado del agua IX-1  
     no consuntivo V-7  
     recreacional IV-48  
 Usos  
     agropecuarios IV-48  
     del agua IV-47, V-6  
     domésticos IV-48  
     industriales IV-48  
 Utilización  
     alternativa de aguas superficiales IX-15  
     conjunta de las aguas superficiales IX-3  
     del acuífero IX-16  
 UTM V-19

## V

Valor  
     del ahorro de agua VIII-22  
     entrópico VIII-83, VIII-85, VIII-88  
     entrópico del agua VIII-80  
     presente VII-43  
 Valores  
     intangibles VII-50  
     límites de eutrofia II-135  
 Vanadio IV-41  
 Variable aleatoria X II-111  
 Variables  
     hidrológicas II-112  
     meteorológicas II-19

## ÍNDICE ANALÍTICO

Variación hidroquímica VI-51  
Variaciones de la velocidad II-81  
Velocidad  
    absoluta III-74  
    crítica II-98  
    de Darcy III-17  
    de flujo II-80  
    de infiltración II-59  
    de una bomba III-77  
    específica III-77  
Vertederos de residuos sólidos IV-43  
Vertido de residuos industriales IV-44  
Vertidos de residuos urbanos VIII-70  
Vibrio cholerae VI-9  
Vida  
    física VII-51  
    útil VII-50  
    útil o económica de un proyecto VII-50

Viento II-24  
Vientos alisios II-33  
Vigilancia ambiental VIII-16  
Virus VI-8  
Visión Mundial del Agua VIII-28  
Volcánicas III-46  
Volumen de almacenamiento II-103  
Vulnerabilidad VI-29  
    de acuíferos VI-29

## W

Weibull II-114

## X

Xanthophyceae II-136

## Y

Yetograma II-49

## Z

Zanjas III-55  
    de drenaje III-35  
Zona  
    de contribución VI-41  
    de influencia VI-41  
    de saturación III-7  
    de transporte VI-41  
ecuatorial II-36  
eufótica VIII-54  
filtrante III-80  
fótica II-134  
no saturada III-7, VI-32, IX-17  
saturada III-7  
templada II-36  
Zonas  
    áridas I-9  
    cársticas III-45  
    climáticas II-35  
    húmedas I-9  
Zooplankton II-137, VIII-58