



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO

**MAESTRÍA Y DOCTORADO EN CIENCIAS
AGROPECUARIAS Y RECURSOS NATURALES**

**CARACTERIZACIÓN DE DOS POBLACIONES DE *Mauritia flexuosa* L.f. EN LA AMAZONÍA PERUANA: ESTRUCTURA,
DINÁMICA, ESPECIES DE FLORA Y MASTOFAUNA
ASOCIADA**

TESIS

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE DOCTOR EN CIENCIAS
AGROPECUARIAS Y RECURSOS NATURALES**

PRESENTA:

YAKOV MARIO QUINTEROS GÓMEZ

El Cerrillo Piedras Blancas, Toluca, Estado de México. Marzo 2020



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO

**MAESTRÍA Y DOCTORADO EN CIENCIAS
AGROPECUARIAS Y RECURSOS NATURALES**

**CARACTERIZACIÓN DE DOS POBLACIONES DE *Mauritia flexuosa* L.f. EN LA AMAZONÍA PERUANA: ESTRUCTURA,
DINÁMICA, ESPECIES DE FLORA Y MASTOFAUNA
ASOCIADA**

TESIS

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE DOCTOR EN CIENCIAS
AGROPECUARIAS Y RECURSOS NATURALES**

PRESENTA:

YAKOV MARIO QUINTEROS GÓMEZ

COMITÉ DE TUTORES

Dr. Octavio Monroy-Vilchis.	Tutor Académico
Dra. Martha M. Zarco-González.	Tutor Adjunto
Dr. Angel R. Endara-Agramont.	Tutor Adjunto

El Cerrillo Piedras Blancas, Toluca, Estado de México. Marzo 2020

Dedicatoria

A mis padres quienes me dieron vida, educación y apoyo incondicional.

Eternamente agradecido por su dedicación, sacrificio y amor.

Resumen

Los palmares de *Mauritia flexuosa* (aguajales) son las principales turberas tropicales amazónicas que contribuyen al mantenimiento de la biodiversidad y el ciclo hidrológico, además de que almacenen grandes reservas de carbono. Lamentablemente, se han visto gravemente afectados por el cambio de uso de suelo y el desarrollo urbano-rural. Se estudió la composición florística, estructura, patrón de distribución y especies de fauna asociadas a los aguajales en el Valle del Alto Mayo (Perú). El estudio se realizó en cuatro sitios, estableciéndose 25 parcelas de 20 × 20 m (400 m²) en cada uno. Se registraron los individuos vegetales ≥ 1 cm de diámetro a la altura del pecho (DAP). Se utilizaron fórmulas alométricas para estimar las reservas de carbono en la biomasa aérea del bosque. Para el muestreo de fauna se realizaron observaciones en campo y se instalaron cuatro cámaras-trampa dirigidas hacia frutos caídos de *M. flexuosa*. Se encontraron 112 especies vegetales; Rubiaceae fue la familia con el mayor número de especies y Arecaceae la familia con el mayor número de individuos. El dosel y el sotobosque mostraron diferencias en la riqueza ($t = -20.9$, $p = 0.000$) y la abundancia ($t = 12.3$, $p = 0.000$). *M. flexuosa* fue la especie más importante, con distribución agregada y almacenando 37.6 Mg C ha⁻¹. Las especies con mayor valor relativo de importancia fueron *Mauritia flexuosa* (72.21 ± 6.45) y *Virola elongata* (31.03 ± 22.37). Para la fauna, se identificaron 39 especies, 6 potenciales dispersores de *M. flexuosa*. Se reportan tres especies de carnívoros (*Speothus venaticus*, *Galictis vittata* y *Lycalopex culpaeus*) que ampliaron sus registros de distribución para la zona de estudio. Los aguajales pueden considerarse como un grupo objetivo para monitorear los impactos del cambio climático en ecosistemas inundables por su importante contribución en la captura y almacenamiento de carbono.

Abstract

The *Mauritia flexuosa* palm swamp forests (aguajales) are the main Amazon tropical peatlands that are affected by the maintenance of biodiversity and the hydrological cycle, in addition to the large carbon reserves. Unfortunately, they have been severely affected by the change in land use and urban-rural development. The floristic composition, structure, pattern distribution and fauna species associated with the aguajales in the Alto Mayo Valley (Peru) were studied. The study was conducted in four sites, establishing 25 plots of 20 × 20 m (400 m²) in each. Plant individuals ≥ 1 cm in diameter at breast height (DBH) were recorded. Use allometric formulas to estimate carbon stocks in aerial biomass. For fauna sampling, field observations and four trap cameras were installed directed towards fallen fruits of *M. flexuosa*. 112 plant species were found; Rubiaceae was the family with the largest number of species and Arecaceae the family with the largest number of individuals. The canopy and undergrowth differences in richness ($t = -20.9$, $p = 000$) and abundance ($t = 12.3$, $p = 000$). *M. flexuosa* was the most important species, with aggregate distribution and storing 37.6 Mg C ha⁻¹. The species with the greatest relative value of importance were *Mauritia flexuosa* (72.21 ± 6.45) and *Virola elongata* (31.03 ± 22.37). For the fauna, 39 species were identified, 6 potential dispersers of *M. flexuosa*. Three species of carnivores (*Speothus venaticus*, *Galictis vittata* and *Lycalopex culpaeus*) expanded their distribution records for the study area. Aguajales as a target group to monitor the impacts of climate change on flood ecosystems due to their important contribution to the capture and storage of carbon.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología de México por el otorgamiento de la Beca Nacional para la realización de los estudios de Doctorado.

A la Secretaría de Estudios Avanzados de la UAEMéx que me apoyaron durante el primer semestre con la Beca de Escolaridad para Estudios Avanzados.

Al Dr. Octavio Monroy-Vilchis por confiar en mi persona y asesorarme de manera permanente en la elaboración y revisión de los manuscritos. Además de su amistad y apoyo incondicional.

A la Dra. Martha Zarco-González por sus comentarios respecto al avance del trabajo y sus atinadas observaciones.

Al Dr. Angel Endara-Agramont por sus fraternales consejos y apoyo en la redacción de los manuscritos.

Al gran grupo de personas que viven e integran Tingana, fueron un gran soporte para el trabajo de campo con sus conocimientos sobre los aguajales y la fauna local. Un agradecimiento especial a Anderson Cabrera, Emerson Cabrera y Juan Isuiza.

A la familia Vásquez en Posic, siempre muy receptivos, colaboradores y amables. Todos ellos grandes amigos.

A José Campos, Misael Maguiña y Ángel Balbuena quienes ayudaron en las identificaciones de flora, programación y elaboración de mapas.

A Viviana, Antonio y Sebastián, mi familia que siempre estuvo a mi lado y me acompañó en el trabajo de campo.

A los revisores de la tesis Dr. Jorge Lugo de la Fuente, Dr. Luis Fernando Gopar Merino, Dr. Lauro López-Mata y Dr. Moisés Tejocote Pérez.

A la Dra. Xareni Pacheco-Pacheco y al Dr. Ricardo Lara-Ramírez quienes revisaron y apoyaron en la traducción de los artículos.

A los integrantes del Centro de Investigación en Ciencias Biológicas Aplicadas, siempre dispuestos a colaborar, grandes compañeros.

CICBA mi casa, eternamente agradecido.

CONTENIDO

I. INTRODUCCIÓN GENERAL	1
II. REVISIÓN DE LITERATURA	3
III. JUSTIFICACIÓN	5
IV. OBJETIVOS	6
V. MATERIALES Y MÉTODOS.....	7
5.1 Área de estudio	7
5.2 Método de muestreo.....	8
5.3 Especies endémicas y categorías de riesgo	9
5.4 Trabajo de gabinete.....	9
5.5 Análisis de datos.....	9
VI. RESULTADOS.....	11
CAPÍTULO I - Aguajales en Valle del Alto Mayo, Perú: Importancia, amenazas y perspectivas de conservación - Palm swamp forests in the Alto Mayo Valley: Importance, threats and conservation perspectives	12
CAPÍTULO II - Forest composition, structure and pattern distribution of three amazon palm swamp forests - Composición, estructura y patrón de distribución en tres pantanos de palmeras amazónicas	25

CAPÍTULO III - Structure, richness, distribution pattern and carbon stock in four <i>Mauritia flexuosa</i> palm swamp forests of northwestern Amazonia - Estructura, riqueza, patrón de distribución y reservas de Carbono en cuatro bosques inundables (aguajales) al noroeste de la Amazonía	46
CAPÍTULO IV - Productivity and morphometric variability of <i>Mauritia flexuosa</i> L.f. fruits along altitudinal gradient in Peru - Variabilidad morfológica y productividad de los frutos de <i>Mauritia flexuosa</i> L.f. en un gradiente altitudinal en Perú	67
CAPÍTULO V - Vertebrados dispersores y depredadores de frutos de <i>Mauritia flexuosa</i> L.f. en un bosque subtropical noroccidental amazónico	81
VII. <i>DISCUSIÓN GENERAL</i>	95
VIII. <i>CONCLUSIÓN GENERAL</i>.....	99
VIII. <i>REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS</i>	100

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Growth categories, according morphological characteristics, making a differentiation between (a) woody species and (b) palm species.

Tabla 2. Structural characteristics of vegetation ≥ 1 cm DBH in four sites (1 ha.) of the Alto Mayo Valley (AMV)swamp forest, Peru.

Tabla 3. Five most ecologically important species per site (1 ha) in the swamp forest of Alto Mayo Valley (AMV).

Tabla 4. Mantel test shows correlation between species similarity (indices) and spatial distance between sites ($p < 0.05$).

Tabla 5. Standardized Morisita's index values for sites in the swamp forest of Alto Mayo Valley (AMV), considering individuals with DBH ≥ 1 cm.

Tabla 6. Discriminant functions coefficients for vegetation variables used to classify localities and plots into Alto Mayo Valley (AMV).

Tabla 7. Floristic similarity (between pairs of plots) in the AMV aguajales.

Tabla 8. Kruskal-Wallis multiple comparison n Test ($p < 0.05$) for the plots in AMV.

Tabla 9. Spatial distribution of *M. flexuosa* in the four plots evaluated through dispersion, uniformity, clumped and standardized Morisita indexes.

Tabla 10. Observaciones de campo de palmeras y estimación de productividad por zona de muestreo y promedio en San Martín, Perú.

Tabla 11. Prueba de Homogeneidad de varianzas (Levene) y Kruskal-Wallis ($p < 0.05$).

Tabla 12. Coeficientes de funciones discriminantes para las variables morfométricas de los frutos de *M. flexuosa* en San Martín.

Tabla 13. Análisis de regresión lineal y significancia entre variables morfométricas en San Martín.

Tabla 14. Listado de fauna nativa registrada en Tingana con estado de conservación.

Tabla 15. Número de registros independientes y abundancia relativa % de las especies de fauna encontradas en Tingana.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Mapa del área de estudio. Detalle de Tingana y Posic.

Figura 2. Pantano de turbera de palmeras (aguajal) permanentemente inundado en época de estiaje, Valle del Alto Mayo, Perú.

Figura 3. Suelo con materia orgánica parcialmente descompuesta (turba).

Figura 4. Evolución conceptual del enfoque de servicios ecosistémicos.

Figura 5. Cambio de uso de suelo para cultivo de arroz.

Figura 6. Geographical position of the palm swamp forests, in Tingana and Posic.

Figura 7. Growth categories (A) woody species and (B) palm species by sites.

Figura 8. Mean density (\pm SE) of palm and woody stem among height classes.

Figura 9. Correspondence analysis (CA). A. ordering diagram of the sites (1 to 4) and species (1 to 112), B. ordering diagram of the plots (1 to 100) and species (1 to 112) in the Alto Mayo Valley (AMV), Peru.

Figura 10. Polynomial adjustment curves (species accumulation; $p < 0.05$).

Figura 11. Nonmetric multidimensional scaling (NMDS) ordination of the 100 inventory plots based on abundance data.

Figura 12. Geographical position of the palm swamp forests located in Alto Mayo Valley (AMV).

Figura 13. Species accumulation curves using no parametric index for the 4 plots in the Alto Mayo Valley (AMV).

Figura 14. Nonmetric multidimensional scaling (NMDS) ordination based on abundance data.

Figura 15. Diametric classes of four plots in *M. flexuosa* palm swamp forests in AMV.

Figura 16. Zonas de muestreo de los frutos de *M. flexuosa* en San Martín, Perú.

Figura 17. Promedio \pm desviación estándar de A) Número de frutos por racimo, B) Productividad por palmera (kg), C) Rendimiento de los frutos (%), D) Forma de los frutos – de *M. flexuosa* en 4 zonas de muestreo en San Martín.

Figura 18. Análisis de Componentes Principales considerando las 5 variables morfométricas obtenidas mediante el Análisis Discriminante.

Figura 19. Regresión lineal entre el peso del fruto y A) peso de fruto sin escamas y B) ancho del fruto, de *M. flexuosa*.

Figura 20. Patrón de actividad de las 4 especies más abundantes en Tingana. (A) *Cebus apella* y *Nasua nasua*. (B) *Procyon cancrivorus* y *Aramus guarauna*.

ANEXOS

Anexo 1 - Appendix (S1)- Conservation status of reported species.

Anexo 2 - Appendix (S2)- List of species, their density and conservation status in the four plots of *M. flexuosa* palm swamp forest in the AMV (all plants DBH \geq 10 cm).

Anexo 3 - Appendix (S3)- Abundance of the five ecologically important species per plot in the *M. flexuosa* palm swamp forest of the Alto Mayo Valley (AMV).

Anexo 4 - Pruebas T3 de Dunnett de comparaciones múltiples para variables morfométricas de *M. flexuosa*.

I. INTRODUCCIÓN GENERAL

Sudamérica es uno de los centros de riqueza y diversidad de Arecaceae. Así pues, la Amazonía peruana es fuente de recursos naturales entre los que destacan las palmeras por la variedad de usos que son atribuidos a todas las partes de la planta. En efecto, algunos grupos de esta familia presentan distribución trans-Atlántica, mientras que las Calamoideae destacan por ser el único grupo con hojas palmadas en Sudamérica y por sus frutos escamosos (Pintaud et al. 2008). Las Calamoideae comprenden solamente cuatro géneros: *Lepidocaryum*, *Mauritia*, *Mauritiella* y *Raphia* (Kahn et al. 1993), y tres tribus y subtribus son endémicas o sub-endémicas de América del Sur: Mauritiinae, Phytelepheeae y Leopoldinieae (Dransfield et al. 2005), siendo *Mauritia flexuosa* “Aguaje” su representante más abundante en el Perú.

M. flexuosa es una especie monocaule con flores dióicas y hojas perennes palmadas que en estado natural llega a su primera fructificación a los ocho años (Villachica, 1996) y logra alcanzar hasta 40 metros de alto ocupando el estrato emergente del dosel. Sus estructuras reproductivas ultrapasan los dos metros de largo y en fase de producción son estimados un promedio 4000 frutos / planta al año (Villalobos, 1994). Su pulpa es amarilla, carnosa y está recubierta por escamas extremadamente duras de color rojizo cuando maduras (Henderson et al. 1995).

M. flexuosa está adaptada a suelos permanentemente inundados (Santelli et al. 2009) y su distribución va desde el piedemonte oriental de los Andes hasta la costa atlántica (Kahn et al., 1993) formando poblaciones casi mono-específicas, conocidas como “aguajales” en la Amazonía peruana. En el Perú existen más de 5 millones de hectáreas de aguajales (Del Castillo et al. 2006), en las regiones San Martín, Huánuco, Madre de Dios, Cusco, Loreto, Ucayali y Pasco (Kahn & Moussa, 1994; Vásquez–Ocmín et al. 2009). La alta densidad de individuos de *M. flexuosa*, su amplia distribución y la variedad de usos que se le asigna, confieren a esta especie el primer lugar entre las palmeras nativas de importancia económica (Moussa & Kahn, 1997).

A pesar de su importancia, el aguaje no representa gran expresión económica fuera del territorio amazónico por lo que para el Gobierno peruano no ha sido prioridad su estudio en diferentes aspectos. Sin embargo, investigaciones desarrolladas con respecto a Gases de Efecto Invernadero (GEI), sugieren un cambio de enfoque reconociendo a los aguajales como ecosistemas frágiles donde se encuentran los

principales almacenes de carbono (turberas) en la cuenca amazónica, por lo que la deforestación y el cambio de uso de suelo en estos territorios son factores que deben ser considerados en planes de conservación y manejo; además de la protección de especies registradas en las listas rojas y CITES; así como especies endémicas.

En este sentido, la presente investigación aborda importantes aspectos sobre los servicios ecosistémicos que prestan los aguajales, con énfasis en el secuestro y almacenamiento de carbono, así como en los factores de amenaza y oportunidad para estos frágiles ecosistemas que llegan a almacenar entre tres y cinco veces más carbono que cualquier otro ecosistema tropical (Freitas et al., 2006).

En segundo capítulo de la investigación, se estimaron la biomasa y las reservas de carbono mediante fórmulas alométricas en el Área de Conservación Aguajal Renacal del Alto Mayo “Tingana” y en el distrito de Posic. La composición florística, diversidad, estructura, riqueza, dominancia, patrón de distribución y estatus de conservación de las especies forestales con diámetro a la altura del pecho (DAP ≥ 10 cm) fue el eje central del capítulo III. El método de muestro fue el de parcelas independientes de 20 x 20 m, evitando de esta manera las pseudoreplicaciones.

Los frutos de *M. flexuosa* presentan una variabilidad morfológica debido a diferencias de tamaño, forma, color (Vásquez-Ocmín et al. 2009); y son muy apreciados en la Amazonía peruana. La alta demanda de sus frutos ha generado una actividad extractiva no sostenible ocasionando erosión genética de la especie. Ante esta problemática, se desarrolló el capítulo IV enfocado en la variabilidad morfométrica y productividad de los frutos de *M. flexuosa* en la región San Martín. Asimismo, se realizó una estimación de la producción anual de cada palmera en fase de fructificación, además de identificar los individuos con mayor productividad y porcentaje de pulpa (rendimiento).

Finalmente, Del Castillo et al. (2006) resaltan la importancia de *M. flexuosa* en la base de las cadenas alimentarias de los trópicos, ya que especies de ungulados, monos, aves y peces dependen en gran medida del fruto del aguaje, actuando como potenciales dispersores y depredadores de los frutos. De la misma forma, el ecosistema aguajal sirve como hábitat y en algunos casos como corredor biológico para el desplazamiento de la fauna hacia los bosques montano orientales.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

A pesar de la importancia de la región amazónica, los estudios de riqueza específica de las palmeras en los bosques amazónicos eran escasos pasadas las tres cuartas partes del siglo pasado. Solamente Takeuchi (1960), Aubreville (1961) y Granville (1978) habían realizado esta clase de estudio. Sin embargo, con las investigaciones realizadas por Castro (1985) y Kahn (1990) se abrieron las puertas a los estudios ecológicos en palmeras. Estos autores señalan que la riqueza específica en palmeras es evidentemente más alta en los bosques de altura que en los bosques periódicamente o permanentemente inundados; y que la composición florística en palmeras de los bosques de altura en suelos arcillosos y bien drenados, es muy diferente a la composición de los bosques en suelos hidromórficos y/o inundados. Las tierras que nunca son inundadas por las aguas de los ríos o después de lluvias fuertes son llamadas "alturas" en la Amazonia peruana (Encarnación 1985), y corresponden al concepto brasileño de "tierra firme".

Henderson et al. (1995) mencionan que la familia Arecaceae está formada por aproximadamente 200 géneros y 1500 especies en todo el mundo; y que 67 géneros y 550 especies se encuentran distribuidas en el continente americano (Pereira et al. 2003). Por otro lado, Dransfield et al. (2008) mencionan que en el Neotrópico se encuentran 790 especies de palmeras y que las regiones más diversas se encuentran en el Chocó colombiano (Bjorholm et al. 2005).

De acuerdo con Pintaud et al. (2006), el continente sudamericano registra 459 especies y 50 géneros de palmeras. Tan solo Colombia registra 209 especies en 44 géneros y el mayor número de endemismos (33 especies). En el Perú, la familia Arecaceae es reconocida con 33 géneros y 155 especies (Brako & Zaruchhi, 1993), además de 9 especies endémicas (Millán, 2006).

Muchas de las especies presentes en el continente Sudamericano encuentran relación con palmeras africanas. En opinión de Harold Emery Moore autor de *The mayor group of palms and their distribution* (1973) y especialista en sistemática de palmeras; es probable que especies de palmeras nativas africanas tengan sus descendientes en América del Sur. A la vez que, Pennington & Dick (2004) sostienen que la similitud de las especies puede deberse a migraciones que ocurrieron hasta el fin del Paleoceno (55 millones de años). Investigaciones realizadas por Dransfield et Uhl (1986) en el Este de África, comprobaron que los diferentes tipos de hábitats donde se desarrollan las especies de palmeras influyen de manera directa en diferencias en la forma de los frutos y pudiendo tratarse de una sola especie con distintos fenotipos.

La subfamilia Calamoideae, tribu Lepidocaryeae incluye una subtribu africana (Ancistrophyllinae) y otra sudamericana (Mauritiinae); además de una subtribu que se encuentra en ambos continentes (Raphiinae; Henderson et al. 1995). La presencia de Mauritiinae en América del Sur es de gran antigüedad y es, el único grupo de la subfamilia Calamoideae en tener como característica principal las hojas palmadas (Baker et al. 2000). El género *Mauritia* comprende sólo dos especies, la ampliamente distribuida *Mauritia flexuosa* y *Mauritia carana*, que se encuentra mayormente al este del río Madeira y en la cuenca del río Negro (Goulding & Smith, 2007) y como en la cuenca del río Nanay en Perú.

González (1987) expone que el centro de especiación de *Mauritia flexuosa* y en general del género *Mauritia* se encuentra reportado en la Cuenca Amazónica, desde donde mostró un desplazamiento gradual a las regiones bajas y mal drenadas, restringiendo su distribución a las zonas tropicales de la Cuenca amazónica en Brasil, Perú, Bolivia, Colombia, Ecuador, Venezuela, Surinam, Guyana y Guayana francesa (González, 1987, Henderson et al. 1995).

Individuos muertos de *M. flexuosa* son colonizadas por papagayos para construir sus nidos y, en las palmeras caídas desarrollan coleópteros *Rhynchophorus palmarum* “suri”, alimento muy apreciado por las comunidades nativas amazónicas. En la región de los *cerrados brasileños*, el aguaje tiene importancia ornamental y estratégica en la preservación de la fauna, una vez que sus frutos son fuente de alimentos para aves, especialmente para la arara (*Orthopsittaca manilata*) y mamíferos como tapir (*Tapirus terrestres*), majaz (*Agouti paca*), sajino (*Tayassu tacaju*) y huangana (*Tayassu pecari*; Spera et al. 2001; Aquino, 2005; Da Silva, 2009). Además de estos beneficios, los servicios ambientales que prestan los aguajales son aún más sobresalientes ya que almacenan más de 600 toneladas de dióxido de carbono por hectárea, entre tres y cinco veces más que cualquier otro ecosistema tropical (Freitas et al. 2006).

El aguaje presenta una gran variabilidad morfológica (morfotipos), representado principalmente por la forma y el color del mesocarpo de sus frutos; los cuales se encuentran clasificados como: variedad “amarillo”, variedad “color” y variedad “shambo” (Vásquez-Ocmín et al. 2009). Asimismo, Santelli et al. (2009) analizaron las características físicas de los frutos del aguaje y llegaron a la conclusión de que existe una diferencia significativa, principalmente en el peso del mesocarpo cuando comparados los morfotipos, donde el mayor peso corresponde al morfotipo denominado “shambo”. Los autores también encontraron que el largo y el ancho de los frutos puede variar de 5.45 a 6.46 cm; y 3.68 a 3.85 cm respectivamente; y que el peso del fruto promedio es de 56, 81 g.

III. JUSTIFICACIÓN

La región San Martín ha pasado por varios procesos de migración, violencia social y narcotráfico desde inicios de los años setenta a fines de los noventa. El Estado y el gobierno Regional de San Martín han desplegado políticas de desarrollo y conservación del territorio mediante los Proyectos Especiales Huallaga Central - Bajo Mayo (PEHCBM) y el Proyecto Especial Alto Mayo (PEAM). Actualmente, la región San Martín es el primer productor de arroz y cacao concentrando el 21 y 33% de la producción nacional respectivamente. Según datos del Ministerio de Economía y Finanzas, el valor agregado agrario de la región San Martín se ha incrementado en 73% en el periodo (2001 - 2009) generando con ello una mejoría notable en la economía de las familias responsables de sus cultivos bandera (arroz, cacao, café, palmitos y palma aceitera). Este proceso es conocido como “El Milagro de San Martín”.

Lamentablemente, este “milagro” ha ido en detrimento de la naturaleza, afectado considerablemente los bosques de la región. En el caso específico de los aguajales, éstos están siendo destruidos debido a su capacidad de almacenamiento de agua, lo que favorece el establecimiento de cultivos de arroz. En efecto, el área boscosa de San Martín ha disminuido considerablemente, siendo que en el periodo 2005 - 2010 fueron deforestadas 117,727 hectáreas (GORESAM, 2013). En este sentido, los aguajales han sido afectados por la tala extractivista de individuos femeninos (Moegenburg & Levey, 2003) y la reducción de la diversidad de agentes polinizadores a través de la pérdida de hábitats que pueden afectar el proceso de fructificación de *Mauritia flexuosa* de forma alarmante (Abreu, 2001). Además, el grado de afectación a estos ecosistemas se incrementa por la dinámica de las actividades agrícolas y el incremento de áreas con pastizales para la ganadería (Bevilacqua & González, 1994; Ponce et al. 2000; Urrego, 1997).

De los países con territorios amazónicos, Brasil es el que más ha desarrollado investigaciones en torno a *Mauritia flexuosa*. Sin embargo, en el Perú, los estudios realizados son aún insuficientes y poco han aportado en relación a la composición estructural de los aguajales y fauna asociada. Además, que éstos se han enfocado principalmente en territorios de llanuras bajas inundables como Loreto y Madre de Dios. Ante esta situación, es importante precisar que no existe información relevante sobre los aguajales en el piedemonte andino-amazónico. Por lo expuesto, pretendemos que el presente documento sea un aporte significativo en distintos aspectos (composición florística, estructura, dinámica; así como especies de fauna asociada) sobre los aguajales en el piedemonte andino-amazónico considerando que éstos se encuentran en una fase de regresión antrópica, gravemente fragmentados e incluso en riesgo de desaparecer.

IV. OBJETIVOS

Objetivo general:

- ✓ Identificar las principales características estructurales y ecológicas de cuatro comunidades de *Mauritia flexuosa* L.f. “Aguaje” en el Valle del Alto Mayo, San Martín (Perú).

Objetivos específicos:

- ✓ Estimar la reserva de carbono de la biomasa aérea de cuatro bosques inundables en el piedemonte del Valle del Alto Mayo.
- ✓ Identificar las especies ecológicamente más importantes y determinar su patrón de distribución en los aguajales del Valle del Alto Mayo.
- ✓ Caracterizar morfológicamente de los frutos de *M. flexuosa* y estimar la productividad anual de cuatro aguajales naturales en la región San Martín.
- ✓ Identificar las especies fauna asociadas al ecosistema de aguajal que actúan como potenciales dispersores y depredadores de los frutos de *M. flexuosa*.

V. MATERIALES Y MÉTODOS

5.1 *Área de estudio*

El estudio fue realizado en dos localidades en el piedemonte andino-amazónico (pendiente del 20-30%) de Valle del Alto Mayo (VAM). La primera localidad se encuentra en el Área de Conservación Municipal, Asociación Hídrica Aguajal Renacal del Alto Mayo (ADECARAM Tingana, ecoturismo; 05 ° 54 ' 17.9 "S; 77 ° 07 ' 07.5 " O), con influencia del río Avisado (Börner & Zimmermann 2003). La segunda localidad se encuentra en el distrito Posic de Rioja, un bosque relicto rodeado de cultivos de arroz (06 ° 01 ' 43.3 " S; 77 ° 09 ' 43.8 " O) a 400 m del río Tonchima. Ambas localidades están separadas por Río Mayo (Figura 1). El Valle del Alto Mayo es una zona de transición entre la zona de baja inundación del Huallaga Central y la ceja de la selva. Su clima es subtropical húmedo con lluvias de diciembre a marzo. La precipitación anual total y la temperatura media son 1.265 mm y 22.8 ° C, respectivamente (PEAM 2004).

La geología se caracteriza por rocas sedimentarias (marinas y continentales) que emergen en los alrededores del VAM, desde el Jurásico hasta el Cretácico, y rocas continentales del Terciario. La mayor parte del vertedero de la cuenca es lacustre, cubierto por abundante vegetación de depósitos cuaternarios (Alva et al. 1992). Esta tendencia es característica de los territorios al oeste de la Amazonía y se atribuye a la forma cóncava de la cordillera en estas áreas (790 a 856 metros sobre el nivel del mar), en contraste con las elevaciones adyacentes que alcanzan alturas de 1.300 a 1.450 m.s.n.m. (Sánchez y Herrera 1998, Grandjouan et al.2017).

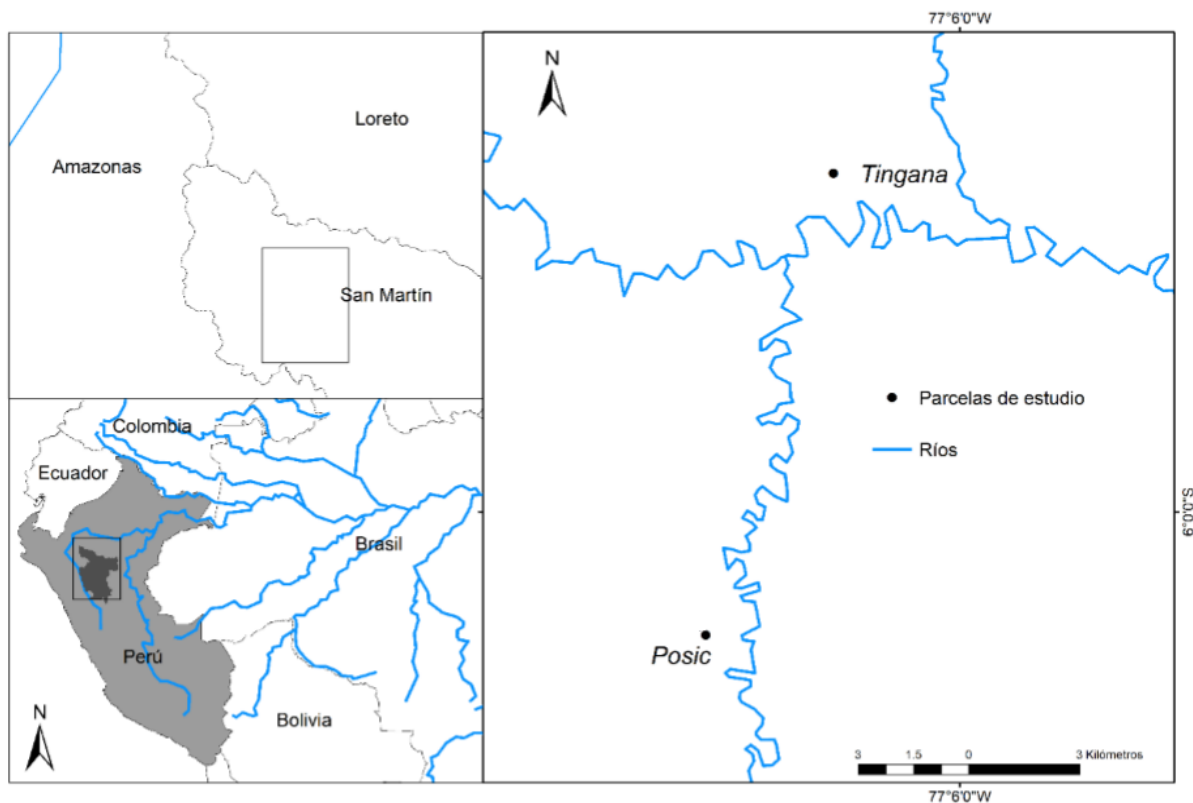


Figura 1. Mapa del área de estudio. Detalle de Tingana y Posic.

5.2 Método de muestreo

Flora: Se establecieron 100 parcelas de 400 m² (20 × 20 m) en dos localidades (50 por localidad) donde se marcaron individuos (árboles, arbustos y palmeras) con diámetro a la altura del pecho (DAP) ≥ 10 cm y se registró su altura un clinómetro Suunto (Lamprecht 1990). La distancia mínima entre parcelas fue de 50 m en línea recta. Además, recolectamos muestras botánicas para identificar taxonómicamente las especies, a partir de la comparación con especímenes de herbarios y literatura especializada. La nomenclatura botánica se basó en The Plant List (www.theplantlist.org).

Fauna: Los registros de fauna se obtuvieron por dos vías: (a) fototrampeo y (b) observaciones directas. El fototrampeo se llevó a cabo utilizando 4 cámaras trampa (2 en cada zona de muestreo) modelo Moultrie M-990i con sensor pasivo para registrar videos de 30" de duración, estuvieron activas las 24 horas del día. Los equipos fueron dirigidos a frutos maduros de *M. flexuosa* disponibles en el suelo con el objetivo de identificar la actividad de la fauna nativa: libre tránsito (Lt), alimentación-depredación (Al) y búsqueda de alimento (Bu).

Las observaciones directas (Od), se realizaron a través de recorridos diurnos (12) y nocturnos (8) de aproximadamente 8 km por vía terrestre y 6 km en balsa contra corriente por el Avisado, en promedio cada 100 días. La clasificación y nomenclatura de los individuos reportados se basó en Wilson and Reeder (2005) con las actualizaciones de Pacheco et al. (2009).

Análisis morfométrico de los frutos de *M. flexuosa*: Para la caracterización estructural de cada uno de los aguajales se establecieron diez parcelas de 40 m x 100 m (0.4 ha) y se contaron todos los individuos de *M. flexuosa* considerándose los estadios de desarrollo. Se tomaron datos de la altura de las palmeras, DAP, número de racimos, número de frutos por racimo y georreferenciación. Asimismo, se tomó una muestra de 50 frutos por palmera para la caracterización biométrica de los frutos.

5.3 *Especies endémicas y categorías de riesgo*

Para determinar el grado de vulnerabilidad de las especies de flora se utilizaron: la Norma Oficial Peruana (No. 043-2006-AG), el Libro Rojo de Especies Endémicas (León et al. 2006) y la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). También se consideró la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES).

Para las especies de fauna se revisaron los listados de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), especies CITES Perú (Apéndices I, II y III) y Decreto Supremo N° 004-2014-MINAGRI - Categorización de especies amenazadas de fauna silvestre legalmente protegidas.

5.4 *Trabajo de gabinete*

Las determinaciones botánicas fueron realizadas con claves taxonómicas (Macbride et al. 1936), descripciones (Sagástegui et al. 1999) y registros de distribución (Bracko y Zarucchi, 1993; León et al. 2006). Las determinaciones fueron corroboradas por especialistas y por comparación con especímenes del Herbario San Marcos (USM) y herbarios virtuales (Missouri Botanical Garden y Field Museum Herbarium). El sistema de clasificación empleado para el ordenamiento de los taxones de las angiospermas fue el Angiosperm Phylogeny Group III (2009).

5.5 *Análisis de datos*

La eficiencia de muestreo se evaluó mediante curvas de acumulación de especies, con los estimadores Chao-1 y ACE (Colwell y Coddington 1994), que se basan en la abundancia de especies por parcela, es

decir, cuantifican la cantidad de especies de baja frecuencia (singletons y doubletons) que podrían haberse omitido en el muestreo (Colwell et al. 2012), se calcularon con EstimateS 9.1 (Colwell 2013).

Se calcularon los parámetros relativos y absolutos: densidad, frecuencia y dominancia (área basal) con los cuales el Índice de Valor de Importancia (IVI) en las parcelas (Curtis y McIntosh 1950, Nebel et al. 2001). Para la estimación de la biomasa y las reservas de carbono se utilizaron ecuaciones alométricas (Mijangos-Hernández et al. 2014). Para el valor de densidad de madera por especie, se utilizó Wood Database World, disponible en: (www.hdl.handle.net/10255/dryad; Zanne *et al.* 2009).

La estructura del bosque se expresó en términos de clases diamétricas y altura de los individuos (Botrel et al. 2002). La similitud florística entre parcelas se determinó con el índice de Jaccard y Sorensen. Se aplicó la prueba de Kruskal Wallis para comparar entre parcelas y se realizaron comparaciones múltiples con corrección de Bonferroni (Zar 1999). Para ordenar las parcelas, utilizamos el escalado no métrico multidimensional (NMDS), eligiendo el índice de similitud de Bray-Curtis (McCune y Grace 2002), con el programa PAST versión 3.0 (Hammer et al. 2001).

La distribución del patrón espacial de las especies más importantes se determinó mediante la forma estandarizada del índice de Morisita (I_p) a partir del índice de dispersión de Morisita (I_d), junto con sus valores críticos, el índice uniforme (M_u) y el índice agrupado (M_c). El valor de I_p varía entre -1 y +1, donde los valores de $I_p < 0$ indican una distribución uniforme, $I_p = 0$ indica una distribución aleatoria y los valores de $I_p > 0$ revelan un patrón de distribución agrupada (Krebs 1999). Morisita es el mejor índice para describir la distribución de patrones espaciales debido a su consistencia en los análisis de distribución espacial y debido a que está ligeramente influenciada por los tamaños de las parcelas (Pereira et al. 2015).

VI. RESULTADOS

ARTÍCULO 1: ENVÍO A REVISTA CIENCIA ERGO SUM



CIENCIA ergo sum <ciencia.ergosum@yahoo.com.mx>

para tavomonroyvilchis@gmail.com, mí

19 dic. 2019 14:12



Estimado Dr. Octavio Monroy-Vilchis,

Me permito informarle que nos interesa registrar su artículo y someterlo a dictamen, sin embargo por el perfil de la revista es necesario incluir un apartado (antes de las conclusiones) con el “Análisis prospectivo” del tema tratado (formal y lo suficientemente extenso). Se propone que los resultados de la investigación se extiendan hacia el futuro planteando preguntas o propuestas sobre las consecuencias o derivaciones del análisis específico del tema: ¿Qué se puede esperar a futuro con los resultados que se presentan y se discuten?

Estamos conscientes que este nuevo enfoque constituye un reto para todos porque no se nos ha enseñado en las aulas a extender resultados de una investigación, mucho menos a proyectar el futuro desde un punto de vista científico y riguroso para los problemas de la sociedad y su entorno.

Por otro lado, de acuerdo con nuestras “Políticas para autores” se menciona que para el caso de artículos de divulgación: “Por la naturaleza de este tipo de colaboraciones, la firma de más de tres autores condicionará el registro o publicación del artículo” (<https://cienciaergosum.uaemex.mx/information/authors>).

Por lo anterior, de la lista de autoría se debe eliminar un coautor. Adjuntando al nuevo envío un oficio en donde el coautor eliminado firme e indique que está de acuerdo con la modificación en la autoría de la colaboración.

Le pido de favor que cargue en la plataforma OJS una nueva versión con las observaciones anteriormente señaladas, una vez atendidas enviaremos la carta de registro del artículo y procederemos a su evaluación (le solicitamos cargar nuevamente las recomendaciones de árbitros).

Si más por el momento le envío un cordial saludo.

Dr. Eduardo Loría

Director Editorial

CIENCIA ergo-sum

The screenshot shows a web browser window with the URL cienciaergosum.uaemex.mx/authorDashboard/submission/13666. The page header includes the logo of CIENCIA ergo-sum and navigation links for "Biblioteca de envío" and "Ver metadatos". The main content area displays the title of the article: "Aguajales en Valle del Alto Mayo, Perú: Importancia, amenazas y perspectivas de conservación" by Yakov Mario Quinteros Gómez, Octavio Monroy-Vilchis, and Martha Mariella Za... The article is currently in the "Revisión" (Review) stage, with a sub-section for "Ronda 1" (Round 1). The status of Round 1 is "Esperando las respuestas de los revisores/as" (Waiting for responses from the reviewers).

CAPÍTULO I - Aguajales en Valle del Alto Mayo, Perú: Importancia, amenazas y perspectivas de conservación - Palm swamp forests in the Alto Mayo Valley: Importance, threats and conservation perspectives

Resumen:

Los palmares de *Mauritia flexuosa* (aguajales) son considerados las principales turberas tropicales amazónicas que contribuyen al mantenimiento de la biodiversidad y el ciclo hidrológico, además de su considerable aporte en el secuestro y almacenamiento de carbono. Al mismo tiempo, representan un recurso económico y sociocultural para las poblaciones amazónicas. Mediante una exhaustiva revisión bibliográfica y observaciones de campo, identificamos sus principales características y servicios ecosistémicos; así como factores de amenaza y oportunidad para estos frágiles ecosistemas. La transición hacia una economía circular y con bajas emisiones en carbono; así como la protección y restauración de las turberas debería ser una prioridad de los gobiernos nacionales.

Palabras clave: cambio climático, diversidad, *Mauritia flexuosa*, servicios ecosistémicos, turba.

Abstract:

The *Mauritia flexuosa* palm swamp forest (*aguajales*) are considered the main Amazon tropical peatlands that contribute to the maintenance of biodiversity and the hydrological cycle, in addition to their considerable contribution in the sequestration and storage of carbon. In addition, represent an economic and sociocultural resource for Amazonian populations. Through an exhaustive literature review and field observations, we identify its main characteristics, and ecosystem services; as well as threat and opportunity factors for these fragile ecosystems. The transition to a circular economy with low carbon emissions; as well as the protection and restoration of peatlands should be a priority of national governments.

Keywords: climate change, diversity, *Mauritia flexuosa*, ecosystem services, peat.

Aspectos generales de las turberas

Las turberas son un humedal con suelo constituido por restos de vegetación acumulada parcialmente descompuesta. La descomposición total de la materia orgánica es inhibida por la ausencia de oxígeno en un ambiente inundado (Figura 2; COP, 2018). Por lo general, las turberas se encuentran ubicadas en depresiones entre dos ríos o canales, en suelos ácidos y con bajo contenido de nutrientes. En la Amazonía, estos escenarios favorecen el desarrollo y la expansión de especies vegetales adaptadas a estas condiciones (especies hyperdominantes; ter Steege *et al.*, 2013) que forman grandes extensiones de

turberas cubiertas por bosques sucesionales sujetos a distintos periodos y niveles de inundación (Casanova y Brock 2000).

El suelo de las turberas está conformado por dos capas: i) Acrotelma: capa superior cuya profundidad es directamente proporcional a su impermeabilidad e inversamente proporcional a la tasa de descomposición orgánica. ii) Catotelma: capa inferior con mayor profundidad, lenta descomposición y altamente saturada. Concentra la mayor cantidad de carbono y otros Gases de Efecto Invernadero (GEI). Los suelos orgánicos de las turberas poseen alta concentración de partes vegetales en descomposición ($\geq 20\%$). Estos suelos oscuros y del tipo histosol, son de lenta mineralización y descomposición bioquímica donde se forman sustancias húmicas manteniendo la capa superficial orgánica con saturación hídrica permanente (USDA, 2016).

A pesar de la existencia de diversos métodos para la evaluación y estudio de las turberas, la determinación de su profundidad es aún un obstáculo para estimar las reservas de carbono. En efecto, la dinámica sucesional de los bosques, y la estacionalidad de las precipitaciones e inundaciones generan incertidumbre en la estimación de dichas reservas (Köchy *et al.*, 2015).

Modelos de teledetección han estimado en 1.7 millones de km² la superficie de las turberas tropicales (Gumbrecht *et al.*, 2017). Perú está considerado entre los 10 países megadiversos, registrando turberas desde la costa del pacífico hasta la cuenca amazónica, pasando por la cadena montañosa de los Andes, valles interandinos y territorios transicionales como el piedemonte. Además, es el noveno país con mayores extensiones de turberas con 49 991 km² (Crump, 2017).

Si bien, las turberas requieren condiciones de saturación hídrica permanente, el entorno paisajístico puede diferir entre ellas debido al nivel hídrico, evotranspiración y composición florística. Concretamente, el tipo de vegetación produce distintos tipos de turba siendo imposible su reconocimiento en suelos oscuros, con presencia de humus, donde se encuentra altamente descompuesta (USDA, 2016).

La formación de las turberas en la Amazonía ocurre en planicies de inundación y/o en depresiones que experimentan sucesivas inundaciones por desbordes estacionales del curso meándrico de los ríos. Finalizado el periodo de lluvias, el nivel de agua en la turbera disminuye sin llegar a secarse. Este proceso suele repetirse todos los años generando lenta e incompleta descomposición de la materia orgánica y su acumulación en capas (Figura 3). Este proceso sucesional favorece el establecimiento y reclutamiento

de especies adaptadas a estas condiciones, consideradas como hyperdominantes en la Amazonía (*M. flexuosa*, *Socratea exorrhiza*, *Ficus trigona*, *Coussapoa trinervia*, *Virola elongata*, *Symphonia globulifera*, *Inga stenoptera*).



Figura 2. Pantano de turbera de palmeras (aguajal) permanentemente inundado en época de estiaje, Valle del Alto Mayo, Perú.

Servicios ecosistémicos y las turberas

Los servicios ecosistémicos (SE) son definidos como los múltiples beneficios que un ecosistema aporta a la sociedad y que van en relación a mejorar la calidad de vida, la salud y la economía (MEA, 2005). Sin embargo, hasta llegar a la imposición de este concepto han sido muchos los cambios conceptuales y de paradigmas relacionados con las interacciones entre la sociedad, la naturaleza y el ambiente. El concepto de SE fue inicialmente planteado como naturaleza, pasando por recursos naturales y capital natural. A fines de los años sesenta, ocurrió un cambio de paradigma hacia la perspectiva ecológica, abordando el concepto en relación a los ecosistemas y funciones ecológicas que éstos desempeñan. Por último, desde el año 1992 con la Cumbre de la Tierra y el Convenio de Diversidad Biológica, fue abordado conceptualmente como diversidad. Resultado de esta evolución conceptual (Figura 4), los SE reúnen servicios culturales, de aprovisionamiento, de soporte; así como servicios de regulación (Wallace, 2007).



Figura 3. Suelo con materia orgánica parcialmente descompuesta (turba). En rojo, al interior del cuadrante, se aprecian plúmulas de *Mauritia flexuosa* (germinación hipógea).

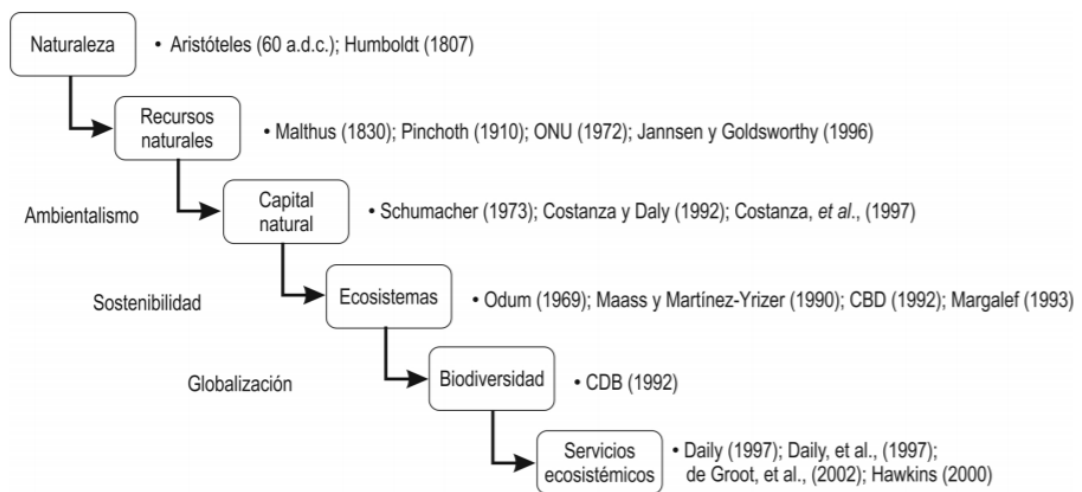


Figura 4: Evolución conceptual del enfoque servicios ecosistémicos (Caro-Caro y Torres-Mora, 2015).

La acumulación de biomasa vegetal derivada de la fotosíntesis de las plantas es uno de los principales SE que prestan los bosques, especialmente las turberas. En este sentido, el dióxido de carbono (CO₂) atmosférico captado por la vegetación pasa a formar parte de la estructura forestal disminuyendo la cantidad de este GEI en el ambiente.

Las turberas intactas proporcionan una serie de servicios ecosistémicos. Son los principales sumideros de carbono, ya que almacenan más del doble de carbono que todos los bosques del mundo en conjunto (Barthelmes *et al.*, 2015). El secuestro y almacenamiento de carbono en turberas se basa en niveles de agua consistentemente altos, por lo que también son importantes en la reserva, purificación y regulación de los ciclos del agua; además de la regulación del clima. Entre los servicios de aprovisionamiento que prestan las turberas se encuentran la provisión de alimentos, maderas, fibras y medicinas. En lo referente a soporte, se encuentran la formación de suelos, producción primaria y fotosíntesis. Por último, la educación ambiental, la diversidad cultural; así como la recreación y el ecoturismo representan los servicios culturales de las turberas (Wallace, 2007).

En el noroccidente de la región San Martín, en el Valle del Alto Mayo (Perú), existen numerosas turberas de considerable extensión aisladas por efectos del crecimiento urbano poblacional y el incremento de la extensión de campos de cultivo. Estas turberas, localmente conocidas como aguajales, debido a la dominancia de *M. flexuosa* (aguaje), proporcionan importantes SE. En efecto, los aguajales son ecosistemas frágiles, considerados como las principales turberas tropicales naturales en la Amazonía y se encuentran en toda la llanura aluvial de la cuenca amazónica, en grandes depresiones con deficiente drenaje. Sin embargo, también es posible encontrarlos en territorios de piedemonte; como es el caso de la región San Martín, un territorio de transición entre la llanura aluvial y los bosques montanos de la vertiente oriental, a una altitud entre los 800 y 1000 msnm, lo que los convierte en los aguajales naturales a mayor elevación en el Perú. En este sentido, las turberas del Valle del Alto Mayo (VAM) son específicamente pantanos de turba de palmeras; es decir, turberas boscosas que se alimentan del agua de lluvia e inundaciones por desbordes estacionales de los ríos, un territorio con precipitación mayor a 1200 mm/año.

Debido a su importancia, los SE concentran cada vez más la atención de los investigadores, la prensa y la sociedad, propiciando una sana discusión en el ambiente académico sobre las herramientas de gestión y políticas de manejo de estos humedales. Se hace imperativo que la política ambiental peruana sitúe tanto a los SE como a las turberas en el centro de la toma de decisiones de manera que permita

contrarrestar y mitigar los efectos del cambio climático evitando riesgos potenciales para el ambiente y la sociedad en su conjunto.

Biodiversidad en los aguajales

Los aguajales en el VAM son característicos por su variedad de fisionomías forestales y su particular ubicación en depresiones de más de 20 m de profundidad compuestos por depósitos de turba cuaternaria (Alva *et al.*, 1992) y cubiertos por bosques de 10-30 m de altura con abundancia de *M. flexuosa*. En estos territorios, las especies vegetales hyperdominantes son los recursos alimenticios más importantes para la fauna ya que tienen una amplia distribución y fructifican de manera anacrónica (Khorsand *et al.*, 2013); siendo importantes para el mantenimiento de aves, ungulados, roedores y primates (Silvius y Fragoso, 2002). Es decir, los aguajales concentran una importante fuente de biomasa y alimentos, además de otros servicios ecosistémicos, por lo que son considerados como ecosistemas estratégicos (Trujillo-González *et al.*, 2011).

El anegamiento puede ser la causa de la variación en la composición distribución, dinámica y abundancia de especies (Eiserhardt *et al.*, 2011). Después de las inundaciones y la sedimentación, las plantas herbáceas (*Costus*), pequeños arbustos, enredaderas y árboles sucesionales se hacen visibles, especialmente cerca de las orillas de los ríos, lo que contribuye a un aumento considerable en la extensión de los pantanos y ocasionalmente destruye la regeneración de especies leñosas (Kalliola *et al.*, 1991), favoreciendo el reclutamiento de palmeras, lo que sugiere un proceso de sucesión hacia pantano de palmeras o aguajal (Hergoualc'h *et al.*, 2017). Emilio *et al.*, (2014) argumentan que las especies vegetales que aún persisten bajo estas condiciones han desarrollado adaptaciones como raíces aéreas (*Ficus* y *Coussapoa*), zancos (*S. exorrhiza*), bases del tronco aladas (*Virola* sp.) y neumatóforos que permiten el transporte de oxígeno en condiciones anaeróbicas (*M. flexuosa*; Melack y Hess, 2010).

La fragmentación, cambios en la cobertura vegetal por la extracción selectiva de especies y la caza de fauna nativa en pequeñas áreas (< 20 ha.) han favorecido la disminución de la abundancia y en algunos casos, la extinción local de grandes vertebrados en los aguajales. Como consecuencia de ello, se han perdido las interacciones entre flora y fauna, afectando de manera considerable los procesos de polinización, dispersión y depredación de frutos y semillas (Andreazzi *et al.*, 2009) modificando la estructura del paisaje, formando pequeños remanentes forestales aislados (Fahrig, 2003).

Importancia sociocultural de *Mauritia flexuosa*

M. flexuosa es la palmera con más amplia distribución de las especies restringidas a hábitats acuáticos en Sudamérica (ter Steege *et al.*, 2013), debido al desarrollo de neumatóforos que le permiten sobrevivir a condiciones de inundación. Esto favorece la existencia de áreas casi exclusivas para esta especie que se distribuye desde el piedemonte oriental de los Andes hasta la costa atlántica en nueve países de la cuenca amazónica (Galeano *et al.*, 2015).

M. flexuosa es considerada como un importante recurso sociocultural y económico en los medios de subsistencia de las comunidades amazónicas (Endress *et al.*, 2013). En efecto, todas las partes de la palmera son aprovechadas. Por ejemplo, las raíces de la palmera son utilizadas por las para curar enfermedades (Hoyos, 1992). El tallo o estípite de la palmera puede ser utilizado como soporte de las viviendas. Si es abandonado en el bosque, ocurrirá su descomposición y será invadido por individuos de *Rynchophorus palmarum* (Coleóptera) que depositarán sus huevos. Al cabo de 3 a 4 meses se habrán desarrollado larvas conocidas localmente como *suri*, utilizadas en la alimentación y comercializadas por su alta demanda en los mercados amazónicos peruanos.

Las hojas de la palmera son utilizadas para el techado de viviendas u otras construcciones ligeras; en el bosque, llegan a formar parte de la turba juntamente con los restos de las infrutescencias (racimos). Los frutos llegan a ser la parte más apreciada y demandada de la palmera; y son comercializados bajo distintas formas (frutos maduros, pulpa, refrescos, helados, etc.) en las ciudades y pueblos amazónicos (Ponce *et al.*, 2000).

En la cosmovisión de los pobladores rurales amazónicos, tener plantas de aguaje en sus parcelas (jardines de las casas o áreas de cultivo) garantiza la presencia de agua. En palabras de los pobladores: “.....*la palmera llama al agua; y ésta a su vez atrae a la fauna nativa*”; que es parte de la alimentación en las comunidades nativas (Chávez 2014).

La cosecha de los frutos de aguaje en la región San Martín es parte de la problemática ambiental que aqueja a la especie, ya que hasta hace no más de 20 años; las técnicas de recolección de los frutos consistían en una cosecha netamente destructiva seleccionando los mejores individuos (mayor cantidad de infrutescencias, infrutescencias más grandes, tamaño, color y calidad de los frutos), llevando así a una erosión genética de la especie.

Gracias al apoyo del Gobierno Regional y proyectos de educación ambiental, estos métodos de recolección han ido cambiando hacia prácticas sostenibles y amigables con la especie, ocurriendo una revaloración de la misma en el ámbito regional (Quinteros *et al.*, 2016).

Amenazas a los aguajales del Alto Mayo

La región San Martín sufrió dos grandes olas migratorias durante el siglo pasado. La primera entre 1963 y 1968; y la segunda en 1975 con la construcción de la Carretera Marginal de la Selva (conecta la región amazónica con territorios altoandinos y costeros en el norte del Perú). Hasta aquellos años la geografía de la región San Martín se caracterizaba por sus extensos aguajales e inmensos bosques de neblina a través del gradiente altitudinal. Sin embargo, este escenario se fue modificando con el transcurso de los años debido a políticas de intervención estatal que promovieron la ocupación de estos territorios además de la exoneración de impuestos y el otorgamiento de subsidios para el cultivo de arroz y maíz. Esto, provocó una acelerada deforestación de los territorios cercanos a los caminos y carreteras, manteniéndose aún inaccesibles áreas boscosas y alejadas. Los aguajales eran territorios poco aprovechados por los migrantes ya que debido a la dificultad de acceso y a lo peligroso que resultaba adentrarse en un pantano eran considerados solamente como un territorio propicio para la caza de la fauna nativa. Sin embargo, la necesidad de suelos con deficiente drenaje para el cultivo de arroz fue el motivante para el inicio de la destrucción de los aguajales (Figura 5). Actualmente, San Martín experimenta un crecimiento de 2% anual en la extensión del cultivo de arroz y concentra el 27% de la producción nacional; representando el VAM el 41% de la producción regional (Minagri, 2018).



Figura 5: Destrucción de aguajales en el Valle del Alto Mayo por cambio de uso de suelo para cultivo de arroz.

En el periodo 2001–2015, se deforestaron al menos 228 mil ha en la región San Martín (Ríos *et al.*, 2018). Estos valores sugieren que los aguajales se encuentran en permanente amenaza por el cambio de uso de suelo. Sin embargo, esta no es la única problemática que enfrentan a los aguajales; la extracción selectiva de especies maderables, ornamentales (orquídeas) y medicinales está creando descompensaciones en los ciclos biológicos de las especies, desconociéndose la situación poblacional de muchas de ellas. Además, de la pérdida de especies nativas y endémicas.

La contaminación química de los suelos y el agua por el uso excesivo de agroquímicos; además de la deforestación y la exposición directa de la turba a la radiación solar han ocasionado impactos irreparables en el paisaje, así como en la calidad de los servicios ambientales; representando un alto riesgo de incendio con la consecutiva liberación de miles de toneladas de carbono a la atmósfera como ha sucedido en turberas asiáticas que, por actividades antrópicas, liberaron grandes cantidades de carbono antiguo (almacenado durante miles de años); y registraron bajos niveles de COD (carbono orgánico disuelto) lo que sugiere la pérdida de turba almacenada durante miles de años (Evans, 2014).

Acciones para la conservación de los aguajales

Los aguajales son ecosistemas frágiles y sumamente vulnerables a cambios en la dinámica natural del bosque por lo que son considerados indicadores de la calidad ambiental y como grupo objetivo para el estudio del cambio climático. En este contexto, se están desarrollando esfuerzos tanto a nivel global, como nacional. Un ejemplo de ello es el desarrollo de una guía técnica para definir turberas en el Perú. Tarea encargada al Ministerio del Ambiente y en la cual se encuentran trabajando en conjunto un grupo de profesionales e investigadores en distintos tipos de turberas. Esta es la primera vez que se desarrolla este tipo de esfuerzo con el objetivo de determinar la extensión total de las turberas en el Perú.

Con respecto a los aguajales del VAM, se están desarrollando estrategias para disminuir el impacto de la cosecha de frutos de aguaje, permitiendo así que los éstos estén disponibles tanto en la palmera como en el suelo, de manera que se pueda garantizar la disponibilidad del recurso para la fauna nativa; así como la germinación y patrones de reclutamiento de *M. flexuosa*. Al mismo tiempo, en varios sectores del VAM las comunidades se han organizado (con el apoyo técnico de Organizaciones no Gubernamentales - ONG) fundando asociaciones con fines de conservación. Estas asociaciones han solicitado y obtenido concesiones para el desarrollo de actividades sostenibles como el ecoturismo y el turismo rural. En efecto, la concesión obtenida por la Asociación de Conservación de Aguajales y Rencales del Alto Mayo (ADECARAM-Tingana) se ha consolidado como modelo de gestión de la biodiversidad en Perú; mediante un cambio de enfoque en el aprovechamiento de los recursos naturales,

pasando sus socios de la extracción de madera y la caza de especies nativas a promotores de la conservación de los aguajales. Además, han empezado a desarrollar alianzas estratégicas con investigadores y universidades, a fin de desarrollar investigaciones en flora y fauna a mediano y largo plazo.

Análisis prospectivo

El análisis prospectivo del uso de los aguajales por los distintos agentes nos lleva a replantear la forma en que los recursos asociados a éstos están siendo aprovechados (tanto a nivel de la cuenca amazónica como en el VAM). En este sentido, los frutos de *M. flexuosa* son también utilizados en una aún incipiente industria cosmética debido a su alto contenido de tocoferoles y Pro Vitamina A: 7280 RE/100 g (De Rosso and Mercadante, 2007). Al mismo tiempo, se ha comprobado la presencia genisteína (en la pulpa de aguaje), metabolito con propiedades estrogénicas para el tratamiento de malestares en la etapa menopáusica y la regulación hormonal en las mujeres mayores de 40 años (Campos y Gutiérrez, 2013); además de actividad antioxidante por lo que es considerado un alimento funcional (Romero *et al.*, 2015). Sin embargo, aún existen problemas en el procesamiento de los frutos de *M. flexuosa*, ya que se han reportado diferencias en las características físicas, composición de minerales de la pulpa, contenido de ácido ascórbico, compuestos fenólicos y polifenoles totales para frutos de *M. flexuosa* en poblaciones cercanas (Case *et al.*, 2007; Vásquez-Ocmín *et al.*, 2009), lo que demuestra la presencia de ecotipos a nivel de especie. En efecto, los ecotipos de *M. flexuosa* resultan un limitante para la industrialización de los frutos por lo que la identificación de los mejores individuos y un manejo integrado de la especie representa un gran reto para esta nueva industria.

Aceites, harinas y extractos obtenidos de la pulpa de los frutos de *M. flexuosa*; así como fibras de las hojas tienen un futuro promisorio en el mercado de productos ecoamigables y sostenibles; así como su comercialización asegurada por empresas socialmente responsables y reconocidas por su aporte ambiental (Barroso, 2008; Posada y Gómez, 2012).

Estos retos deben ser interiorizados y comprendidos por todos los actores involucrados en la cadena de comercialización de los frutos; así como por los agentes regionales y locales responsables de su conservación y tomadores de decisiones mediante la generación de políticas públicas de desarrollo rural sostenible para la especie. En este sentido, el acceso a sistemas de extracción no destructiva para la cosecha de los frutos debe ser una prioridad tan importante como la capacitación de “subidores” utilizando distintas técnicas de cosecha no destructiva, potencializando sus habilidades e integrando estas actividades con planes socioeconómicos de desarrollo en los municipios de Moyobamba, Rioja, Pueblo

Libre, Yuracyacu, Posic, Santa Elena y El Valle de la Conquista. Resulta también imprescindible el otorgamiento de subsidios por un periodo de hasta 10 años a fin de estimular la agroindustria para el procesamiento de productos de aguaje que dinamicen la cadena productiva del fruto, en conjunto con estrategias de mercado y marketing destacándolo como alimento funcional.


Como reflexión debemos tener como pilares a futuro el desarrollo agroindustrial sustentable de la especie, la educación ambiental y una adecuada gestión de los recursos en los aguajales de manera que las intervenciones en estos territorios estén enmarcadas en los principios de desarrollo sostenible y el principio precautorio del derecho ambiental; que cuando no se tenga certeza del nivel de vulneración o afectación de la actividad antrópica, es mejor no realizarla.


Conclusiones

El otorgamiento de concesiones de conservación y ecoturismo en el VAM ha permitido la recuperación y preservación de espacios donde aún se puede encontrar fauna nativa (potencial atractivo turístico). No obstante, ninguna estrategia ha logrado eliminar la problemática en la que se encuentran los aguajales por lo que deben redoblarse los esfuerzos para su aprovechamiento sostenible mediante el diseño políticas participativas de educación, concientización y formación ambiental en todos sus niveles; así como el desarrollo de incentivos (mejora de los medios de subsistencia locales) a las comunidades que protejan estos valiosos territorios.

ARTÍCULO 2: ACEPTACIÓN EN REVISTA MEXICANA DE BIODIVERSIDAD

Decisión RMB 📎 1 ▾ 📄

 Juan B. Gallego Fernandez <galfer@us.es> ↩ ↶ → ⋮
Lun 27/01/2020 2:24
Usted ▾

 3186-14218-1-RV (1)x.docx
180 KB

Estimado Dr. Yakov Mario Quinteros-Gómez:

Hemos tomado una decisión sobre su artículo enviado a Revista Mexicana de Biodiversidad, "Forest composition, structure and pattern distribution of three amazon palm swamp forests".

Nuestra decisión es: aceptado con revisiones mayores.

Adjunto les envío los comentarios de los revisores y el manuscrito revisado. Cuando realicen el envío por favor contesten a los comentarios realizados en el manuscrito.

Dr. Juan Bautista Gallego-Fernández
Universidad de Sevilla, España
Teléfono +34 954557069
galfer@us.es

[RMB] Acuse de recibo de artículo

De: **Fernando Álvarez Noguera** <falvarez@ib.unam.mx>
Date: mié., 4 sept. 2019 a las 10:01
Subject: [RMB] Acuse de recibo de artículo
To: Yakov Mario Quinteros-Gómez
<quinterosyakov@outlook.com>

Yakov Mario Quinteros-Gómez:

Gracias por enviar el manuscrito "Forest composition, structure and pattern distribution of three amazon palm swamp forests" a **Revista Mexicana** de Biodiversidad.

Con nuestro sistema de gestión de **revistas** en línea, podrá iniciar sesión en el sitio web de la **revista** y hacer un seguimiento de su progreso

URL del manuscrito:

<http://www.revista.ib.unam.mx/index.php/bio/author/submission/3186>

Nombre de usuario/a: yakovquinteros

ES IMPORTANTE QUE USE UN ÚNICO REGISTRO PERSONAL PARA MÚLTIPLES CONTRIBUCIONES (TRATAMIENTO EDITORIAL, CONSULTAS, ETC).

En caso de dudas sobre el registro, contacte con la Editora técnica Ma.

Antonieta Arizmendi (aarizmen@ib.unam.mx). Gracias por elegir esta **revista** para publicar su trabajo.

Fernando Álvarez Noguera
Revista Mexicana de Biodiversidad

CAPÍTULO II - Forest composition, structure and pattern distribution of three amazon palm swamp forests - Composición, estructura y patrón de distribución en tres pantanos de palmeras amazónicas

Abstract

Palm swamps concentrate a large number of endemic and protected species; however, in recent years have been strongly affected by the change in land use and the selective species extraction. The forest composition, structure and pattern distribution were investigated at amazon palm swamps in the northwestern Peruvian Amazon. The current study was carried out in four sites at two localities (Tingana and Posic). In each site, 25 plots of 20 × 20 m (400 m²) were established and all individuals ≥ 1 cm diameter at breast height (DBH) were recorded. The individuals were grouped into six growth categories and four height classes according to their morphological characteristics. In total, 7117 individuals and 112 morphospecies were registered. Rubiaceae was the family with the largest number of species and Areaceae the family with the largest number of individuals. In sites, basal area and density were different ($p = 0.000$) but not the richness ($p = 0.761$) which was low due to the presence of hyperdominant species. The species with the highest relative value of importance were *M. flexuosa* (72.21 ± 6.45) and *V. elongata* (31.03 ± 22.37). Canopy and understory showed differences in richness ($t = -20.9, p = 0.000$) and abundance ($t = 12.3, p = 0.000$). Nonmetric multidimensional scaling (NMDS) and analysis of similarities (ANOSIM: stress = 0.237) revealed three assemblages (plant communities). *M. flexuosa*, *V. elongata*, *Oenocarpus mapora*, *Euterpe precatoria* and *Hieronyma alchorneoides* showed a clustered distribution. The study supports the hypothesis that palm tree species concentrate the largest basal area and density in palm swamp forests of Alto Mayo Valley (AMV).

Keywords: community assemblages, habitat fragmentation, hyperdominant species, *Mauritia flexuosa*, piedmont, succession.

Introduction

South american tropical forests concentrate highly significant reserves of carbon and biodiversity (Bhomia et al., 2018; Lähteenoja & Page, 2011; Murdiyarso et al., 2013). However, it still exists a dearth of information regarding their size, the inter-annual flood variability, species richness and abundance, as well as the disturbance levels to which they are exposed (Börner & Zimmermann, 2003; Gumbrecht et al., 2017; Virapongse et al., 2017).

Tropical forests occupy approximately 6 300 000 km² throughout the Amazon, of which 50,000 km² are in Peru (Ruokolainen et al., 2001). Most of this area is represented by marshes, peat bogs and swamp

forest and are commonly located at low altitude (< 300 m asl.). However, it is also possible to find tropical forests in the South America piedmont (Page et al., 2011).

Melack & Hess (2010) identified at least 12 types of swamp forest in Peruvian Amazon, including *aguajales* (*M. flexuosa* palm swamp forests), *renacales* (*Ficus* sp. and *Coussapoa* sp.) and *pacales* (*Guadua* sp.). This spectrum of ecosystems is generated by a high variability of climate, geomorphology and soils in the region (Fujiyoshi et al., 2009; Gentry y Ortiz, 1993). In *aguajales* we can find species that are not adapted to hydrological seasonality influences during their lifespan (Luize et al., 2018) and are commonly associated with anoxic environments that retard soil respiration rates and allow the buildup of thick peat (Householder et al., 2012).

Palm trees, especially *M. flexuosa*, is the main species of palm swamps forests in Peruvian amazon due to their high abundance in all growth categories and their presence in the emerging canopy (Balslev et al., 2010; Urrego, 2018). Other important species in canopy are *Virola elongata*, *Symphonia globulifera*, *Euterpe precatoria*, moreover Leguminosae, Moraceae and Lauraceae individuals (Cardoso et al., 2017; Ter Steege et al., 2013). Herbs from the Maranthaceae, Costaceae, Araceae (*Anthurium*, *Philodendron*, *Syngonium*) families and ferns (Dryopteridaceae, Polypodiaceae, Selaginellaceae) are commonly found in the understory (Quinteros et al., 2016); as well as shrubs of the Rubiaceae, Melastomataceae and Leguminosae families that develop in organic soils with low nutrient content and slightly acidic pH (Fajardo et al., 1999).

The presence and high abundance of hyperdominant vegetation leads to a relatively low diversity of tree species compared to other types of Amazon forests, especially várzea forests which are the most diverse floodplain forest around the world (Wittmann et al., 2006). Few studies classify the different growth categories (palm trees and woody species), because it is quite complicated due to the low morphological differentiation in the early stages of life, in addition to the absence of floral structures (Figueiredo et al., 2014), leaving a gap of information in the structure of the understory, so the present study is an important contribution.

We analyzed forest stand structure, composition and distribution patterns in the flora of piedmont Alto Mayo Valley (AMV), Peru. The results of this study are expected to confirm the hypothesis that establishes that Areaceae family concentrate higher density and basal area in palm swamp forests.

Materials and methods

The study was undertaken in two seasonal piedmont localities of northwestern Amazonia, located in northern San Martín state, north-central Peru. The first locality is within the Area de Conservación Aguajal Renacal del Alto Mayo (ADECARAM/Tingana), where a constant rise in Huascavacu, Avisado and Mayo rivers water level cause periodic floods (Borner & Zimmermann, 2003; Dietz et al., 2003). Tingana is located at an altitude of 870 m asl. in the municipality of Pueblo Libre, between 5°53'52" and 5°56'36"S latitude and 77°05'55" and 77°11'47" W longitude. The second locality is within the Posic municipality, between 6°01'08" and 6°02'23"S latitude and 77°09'22" and 77°10'13" W longitude (Fig. 6).

Both localities are in the Andean-Amazonian piedmont (20-30% slope), in the western Amazon basin in the AMV, which is a transition area between the low flood zone of the Central Huallaga and the *yungas* (mountain forests of the eastern Andes of Peru). The climate is humid subtropical, with a mean annual temperature of 22.8 °C and average annual rainfall of 1,265 mm (PEAM, 2004). Rain is concentrated in the wet season between October and April (Toivonen et al., 2017).

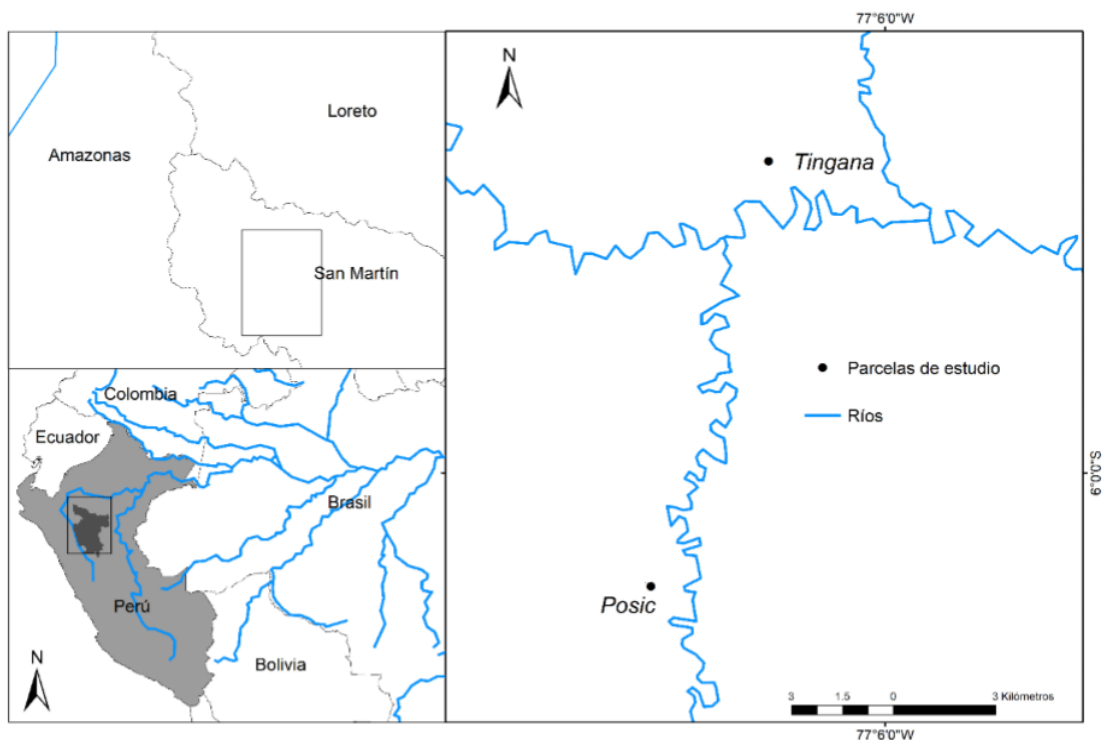


Figura 6: Geographical position of the palm swamp forests, in Tingana and Posic. Legend: SA and RE plots in Tingana; SD and MA plots in Posic.

The stratigraphic composition and the geochronology of the exposed rocks of this area were formed by a sequence of pure marine grey limestone from the Triassic-Jurassic eras with great structural

deformations (Fujiyoshi et al., 2009) and Quaternary fluvial deposits in the floodplains, which provide nutrient-poor substrate for soil development (Alva et al., 1992; Dietz et al., 2003). The soils are poor tropic inceptisols with imperfect to poor drainage and a fluctuating water table (40-80 cm depth, ONERN, 1983). The AMV is characterized by its variety of natural forest physiognomies and its particular location in hollows of more than 20 m deep composed of quaternary peat deposits (Alva et al., 1992; Dietz et al., 2003) and surrounded by multiple adjacent height elevations (1300-1450 m asl, Grandjouan et al., 2017; Sánchez y Herrera, 1998), covered by 10-30 m high forests with dense understories (Young & León, 2000). The elevation gradient is 800-900 m asl and includes the floodplains at the lower end of the watersheds (Dietz et al., 2003).

The natural forests of AMV have suffered from large-scale destruction by settlers since the Marginal highway construction in 1975, which is the major road connecting the northern Amazon region with the highlands in Peru (Dietz et al., 2003).

A hundred plots of 20 × 20 m (400 m²) were established in two localities at four sites (50 plots per locality, 25 plots per site; the plots were separated at least 50 m from the others). Localities: i) Tingana, which includes SA site (semi-dense *aguajal*) and RE site (*Renacal aguajal*). Both sites are located within forests free from extractive activity, since Tingana was declared a conservation area in 2002, and ii) Posic: which includes SD site (semi-dense to mixed *aguajal*) and MA site (mixed *aguajal*). Posic sites are relict forests that have been strongly affected by the change in land use for rice crops and are affected by sporadic floodings of the Tonchima river.

All free-standing trees, shrubs, seedlings and palm individuals (herbs, grasses and sedges were not included) ≥ 1 cm diameter at breast height (DBH) were tallied, tagged, and recorded by species name, DBH, and tree height (inclinometer Suunto; Lamprecht, 1990). The Conservation status of the recorded species were included.

Only living individuals were considered and grouped into six growth categories, according to their morphological characteristics: (a) woody species and (b) palms (Table 1, Adapted by Assis & Wittmann, 2011; Endara et al., 2012; Freitas y Flores, 2015). Four height classes were established: understory (≤ 10 m in height), lower canopy (> 10 and ≤ 15 m in height), mid canopy (> 15 and ≤ 20 m in height) and upper canopy (> 20 m in height) according to Endress et al., (2013). For the community characterization, richness, abundance, density, canopy and understory composition, vertical stratification and dominant species regeneration were considered.

Correspondence analysis (CA) was used for arranging species along sites and plots. One-way Analysis of Variance (ANOVA) and Fisher's Least Square Difference (LSD) post-hoc test were used to test the site significant effects in the richness, basal area and density at 5% probability significance threshold. Correlations, using Statgraphics Centurion XVI software, were applied to establish the relationship between height and DBH, richness and density by sites and by growth category for plots considering palms and woody species. We also used a T-test to compared the means from richness and density for canopy and understory.

Density, frequency and dominance (basal area) values were calculated as well as the Importance Value Index (IVI; $DBH \geq 1$ cm) per site according to Curtis & McIntosh (1950) and Nebel et al. (2001). For sites, species richness was estimated and compared with ACE and Chao1 polynomial curve adjustment (Colwell & Coddington, 1994) in EstimateS 9.1.0 software (Colwell, 2013). Non-metric multidimensional scaling (NMDS) was used to evaluate the community structure between plots, using Bray-Curtis distance for species abundance. NMDS significance was tested using Analysis of Similarity (ANOSIM; Quaresma et al., 2017). NMDS and ANOSIM were performed using a PAST software version 3.0 (Hammer et al. 2001).

A Mantel test was used to assess whether there was a relationship between geographic distance and similarity, between neighboring sites (Sokal & Rohlf, 1995). We elaborated four data matrices with Jaccard and Sorensen classic indices (sensitive to the sample size in assemblages with numerous rare species) and Chao-Sorensen and Chao-Jaccard estimators based on species abundance data (Chao et al., 2005). The finest scale used for this calculation was for sites located 0.61 km from each other, while the largest scale was more than 15 km. Mantel test based on a Monte Carlo permutation was calculated with XLSTAT version 2017.

The spatial pattern distribution was investigated for all species with $n \geq 20$ individuals and present in both localities, using the standardized form of Morisita's index (I_p , Krebs, 1999; Morisita, 1959). The I_p was calculated by R (R Core Team 2016) for WINDOWS.

Results

In total 7117 individuals (canopy: 814; understory: 6303) 71 genera and 112 morphospecies were identified, belonging to 39 families (Table 2). Rubiaceae (13 species), Leguminosae (12), Melastomataceae (10), Moraceae (10), Primulaceae (7) and Arecaceae (6) were the richer families and

together summed, 51.8% of the total richness. Most of individuals found belong to the Arecaceae family, followed by Malvaceae, Leguminosae, Rubiaceae and Clusiaceae with more than 500 individuals each one. Only ten of 39 families were common to the four sites: Arecaceae, Rubiaceae, Clusiaceae, Myristicaceae, Euphorbiaceae, Annonaceae, Moraceae, Lauraceae, Melastomataceae and Araliaceae, while any exclusive family did not report in RE plots. The most diverse genus were *Ficus* and *Inga*, with eight species each. Palm basal area represented 54.7% of the total. Arecaceae, Myristicaceae, and Lecythidaceae families were more frequent in canopy, whereas Malvaceae, Rubiaceae, Clusiaceae, Melastomataceae, Myristicaceae, Euphorbiaceae, Annonaceae shrubs or treelets were the most abundant flora in the understory. Eight endemic species were found, eleven species were included in the IUCN Red List Categories and *Cyathea pilosissima* in Appendix II from CITES (Appendix - S1).

Calophyllum longifolium, *Leonia glycyarpa*, *F. krukovii* and *V. surinamensis* were only found in Posic, while *Machaerium floribundum*, *Oxandra sphaerocarpa*, *Nectandra pulverulenta*, *N. acuminata* and *V. pavonis* were only reported in Tingana. *Matisia bracteolosa* was the most abundant woody specie (812 individuals, canopy: 57, understory: 755). Only three palm trees reported adult individuals (*M. flexuosa*, *Euterpe pracatoria* and *Mauritiella armata*) and *M. flexuosa* was the most abundant palm (1864 individuals, canopy: 423, understory: 1441) present in 97% of the plots.

In Tingana, the woody species showed a large number of poles but were absent in seedlings, small and large samplings (Fig. 7A). The number of palm seedlings in the Posic plots is greater than in Tingana plots (Fig. 7B). A large number of woody species in height class < 10 cm were found (61.5%) while the palms represented 38.5% (Fig. 8). The upper canopy (> 20 m) can reach 30 m high (*F. krukovii*). *E. pracatoria* and *M. flexuosa* were also found in the upper canopy (heights up to 27 m).

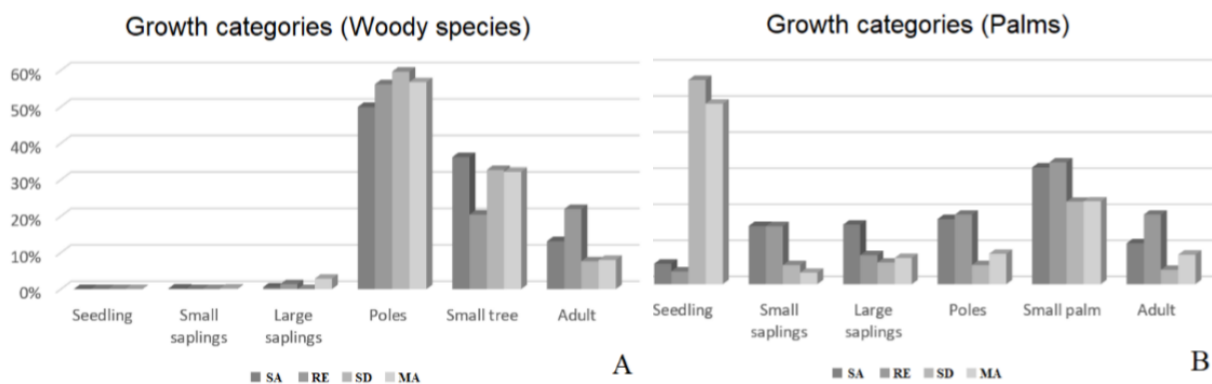


Figure 7. Growth categories (A) woody species and (B) palm species by sites.

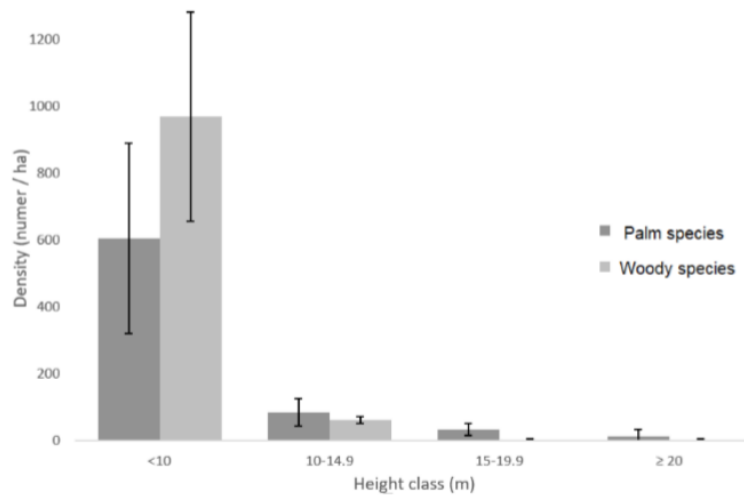


Figure 8. Mean density (\pm SE) of palm and woody stem among height classes.

The CA showing relationship between species and sites ($\chi^2 = 8013.3$, $p = 0.000$; Fig 9A) besides species and plots ($\chi^2 = 42\ 452.4$, $p = 0.000$; Fig 9B). ANOVA revealed that the richness ($F = 0.39$, $p = 0.761$) and basal area ($F = 0.69$, $p = 0.56$) of sites did not varied significantly, contrary to density ($F = 6.71$, $p = 0.000$; RE site showed significant differences). Heights were significantly related to DBH in four sites (RE: $R^2 = 63\%$, $p < 0.05$; SD: $R^2 = 60\%$, $p < 0.05$; SA: $R^2 = 53\%$, $p < 0.001$; MA: $R^2 = 36\%$, $p < 0.05$), regardless if the analyzes considered only understory species, canopy species or all species ($p < 0.05$).

For sites, a positive relationship between richness and density was found ($R = 0.53$, $p = 0.00$). The growth categories exhibited a statistically significant relationship between richness and density for woody species ($R = 0.95$, $p = 0.004$) but not for palms ($R = 0.33$, $p = 0.52$). Canopy and understory showed differences in richness ($t = -20.9$, $p = 0.000$) and density ($t = 12.3$, $p = 0.000$). The IVI of *M. flexuosa* ($72.2 \pm 6.4\%$) and *V. elongata* ($31 \pm 22.4\%$) stood out. These values were derived from the large size of DBH (relative dominance = 51.5% and 14.1%, respectively). The opposite occurred with *M. floribundum* whose IVI represented only 14.5%, and most of this value was derived from density (539 individuals) rather than the frequency or dominance. Other important species found in AMV were *M. bracteolosa*, *Ferdinandusa chlorantha*, *Symphonia globulifera*, *Euterpe precatorea*, *Mauritiella armata* and *Inga stenoptera*. All other species individually represented less than 5% of the total IVI (Table 3).

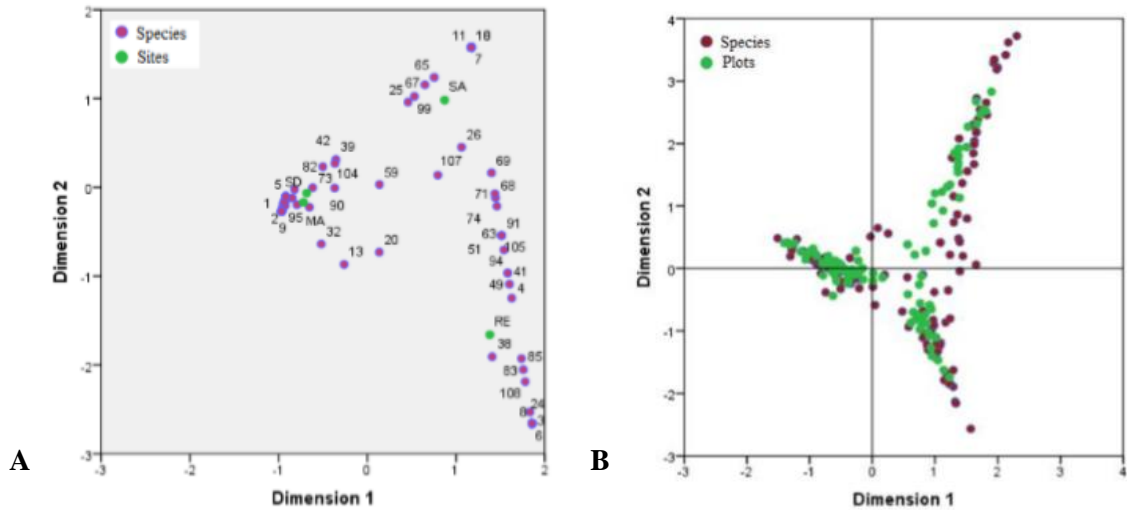


Figure 9. Correspondence analysis (CA): A. ordering diagram of the sites (1 to 4) and species (1 to 112), B. ordering diagram of the plots (1 to 100) and species (1 to 112) in the Alto Mayo Valley (AMV), Peru

ACE showed a better response curve ($R^2 > 0.92$) as a function of abundance for Tingana plots (Fig. 10A). In the RE plots the values of the estimators exceeded the observed species by less than 10%, so we believe that ACE and Chao1 are good estimators for the *aguajales*, reporting 92% and 95% of the observed cases respectively. In the MA plots, ACE and Chao1 adjustment curves showed overlap with similar responses and very close adjustment values (ACE $R^2 = 0.847$, Chao1 $R^2 = 0.816$; Figure 10B).

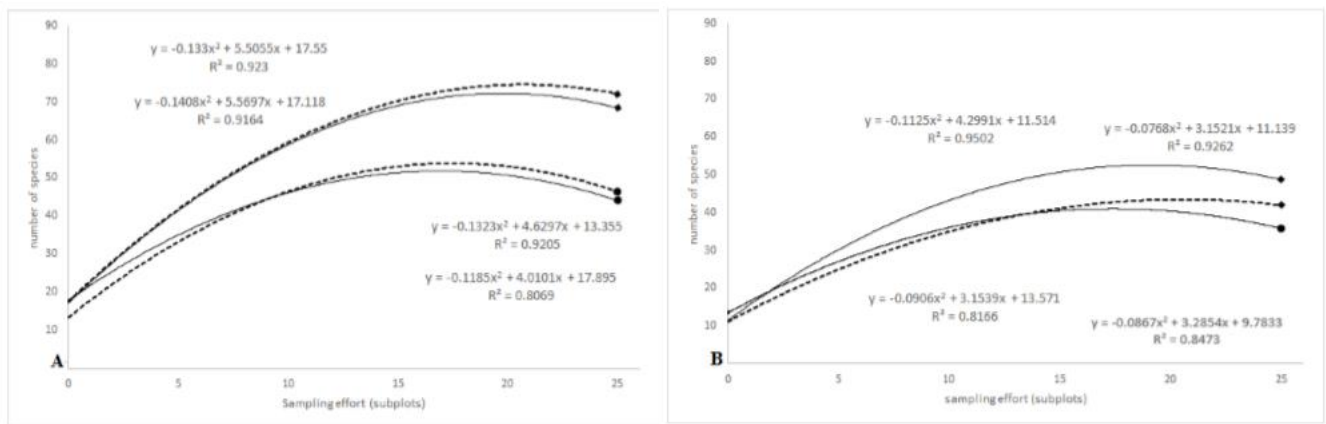


Figure 10. Polynomial adjustment curves (species accumulation; $p < 0.05$) is a function of 25 plots of sampling effort, with continuous and broken lines corresponding to Chao1 and ACE index, respectively. (A) The diamond at the end of the line refers to SA site while the circle does to RE site. (B) Circles at the end of the line represent a MA site and diamonds refer to SD site.

The Mantel test also indicated a no significant correlation between the geographic distance matrices and the similarity in species composition, using the four estimators (Table 4, $p > 0.05$). In the ordination NMDS, SD and MA plots were more separated from each other than the SA and RE plots, indicating that the structure of the assemblages can vary more in Posic than in Tingana.

However, when we considered data assemblages by sites, we observed an overlap between SD and MA sites (Fig. 11; ANOSIM: $R = 0.58$, $p = 0.001$). This may be related to the amount of common species and abundance among them, expressed in high similarity. Moreover, according to figure 11, it was possible to identify three assemblages (plant communities) with some similar features and *M. flexuosa* dominance:

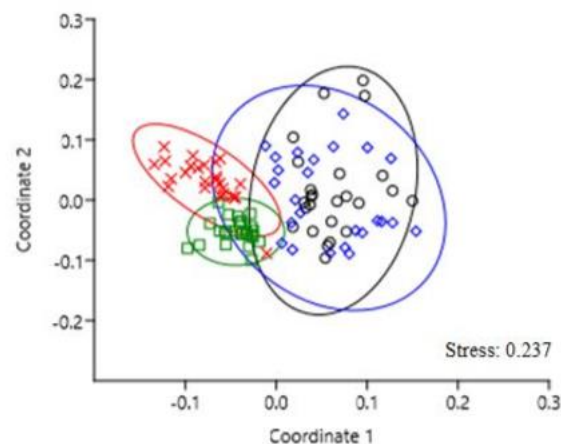


Figure 11. Nonmetric multidimensional scaling (NMDS) ordination of the 100 inventory plots based on abundance data. Green = SA plots, Red = RE plots, Black = SD plots and Blue = MA plots. Ellipses show 95% confidence interval around the group centroids, based on the standard deviations of point scores. The P -value is based on 999 permutations, where the ordination scores were randomly assigned to the groups.

(a) *Mauritia-Machaerium-Virola* (SA community site): vegetal association that represents palm swamp forests with clear waters due to the accumulation of rainwater and poor drainage of the soil (no runoff was observed, Fig. 12A). The terrain is slightly undulating (30-60 cm) with some unevenness of up to 1m and the species reported in this association prefer permanently flooded soils (> 50 cm). The community was dominated by *M. flexuosa* (22.8%), *M. floribundum* (19.3%), *V. elongata* (13.4%) and *S. globulifera* (11.5%). Palm and woody species richness in the canopy accounted for 27.1% of understory's richness. Only two species present in the canopy were absent in the undergrowth: *Triplaris*

poeppigiana and *V. pavonis*. The upper canopy consisted exclusively of *M. flexuosa* and *E. precatória* (22.1 ± 1.9 m; heliophyte species). Mid canopy (16.8 ± 1.3 m) included some individuals from *S. exorrhiza*, *O. mapora* and *V. elongata*, while in the lower canopy (11.9 ± 1.2 m) we found sub-adults of palm trees and *V. elongata*, *M. floribundum* and *S. globulifera* individuals. The most representative species in the understory were *Hura crepitans*, *O. sphaerocarpa*, *H. alchorneoides*, *N. pulverulenta* and *Psychotria alba*. In canopy gaps, *M. flexuosa* large saplings and poles were observed. The *M. flexuosa* regeneration was abundant (169 individuals) among seedlings and small saplings (Fig. 12B). Twenty-nine taxa were found only once or twice and were considered as rare species, most of them scyophytes.

(b) *Mauritia-Virola-Inga* (RE community site): association that represents swamp forests with muddy soils and characterized by permanent flood episodes triggered by the rise in water level of the Avisado and Mayo rivers (> 3 m), especially during the heavy rainfall period (January-April). RE community was represented by the codominance of *M. flexuosa* (22%) and *V. elongata* (19.5%). All the species present in the canopy were also present in the understory but not vice versa. The upper canopy was formed only by *M. flexuosa* (22 ± 0.9 m), while mid canopy (16.8 ± 1.4 m) includes some individuals of the *P. aquatica*, *E. precatória*, *V. elongata* and *V. pavonis*. Within the lower canopy (12.4 ± 1.5 m) *Virola* genus was the dominant vegetation. The most representative understory species were *H. crepitans*, *Picramnia latifolia*, *P. alba* and *Inga* genus. The community did not show high diversity (30 taxa/ha⁻¹ with DBH ≥ 10 cm). In most plots a large number of sinks (spaces without vegetation with of up to 200 cm depth and poor regeneration) were found producing an incomplete canopy. Over the branches of *Chullachaqui renaco* (*C. trinervia*), *Huasca renaco* (*F. trigona*) and the *Inga* genus, were observed numerous orchids (*Elleanthus*, *Epidendrum*, *Maxillaria*) and bromeliads (*Racinaea* and *Tillandsia*).

(c) *Mauritia-Matisia-Ferdinandusa* (Posic community): association that represents swamp forest with dark but shallow waters (20-40 cm) in Posic district, adjacent to Tonchima river. In this territory there has been a rapid change in the land use from evergreen forest and aguajales to rice crops. The accumulation of organic matter was considerable, especially under adult palms where the remains of its leaves and fruit clusters were concentrated. Since canopy forests are characterized by high levels of competition for light, palm trees tend to favor growth in height over diameter. The community was dominated by *M. flexuosa* (25.8%), *M. bracteolosa* (18.2%) and *F. clorantha* (10.1%). All species were found in the understory. Exclusively *F. krukovii* and one individual of *M. flexuosa* formed the upper canopy (24.9 ± 3.2 m). The mid canopy (15.9 ± 0.9 m) was formed by *M. flexuosa* and the lower canopy (11.9 ± 1.4 m) was represented by *M. flexuosa*, *M. bracteolosa* and *M. armata* with incidence of some individuals of *F. clorantha* and *V. elongata*. In the understory, we found individuals of *C. longifolium*,

H. alchorneoides, *Leonia glycyarpa*, *Clusia lorentensis*, *Clitoria javitensis* and *Vismia pozuzoensis*. Seedlings and small saplings have a higher probability of survival due to the low-level flooding (up to 60 cm) from Tonchima river; especially palm species which are adapted to these conditions (*M. flexuosa*, *O. mapora* and *S. exorrhiza*). In areas where the canopy was more closed, we could find herbaceous individuals (sciophyte species) from the families Araceae (*Anthurium*, *Dieffenbachia*, *Philodendron*), Cyclanthaceae (*Carludovica*, *Ludovia*), Cyperaceae (*Eleocharis*, *Scleria*) and Poaceae (*Panicum*, *Leptochloa*) as well as ferns (*Serpocaulon*, *Thelypteris*, *Nephrolepis* and *Elaphoglossum*). Three species of *Miconia* genus and one Cyatheaceae (*Cyathea pilosissima*) were found in the group of rare species.

The Standardized Morisita's index showed a clustered distribution (Table 5), particularly in the recruitment of canopy gaps. *M. flexuosa*, *V. elongata* and *O. mapora* were found in all sites while *E. precatória* and *Hieronyma alchorneoides* were absent in MA and RE sites.

Discussion

The richness and the basal area were similar in the four sites in the AMV. However, the composition and forest structure were different considering the growth categories and height for woody species and palms. The greatest richness was observed in the seasonally flooded forests of Tingana near the Huascayacu River Basin (SA site). The richness and diversity values of the evaluated plots were similar to other *aguajales* in the Amazon basin (Freitas y Flores, 2015; Hoorn et al., 2010; Pitman et al., 1999; Wittman et al., 2006). Species did not occupy the zone homogeneously and changed continuously in response to environmental mosaics associated with the distance to the basins, seasonal effects and anthropic activity (Drucker et al., 2008; Siqueira et al., 2012; Tilman & Lehman, 2001). The study revealed that 62.5% of the species were represented by 10 or less individuals and, in general, were characterized by poor richness due to their strong environmental filters (Draper et al., 2018) which indicates a high habitat specialization which favors hyperdominant species (Ter Steege et al., 2013).

Within the *aguajal* community, the Arecaceae family was represented in more than 50% of adult individuals, especially *M. flexuosa* (Melack & Hess, 2010). Other species of palm trees commonly present in *aguajales* were *E. precatória*, *O. mapora* and *M. armata*, which did not become part of the emerging canopy (Balslev et al., 2010; Cabrera & Wallace, 2007). The most common woody species in these ecosystems were *Ficus*, *Symphonia* and *Virola* genus (Cardoso et al., 2017; Kalliola et al., 1991).

Emilio et al. (2014) argue that palm trees and tree species in *aguajales* have developed adaptations such as aerial roots (*Ficus* and *Coussapoa*), stilt (*S. exorrhiza*), buttress roots (*Virola* sp.) and pneumatophores

that allow oxygen transport to the *M. flexuosa* roots in anaerobic conditions (Aguilar y Jiménez, 2009; Melack & Hess, 2010; Parolin et al., 2010).

Waterlogging may be the cause of most of the variation in the composition (Costa et al., 2008), distribution, dynamic and abundance of species (Eiserhardt et al., 2011; Junk et al., 1989). After flooding and sedimentation, herbaceous plants (*Costus*), small shrubs, vines and successional trees become visible, especially near the concave river banks contributing to a considerable increase in swamps extension and occasionally cause the destruction of the woody species regeneration (Kalliola et al., 1991) and favoring the recruitment of palm trees in all growth categories suggesting a shift to palm swamp (Hergoualc'h et al., 2017), in an advanced succession process (Urrego, 2018). This lack of recruitment can create a setback in the forest by impairing the replacement of forest cover, exerting pressure on the understory (Assis & Wittmann, 2011). The canopy remains mostly closed (except RE plot), generating a high level of competition for space and available light, which tends to favor the development of height above diameter (Endara et al., 2012).

We found great seedling abundance (> 1000 individuals) in Posic plots with anthropic impact and degradation, which is contradictory to Hilario & Toledo (2006) who found less palm tree abundance in degraded areas. However, it is important to mention that anthropic activities, such as selective extraction or elimination of a particular group of tree species from tropical forests, can also generate a great loss of diversity with serious ecological implications (Slade et al., 2007; Tilman & Lehman, 2001).

Gotelli & Cowell (2001) comment on the difficulty of registering the total species in biodiversity studies due to probable biases (overestimation or underestimation of richness) in the methodological species collection, where some specimens can be simpler to collect than others. The applied estimators differ in the way that rare species are "treated" (Chao et al., 2005). For example, the Chao1 estimator is based on the number of *singletons* and *doubletons* so that the greater the number of *singletons* within a sample compared to the *doubletons*, the greater the difference between the observed richness and real richness between assemblages (Chazdon et al., 1998; Magurran, 2004). By contrast, the ACE estimator (Abundance-based Coverage estimator) emphasizes those species with individuals equal to less than 10 individuals (Chao et al., 2012; Magurran, 2004.). Regarding this observation, we believe that these values of low diversity and a small number of species with less than 10 individuals are the effects of the competition of resources (nitrogen and light) and forest wet environmental conditions (Smith et al., 2016; Tilman & Lehman, 2001).

The three assemblages (vegetal communities) differ at species composition and abundance and structure, but with some similar features (dominance or codominance of *M. flexuosa*) at canopy; while a large number of aráceas, ferns and epiphytes were found on the understory of RE plots. Within the epiphytes, we found mostly orchids from the *Epidendrum* and *Elleanthus* genus; similar to described by Quinteros et al. (2016). This study also adds to the growing evidence suggesting that the natural heterogeneity of the assemblages affects the local composition of plant and animal communities (Rodrigues et al., 2014).

The NMDS analysis compared the composition of species within each plot, so that in Figure 11 the closest plots are those that shared the most species. That is, a greater geographical proximity between plots could determine a greater similarity value (Colwell, 2000; Diniz-Filho et al., 2013) according to environment type of (González-Ramírez et al., 2017; Phillips et al., 2003). These patterns could also be influenced by the number of geographical barriers (Montufar & Pintaud, 2006; Palminteri et al., 2011; Soininen et al., 2007), as happened in Tingana unlike the Posic plots that were shown as a single set. Another factor to consider is the vagility of the species (González-Ramírez et al., 2017), which can have very active dispersers that transport fruits over long distances (Acevedo-Quintero & Zamora-Abrego., 2016) All these factors could directly influence the abundance found in the present study, especially in the number of rare species, since they can see their affected distribution according to environmental variants and barriers (Fujiyoshi et al., 2009; Jiménez-Valverde y Hortal, 2003).

According to the Mantel tests, there was no relationship between the geographical distance and plots similarity. It could have been possible by the spatial scale in which this work was carried out is so small that the influence of these factors cannot be detected in nearby geographic spaces (Domínguez & Schwartz, 2005; Richardson et al., 2001).

We consider the suggestions of Kingle et al. (1990) that studies in wetlands and swamps should contain descriptions of plant communities (floristic composition, key species, endemic and protected). Indeed, the communities described try to incorporate these and other considerations. However, the description of this type of plant formation is complicated and, in general, provisional due to the physiographic conditions of the land, the environmental conditions of the study area (Gentry y Ortiz, 1993) where in certain periods of time some species may be absent from the sampling area or not to be detectable, the inconsistent terminology applied for its description and the different criteria used to classify the vegetation (Kalliola et al., 1991). Moreover, scientific journal have not paid attention to the temporary changes of the vegetation, which implies the absence of an analysis of the successional forest state (Jiménez-Valverde y Hortal, 2003).

It is not recommended to calculate the standardized Morisita's index when most of the sampling units have only one individual or if few sampling units have little abundance, since they can lead to the indeterminacy of the equations (Amaral et al., 2015). Another important consideration is in the case of *O. mapora* that reported its 8 individuals on a single plot since the value of (I_d) is always equal to the number of sampling units (25, Table 5; Amaral et al., 2015). Based on these explanations, habitat heterogeneity produces, most of the time, a clumped distribution of species, especially in Amazonian palm trees (Cabrera & Wallace 2007) because individuals concentrate in small spaces within the sampling area in dense aggregations with recruitment in their different growth categories (Assis & Wittmann, 2011).

The study is important for its contribution to the inventory of species in the region, as well as to understand the patterns of vegetation diversity in *aguajales* that are recognized as fragile and threatened ecosystems (Börner & Zimmermann, 2003). It is imperative to continue the study of the diversity of the forests in the AMV so that conservation strategies that link research and conservation projects in these territories can be proposed. A good example of this is the consolidation of Tingana as a model of biodiversity management in Peru; and that in the last years it has begun to develop studies of flora and fauna in the long term. Indeed, detailed knowledge of the species, communities and trophic unions is the key to the success of conservation projects (Begón et al., 2006) and, in this specific case, they can be used to monitor the impacts of global environmental change on piedmont ecosystems.

Appendix (S1) – Anexo I - Conservation status of reported species. Origin: (N: Native, E: Endemic), Category (EN: Endangered, VU: Vulnerable; a: Red List IUCN, b: Peruvian LSA N° 043-2006-AG), CITES (I, II, III)

Scientific name	Origin	Category	CITES 2011	Plot	N° individuals
<i>Aiouea grandifolia</i> van der Werff	N			SD, MA	15
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.	N			SD, MA	4
<i>Allophylus floribundus</i> (Poepp.) Radlk.	N			RE	2
<i>Anthurium clavigerum</i> Poepp.				SA, RE	3
<i>Aptandra tubicina</i> (Poepp.) Benth. ex Miers	N			SD	1
<i>Ardisia guianensis</i> (Aubl.) Mez. Cf.				RE	1
<i>Ardisia huallagae</i> Mez	N			SA	2
<i>Buchenavia sericocarpa</i> Ducke				RE	2
<i>Calophyllum longifolium</i> Willd.				SD, MA	85
<i>Cedrela montana</i> Turcz.	N	Vu ^b		SA	2
<i>Cedrela odorata</i> L.		Vu ^{a,b}	III	SA	3
<i>Cedrela</i> sp.				MA	2
<i>Ceiba samauma</i> (Mart.) K. Schum.				RE, MA	8
<i>Centronia laurifolia</i> D. Don	E	Vu ^a		SD	8
<i>Cheiloclinium cognatum</i> (Miers) A.C. Sm.	N			SD, MA	10
<i>Clidemia heteronervis</i> (Naudin) Wurdack	E			SA	2
<i>Clitoria javitensis</i> (Kunth) Benth.	N	LC ^a		SD, MA	47
<i>Clusia loretensis</i> Engl.	E			SD, MA	60
<i>Colubrina spinosa</i> Donn. Sm.				SA, RE,	3
<i>Coussapoa trinervia</i> Spruce ex Mildbr.	N			SD, MA	66
<i>Cyathea pilosissima</i> Domin	N		II	SD	1
<i>Cybianthus comperuvianus</i> Pipoly				SA	1
<i>Cybianthus spichigeri</i> Pipoly	E			SA, SD	21
<i>Elaeagia pastoensis</i> L.E. Mora cf		Vu ^a		RE	1
<i>Eugenia egensis</i> DC.	N			SA, MA	6
<i>Euterpe precatoria</i> Mart.	N			SA, RE, SD	162
<i>Ferdinandusa chlorantha</i> (Wedd.) Standl.	N			SD, MA	592
<i>Ferdinandusa loretensis</i> Standl.	N			RE	2
<i>Ficus castellviana</i> Dugand	N	LC ^a		SD, MA	15
<i>Ficus citrifolia</i> Mill.	N			SA	2
<i>Ficus krukovii</i> Standl.	N	LC ^a		SD, MA, RE, SD,	28
<i>Ficus maxima</i> Mill.	N			MA	19
<i>Ficus pertusa</i> L. f.	N			SA	5
<i>Ficus tonduzii</i> Mill. aff.	N			MA	2
<i>Ficus trigona</i> L. f.	N	LC ^a		RE	20
<i>Ficus yoponensis</i> Desv.	N			SA	3
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	N	LC ^a		MA	2

<i>Guatteria blepharophylla</i> Mart.			SA, RE, SD, MA	81
<i>Hieronyma alchorneoides</i> Allemão			SA, SD, MA	112
<i>Hirtella macrophylla</i> Benth. ex Hook. f. aff.			SA	2
<i>Hura crepitans</i> L.	N		SA, RE	27
<i>Hymenaea oblongifolia</i> Huber	N	LC ^a	SA, SD, MA	18
<i>Inga cayennensis</i> Sagot ex Benth.			SA, RE	66
<i>Inga gracilis</i> Jungh. ex Miq.			RE	3
<i>Inga ingoides</i> Willd.	N		SA	4
<i>Inga oerstediana</i> Benth. ex Seem.	N		RE	13
<i>Inga punctata</i> Willd.	N	LC ^a	RE	3
<i>Inga stenoptera</i> Benth.	N		RE	92
<i>Inga cinnamomea</i> Spruce ex Benth.	N		SA, RE	5
<i>Inga umbratica</i> Poepp. and Endl.	N		RE	3
<i>Iryanthera juruensis</i> Warb.			SA, RE	2
<i>Lacistema aggregatum</i> (P.J. Bergius) Rusby	N		SA	1
<i>Ladenbergia macrocarpa</i> (Vahl) Klotzsch			MA	7
<i>Leonia glycyarpa</i> Ruiz and Pavon	N		SD, MA	75
<i>Machaerium floribundum</i> Benth.	N		SA	539
<i>Macrolobium bifolium</i> (Aubl.) Pers	N		SA	4
<i>Matayba purgans</i> (Poepp.) Radlk.	N		SD	17
<i>Matisia bracteolosa</i> Ducke	N		SA, SD, MA	812
<i>Mauritia flexuosa</i> L.f.	N		SA, RE, SD, MA	1864
<i>Mauritiella armata</i> (Mart.) Burret	N		SA, SD, MA	283
<i>Mezilaurus palcazuensis</i> van der Werff			SA	1
<i>Miconia appendiculata</i> Triana	N		MA	1
<i>Miconia poeppigii</i> Triana	N		SA, RE	2
<i>Miconia serrulata</i> (DC.) Naudin	N		MA	1
<i>Miconia ternatifolia</i> Triana	N		SA, SD	5
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. ex Roem. and Sult.	N		SA	2
<i>Myrsine oligophylla</i> Zahlbr.	N		SA, SD	4
<i>Myrsine pellucida</i> (Ruiz and Pav.) Spreng.	N		SA, RE	5
<i>Nectandra acuminata</i> (Nees and Mart.) J.F.Macbr.	N		SA, RE	12
<i>Nectandra pseudocotea</i> C.K. Allen and Barneby ex Rohwer	N	Vu ^a	SD	12
<i>Nectandra pulverulenta</i> Nees	E		SA, RE	18
<i>Oenocarpus bataua</i> Mart.	N		SA, SD, MA	67
<i>Oenocarpus mapora</i> H.Karst.	N		SA, RE, SD, MA	436

<i>Oxandra sphaerocarpa</i> R.E.Fr.	N		SA, RE	45
<i>Pachira aquatica</i> Aubl.	N		Re	5
<i>Palicourea conferta</i> (Benth.) Sandwith			MA	3
<i>Palicourea lasiantha</i> K. Krause	N		RE	3
<i>Picramnia latifolia</i> Tul.	N		RE	32
<i>Picramnia martiniana</i> J.F. Macbr.	E		SA	3
<i>Protium opacum</i> Swart	N		MA	1
<i>Protium sagotianum</i> Marchand			SD	2
<i>Psidium acutangulum</i> DC.	N		SA, SD	5
<i>Psychotria alba</i> Ruiz and Pav.			SA, RE	58
<i>Psychotria ernestii</i> K. Krause	N		SA	3
<i>Psychotria micrantha</i> Kunth			SA, RE	7
<i>Psychotria stenostachya</i> Standl.	N		MA	7
<i>Psychotria viridis</i> Ruiz and Pav.	N		SA	2
<i>Rhynchanthera grandiflora</i> (Aubl.) DC.	N		SD	1
<i>Rosenbergiodendron longiflorum</i> (Ruiz and Pav.) Fagerl.	N		RE	3
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyerm. and Frodin	N		SA, RE, SD, MA	34
<i>Senna quinqueangulata</i> (Rich.) H.S. Irwin and Barneby	N		SA, RE	4
<i>Serjania membranacea</i> Splitg.	N		RE	2
<i>Serjania tenuifolia</i> Radlk.	N		RE	2
<i>Sloanea robusta</i> Uittien	N		SA, RE	5
<i>Socratea exorrhiza</i> (Mart.) H. Wendl.	N		SA, RE, SD, MA	158
<i>Sorocea muriculata</i> Miq	N		SA	2
<i>Sorocea steinbachii</i> C.C. Berg	N		SA	1
<i>Sparattanthelium amazonum</i> Mart. Cf.			RE	1
<i>Symphonia globulifera</i> L. f.	N		SA, RE, SD, MA	335
<i>Tabernaemontana sananho</i> Ruiz and Pav.	N		SA	1
<i>Tetragastris panamensis</i> (Engl.) Kuntze cf.	N		MA	4
<i>Tococa guianensis</i> Aubl.	N		SA, SD,	
<i>Tococa stenoptera</i> Gleason	E		MA	21
<i>Triplaris longifolia</i> Huber	E		SA	1
<i>Triplaris poeppigiana</i> Wedd	N		SA, MA	19
<i>Vernonanthura patens</i> (Kunth) H. Rob.			SA, RE	2
<i>Virola elongata</i> (Benth.) Warb.	N		SD	10
<i>Virola pavonis</i> (A. DC.) A.C. Sm.	N		SA, RE	444
<i>Virola surinamensis</i> (Rol.) Warb.	N	En ^a	SA, MA	9
<i>Vismia baccifera</i> (L.) Triana and Planch.	N		SD, MA	24
<i>Vismia pozuzoensis</i> Engl.	N		SA	9
<i>Xylopia ligustrifolia</i> Humb. and Bonpl. ex Dunal	N		SD	29
			SA, RE	13

Tables

Table 1. Growth categories, according morphological characteristics, making a differentiation between (a) woody species and (b) palm species

	Woody species	Palm species
Seedling	< 30 cm high	< 50 cm high
Small saplings	≥ 30 cm and < 150 cm high,	≥ 50 cm and < 150 cm in height
Large saplings	≥ 150 cm in height and < 2.5 cm dbh	≥ 150 cm and < 300 cm in height
Poles	≥ 2.5 cm and < 7.5 cm dbh	≥ 300 cm and < 600 cm in height
Small tree/ palm	≥ 7.5 cm and < 17.5 cm dbh	≥ 600 cm tall with stipe but without reproductive structures
Adult	≥ 17.5 cm dbh	≥ 600 cm tall with stipe and reproductive structures

Table 2. Structural characteristics of vegetation ≥ 1 cm DBH in four sites (1 ha.) of the Alto Mayo Valley (AMV)swamp forest, Peru.

	SA	RE	SD	MA	Total (4 plots)
No. of individuals	1991	893	2268	1965	7117
Nº. of species	62	47	40	39	112
Nº. of genera	44	35	35	33	71
Nº. of families	25	21	23	19	39
Canopy density (N ha ⁻¹)	244	157	178	235	814
Understory density (N ha ⁻¹)	1747	736	2090	1730	6303
Basal area (m ² ha ⁻¹)	40.93	34.52	33.19	32.79	141.43

Table 3. Five most ecologically important species per site (1 ha) in the swamp forest of Alto Mayo Valley (AMV). Sites: Tingana (SA: Semi-dense aguajal, RE: Aguajal-renacal), Posic (SD: Semi-dense aguajal, MA: Mixed aguajal). D = density, F = frequency, DO = dominance, RD = relative density (%), RF = relative frequency (%), RDO = relative dominance (%), Importance Value Index (IVI %).

Site	Species	D	RD	F	RF	DO	RDO	IVI %
SA	<i>Mauritia flexuosa</i> L.f.	184	11.87	24	8.54	19.58	47.83	68.24
	<i>Machaerium floribundum</i> Benth.	539	34.77	23	8.19	6.17	15.07	58.03
	<i>Virola elongata</i> (Benth.) Warb.	227	14.65	25	8.90	6.82	16.66	40.20
	<i>Symphonia globulifera</i> L.f.	230	14.84	24	8.54	4.53	11.06	34.44
	<i>Euterpe precatória</i> Mart.	85	5.48	23	8.19	1.29	3.15	16.82
	Other 57 species	285	18.39	162	57.65	2.55	6.23	82.27
RE	<i>Mauritia flexuosa</i> L.f.	121	16.40	25	9.36	13.87	40.19	65.95
	<i>Virola elongata</i> (Benth.) Warb.	104	14.09	23	8.61	12.31	35.66	58.37
	<i>Inga stenoptera</i> Benth.	92	12.47	18	6.74	0.37	1.07	20.28
	<i>Inga cayennensis</i> Sagot ex Benth.	64	8.67	20	7.49	0.45	1.30	17.46
	<i>Guatteria blepharophylla</i> Mart.	62	8.40	17	6.37	0.32	0.93	15.70
	Other 42 species	295	39.97	164	61.42	7.19	20.84	122.23
SD	<i>Mauritia flexuosa</i> L.f.	156	10.20	20	8.77	20.35	61.30	80.27
	<i>Matisia bracteolosa</i> Ducke	634	41.44	21	9.21	7.22	21.77	72.41
	<i>Virola elongata</i> (Benth.) Warb.	65	4.25	16	7.02	0.90	2.72	13.99
	<i>Ferdinandusa chlorantha</i> (Wedd.) Standl.	113	7.39	9	3.95	0.72	2.18	13.51
	<i>Mauritiella armata</i> (Mart.) Burret	93	6.08	8	3.51	1.01	3.05	12.64
	Other 34 species	469	30.65	154	67.54	2.98	8.98	107.18
MA	<i>Mauritia flexuosa</i> L.f.	124	9.17	20	8.47	18.60	56.73	74.38
	<i>Ferdinandusa chlorantha</i> (Wedd.) Standl.	479	35.43	11	4.66	2.17	6.61	46.70
	<i>Matisia bracteolosa</i> Ducke	177	13.09	21	8.90	4.82	14.70	36.69
	<i>Mauritiella armata</i> (Mart.) Burret	85	6.29	8	3.39	0.95	2.88	12.56
	<i>Virola elongata</i> (Benth.) Warb.	48	3.55	12	5.08	0.96	2.93	11.57
	Other 34 species	439	32.47	164	69.49	5.29	16.14	118.1

Table 4. Mantel test shows correlation between species similarity (indices) and spatial distance between sites ($p < 0.05$)

Similarity Indices	Mantel Test		
	r	r ²	p-value
Classic Jaccard	-0.88	0.775	0.14
Classic Sorensen	-0.875	0.766	0.151
Chao-Jaccard	-0.738	0.545	0.254
Chao-Sorensen	-0.707	0.500	0.276

Table 5. Standardized Morisita's index values for sites in the swamp forest of Alto Mayo Valley (AMV), considering individuals with $DBH \geq 1cm$.

Site	<i>Mauritia flexuosa</i>	<i>Virola elongata</i>	<i>Oenocarpus mapora</i>	<i>Euterpe precatória</i>	<i>Hieronyma alchorneoides</i>
SA	0.508	0.506	0.512	0.511	0.501
RE	0.518	0.498	1	0.499	-
SD	0.522	0.514	0.537	0.760	0.507
MA	0.530	0.604	0.549	-	0.535

ARTÍCULO 3: ENVÍO A REVISTA BOTANICAL SCIENCES

[BotSci] 2416 - Acuse de recibo de envío Recibidos x



Dr. Salvador Arias editor.botanicalsciences@gmail.com a través de ded3134.inmotionhosting.co... mar., 27 de ago. de 2019 17:26 para mí



Mr. Yakov Quinteros:

Gracias por enviar el manuscrito "Structure, richness, distribution pattern and carbon stock in four *Mauritia flexuosa* palm swamp forests of northwestern Amazonia" a **Botanical Sciences**. Con nuestro sistema de gestión de revistas en línea, podrá iniciar sesión en el sitio web de la revista y hacer un seguimiento de su progreso a través del proceso editorial.

URL del manuscrito:

<http://botanicalsciences.com.mx/index.php/botanicalSciences/author/submission/2416>

Nombre de usuario/a: quinterosyakov

En caso de dudas, contacte conmigo. Gracias por elegir esta revista para publicar su trabajo.

Dr. Salvador Arias



Dalila Fragoso Tejas <dalila_f@ciencias.unam.mx> para Martha, terrazas, mí, Editor

22 ene. 2020 16:16 (hace 7 días)

Estimado Dr. Yakov Quinteros

Fue un poco complicado encontrar revisores para su manuscrito ID 2416. Sin embargo, se ha solucionado y en breve estará recibiendo el dictamen del comité editorial.

Estoy muy pendiente de este manuscrito, debido al tiempo tan prolongado del proceso. Sigo pendiente y lo mantengo al tanto.

Dalila

Dalila Fragoso Tejas

Botanical Sciences - gerente editorial

www.botanicalsciences.com.mx

Browser address bar: No es seguro | botanicalsciences.com.mx/index.php/botanicalSciences/submissions

Browser tabs: Aplicaciones, Las mejores opcion..., Autobuses Titanium, B.A. Endress- Oreg..., Eventos científicos..., Congresos – Socied..., Ecología Tropical y..., Estancias de investi...

Botanical Sciences interface:

- Tasks: 0
- Language: English
- View Site
- User: quinterosyakov

Submissions

My Queue | Archives

My Assigned

ID	Author(s)	Status	Progress
2416	Yakov Quinteros, Octavio Monroy-Vilchis, Martha Mariela Zarco-González, Angel ...	Review	1/3

Assigned reviews completed

CAPÍTULO III - Structure, richness, distribution pattern and carbon stock in four Mauritia flexuosa palm swamp forests of northwestern Amazonia - Estructura, riqueza, patrón de distribución y reservas de Carbono en cuatro bosques inundables (aguajales) al noroeste de la Amazonía

Abstract

Background: The *Mauritia* L.f. *flexuosa* palm swamp forests (*aguajales*) are not very diverse, but they concentrate important carbon (C) reserves in Amazonian tree communities, strongly affected by the change in land use. There is little information about its structure, biomass and C reserves in the Andean-Amazonian piedmonts.

Question: Are the four studied *aguajales* similar in richness, as well as in structure? Are the C reserves at all four *aguajales* similar?

Study species: Angiospermae.

Study site and dates: Two locations at piedmont of Alto Mayo Valley (VAM), San Martín, Peru, from January 2017 to July 2018.

Methods: Four plots of 1 ha. (100 × 100 m) for woody species and palms with DAP ≥ 10 cm. Species richness and Importance Value Index were computed. Spatial distribution pattern of *M. flexuosa* was determined. Allometric equations were used to estimate aerial biomass and C reserves.

Results: 2080 individuals were recorded into 29 families, 60 genera and 80 species. The four *aguajales* presented no statistical differences in its richness, but differed in their abundance and *M. flexuosa* density. *M. flexuosa* was the most important specie, showed an aggregate distribution and stored 37.6 Mg Cha⁻¹.

Conclusions: Three *aguajales* were found with differences in richness, structure and C reserves. *Aguajales* can be considered as a target group to monitor the impacts of climate change on Amazonian flooding ecosystems because of their important contribution to carbon capture and storage.

Keywords: Basal area, flooding ecosystems, piedmont, Alto Mayo Valley.

Resumen

Antecedentes: Los aguajales (bosques inundables con dominancia de *Mauritia* L.f. *flexuosa*) son poco diversos, pero concentran importantes reservas de carbono (C) en comunidades arbóreas amazónicas fuertemente afectadas por el cambio de uso de suelo. Existe poca información sobre su estructura, biomasa y reservas de C en el piedemonte andino-amazónico.

Preguntas: ¿Son similares en riqueza y en estructura los cuatro aguajales estudiados? ¿Son similares las reservas de C en los cuatro aguajales?

Especies de estudio: Angiospermae.

Sitio y años de estudio: Dos localidades en el piedemonte del Valle del Alto Mayo (VAM), San Martín, Perú, enero de 2017 a julio de 2018.

Métodos: Cuatro parcelas de 1 ha. (100 × 100 m) para especies con DAP ≥ 10 cm. Se calculó la riqueza, el Índice de Valor de Importancia y determinó el patrón de distribución espacial de *M. flexuosa*. Utilizamos ecuaciones alométricas para estimar la biomasa aérea y las reservas de C.

Resultados: 2080 individuos fueron clasificados en 29 familias, 60 géneros y 80 especies. Los cuatro aguajales no presentaron diferencias significativas en su riqueza, al contrario de la abundancia y densidad de *M. flexuosa*. *M. flexuosa* fue la especie más importante, con distribución agregada y almacenando 37.6 Mg C ha⁻¹.

Conclusiones: Se encontraron tres aguajales con diferencias en riqueza, estructura y reservas de C. Los aguajales pueden considerarse como un grupo objetivo para monitorear los impactos del cambio climático en ecosistemas inundables amazónicos por su importante contribución en la captura y almacenamiento de C.

Palabras clave: Área basal, ecosistemas inundables, piedemonte, Valle del Alto Mayo.

In the Peruvian Amazon, arboreal palms are frequent in hydromorphic and swampy ground, where they form dense and extensive populations (more than 6 million hectares) mainly represented by aguaje palm (*Mauritia flexuosa*). These ecosystems are distributed in all Amazonian basin (Horn *et al.* 2012, Endress *et al.* 2013), and are known as *aguajales* (*Mauritia flexuosa* palm swamp forests, Pitman *et al.* 2014, Draper *et al.* 2018). The marked variation in precipitation and flooding affects the dynamics of these forests (Gloor *et al.* 2013) and determines low species richness compared with other communities (Nebel *et al.* 2001, Honorio *et al.* 2015). These communities have high beta diversity and constitute the main carbon sink in the Amazonia (Draper *et al.* 2014, Draper *et al.* 2018), due to the accumulated peat reaching 7.5 m in diameter (Lähteenoja *et al.* 2011). However, estimates of carbon reserves are not very accurate, because they are based on satellite images and coverage maps, with little field work (Lähteenoja *et al.* 2009). *Aguajales* are an economic, environmental and socio-cultural resource (Endress *et al.* 2013, Gilmore *et al.* 2013), they are also important owing to the presence of endemic species and as biological corridors for fauna (Fagundes & Ferreira 2016, Hergoualc'h *et al.* 2017). Moreover, they are considered strategic ecosystems (Trujillo-González *et al.* 2011).

In Alto Mayo Valley (AMV), the Andean-Amazonian piedmont are in the lower *Yungas* (montane forests of the eastern Peruvian Andes), from 800 m a.s.l., and extends throughout the east of the mountains of the Andean massif (MINAM 2015). In Andean-Amazonian piedmont, *aguajales* are restricted to concave flooded areas with deficient soil drainage. These characteristics have contributed to configure a

mosaic of habitats and communities restricted to relatively small areas, being considered as a confluence zone between Andean and Amazonian species (Barrera *et al.* 2007). This suggests a high spatial heterogeneity of the physical environment, causing regionalization in populations and communities (Camarero & Gutiérrez 1999).

The richness of species shared between different forests in the Andean-Amazonian piedmonts, and between the piedmont and low Amazon (*várzea*) palm swamps, has been poorly documented (Endress *et al.* 2013). There are few records of *várzea* palm swamps (Honorio *et al.* 2015, Bijos *et al.* 2017) and only one for AMV (Quinteros *et al.* 2016). It is necessary to generate information that contributes to the conservation of these forests, to reduce the release of large quantities of carbon and other greenhouse gases (GHG) to the atmosphere, and avoid decrease of water storage capacity, among other serious consequences (IIAP 2006, Llerena & Yalle 2014).

The aims were to compare the vegetation structure, distribution pattern and estimate the carbon stock of the aerial biomass of four *aguajales* in a humid premontane subtropical forest of the AMV.

Materials and methods

Study sites. The study was carried out in two localities in the Andean-Amazonian piedmont (20-30 % slope) of AMV. The first locality is in the Municipal Conservation Area, Water Association, Aguajal Renacal del Alto Mayo (ADECARAM Tingana, ecotourism; 05° 54' 17.9" S; 77° 07' 07.5" W), with influence of the Avisado river (Börner & Zimmermann 2003). The second locality is in the Posic district of Rioja, a relict forest surrounded by rice crops (06° 01' 43.3" S; 77° 09' 43.8" W) 400 m from Tonchima river. Both localities are separated for Mayo river (Figure 12). AMV is a transition zone between the low flood zone of the Central Huallaga and the jungle brow. Its climate is humid subtropical with rains from December to March. The total annual precipitation and mean temperature are 1,265 mm and 22.8 °C, respectively (PEAM 2004).

The geology is characterized by sedimentary rocks (marine and continental) that emerge in the surroundings of the AMV, from the Jurassic to the Cretaceous, and continental rocks of the Tertiary. Most of the basin landfill is lacustrine, covered by abundant vegetation of the quaternary deposit (Alva *et al.* 1992). This trend is characteristic of territories west of the Amazonia and is attributed to the concave shape of the mountain range in these areas (790 to 856 meters above sea level), contrasting with adjacent elevations reaching heights of 1,300 to 1,450 m a.s.l. (Sánchez & Herrera 1998, Grandjouan *et al.* 2017).

Sampling method. Two localities were sampled: i) Tingana: which includes Sa plot (semi-dense *aguajal*) and Re plot (*aguajal-renacal*) and, ii) Posic: that includes Sd plot (semi-dense to mixed *aguajal*) and Ma plot (mixed *aguajal*). Each plot was divided into 25 subplots of 400 m² (20 × 20 m), where individuals (trees, shrubs and palms) with Diameter at Breast Height (DBH) ≥ 10 cm were marked and their height recorded with inclinometer Suunto (Lamprecht 1990). The minimum distance between plots was 500 m in a straight line. In addition, we collected botanical samples to identify taxonomically the species, from comparison with specimens of herbariums and specialized literature. The botanical nomenclature was based on The Plant List (www.theplantlist.org).

Endemic species and risk categories. To determine the degree of vulnerability of the species, the Official Peruvian Standard (No. 043-2006-AG), the Red Book of Endemic Species (León *et al.* 2006) and the Red List of the International Union for Conservation of Nature (IUCN) were used. It was also considered the Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora (CITES).

Analysis of data. The abundance and richness of species were compared between the 4 plots, through an ANOVA, considering the density of *Mauritia* as a covariate. Sampling efficiency was assessed through species accumulation curves, with estimators Chao-1 and ACE (Colwell & Coddington 1994), which are based on the abundance of species per plot, that is, they quantify the amount of low frequency species (singletons and doubletons) that could have been omitted by sampling (Colwell *et al.* 2012), were calculated with EstimateS 9.1 (Colwell 2013).

In order to determinate if the variables evaluated differ between plots, and obtaining the percentage of cases correctly classified according to the a priori criterion (*M. flexuosa* density), it was applied a Discriminant Analysis (DA). The floristic similarity between plots was determined with Jaccard and Sorensen index. Kruskal Wallis test was applied to compare between plots, multiple comparisons were made with Bonferroni correction (Zar 1999). To ordinate the plots, we used non-metric multidimensional scaling (NMDS), choosing the Bray-Curtis similarity index (McCune & Grace 2002), with PAST version 3.0 (Hammer *et al.* 2001).

Relative and absolute parameters were calculated: density, frequency and dominance (basal area) with which the Importance Value Index (IVI) in all plots (Curtis & McIntosh 1950, Nebel *et al.* 2001). The structure of the forest was expressed in terms of diametric classes and height of individuals (Botrel *et al.* 2002).

The biomass per stem was determined with the diameter, height and density of wood per individual, which was summed for all stems in all plots (Chave *et al.* 2014, Mangwale *et al.* 2017). This was then multiplied by 0.45 to convert to aboveground woody carbon (Mijangos-Hernández *et al.* 2014). For the wood density value by species, the Wood Database World was used, available at: (www.hdl.handle.net/10255/dryad.235; Zanne *et al.* 2009). All statistical tests were performed in Statgraphics Centurion XV and in R, using the packages *vegan 2.3-4* (Oksanen *et al.* 2016), *ggplot2* (Wickham 2009) and *gridExtra* (Auguie 2017).

The spatial pattern distribution of the most important species (*M. flexuosa*) was determined by standardization form of Morisita's index (I_p) from the Morisita dispersion index (I_d), along with its critical values, the uniform index (M_u) and the clumped index (M_c). The I_p value varies between -1 and +1, where values of $I_p < 0$ indicate a uniform distribution, $I_p = 0$ indicates a random distribution, and values of $I_p > 0$ reveal a grouped distribution pattern (Krebs 1999).

The standardized Morisita's index (I_p) is based in Morisita dispersion index (I_d) (Morisita 1959), which is calculated by the following expression:

$$I_d = n \left[\frac{\sum x^2 - \sum x}{(\sum x)^2 - \sum x} \right]$$

Where:

I_d = Morisita dispersion index

n = number of units in the sample

$\sum x$ = sum of the counts of the sample units = $x_1 + x_2 + x_3 \dots$

$\sum x^2$ = sum of the squares of the counts = $x_1^2 + x_2^2 + x_3^2 \dots$

To calculate standardized Morisita index it is necessary to determine two extreme critical values, the uniformity index (M_u) and the clustering index (M_c) from the following formulas:

$$M_u = \frac{\chi_{0.975}^2 - n + \sum x_i}{(\sum x_i) - 1} \quad M_c = \frac{\chi_{0.25}^2 - n + \sum x_i}{(\sum x_i) - 1}$$

Where:

$\chi_{0.975}^2$ = ji squared test with $(n - 1)$ degrees of freedom and 97.5% from the area to the right

$\chi_{0.025}^2$ = ji squared test with $(n - 1)$ degrees of freedom and 2.5% from the area to the right

x_i = number of individuals in sample unit i ($i = 1, \dots, n$)

n = sample unit number

Based on the values obtained for the Morisita dispersion index (I_d) and the extreme values (M_u) and (M_c) the standardized Morisita index is calculated from the following formulas:

When:

$$I_d \geq M_c > 1, \quad I_p = 0.5 + 0.5\left(\frac{I_d - M_c}{n - M_c}\right)$$

$$M_c > I_d \geq 1, \quad I_p = 0.5\left(\frac{I_d - 1}{M_u - 1}\right)$$

$$1 > I_d > M_u, \quad I_p = -0.5\left(\frac{I_d - 1}{M_u - 1}\right)$$

$$1 > M_u > I_d, \quad I_p = -0.5 + 0.5\left(\frac{I_d - M_u}{M_u}\right)$$

Morisita is the best index for describing spatial pattern distribution due to its consistency in spatial distribution analyses and that it is slightly influenced by plot sizes (Pereira et al. 2015).

Results

Floristic composition. We measured 2,080 individuals belonging to 29 families, 60 genera and 80 species. The best represented families in these areas were Leguminosae with 8 species (10 %), Rubiaceae and Moraceae with 7 species each (8.8 %), Arecaceae with 6 species (7.5 %), Lauraceae and Primulaceae with 5 species each (6.3 %), Clusiaceae and Myristicaceae 4 species each (5 %), which together comprised 57.5 % of species recorded. Families with greater abundance of individuals (≥ 200) were Arecaceae, Malvaceae, Myristicaceae and Leguminosae, these represented 76% of individuals. More diverse genres were *Ficus* with six species, *Inga*, *Myrsine*, *Nactandra* and *Virola* with three species each. In the ANOVA differences in abundance were found between the four plots ($F = 3.84$; d.f. 3, 99; $p = 0.01$), as well as an effect of the density of *M. flexuosa* ($F = 5.26$; d.f. 19, 99; $p = 0.01$). However, there were no significant differences in richness between plots ($F = 1.36$; d.f. 3, 99; $p = 0.26$), nor considering the density of *M. flexuosa* ($F = 1.47$; d.f. 19, 99; $p = 0.12$).

Endemic species and risk categories. Five endemic species were found, and 11 are in some risk category (Appendix 2). *Cyathea* (Baker) Dominique *pilosissima* is in Appendix II of CITES.

Sampling efficiency. In the Re and Ma plots, the species curve registered a tendency to reach the asymptote and showed a slightly smaller number of species than predicted by the species accumulation curves (percentage of species observed from what was predicted by the estimators; Ma: Chao-1 = 90.9 %, ACE = 91.5 %; Re: Chao-1 = 92.4 %, ACE = 87.9 %). However, in Sa and Sd plots, non-parametric estimators showed that it is likely to increase the number of recorded species (Sa: Chao-1 = 69.8 %, ACE = 55.7 %; Sd: Chao-1 = 38 %, ACE = 53.5 %; Figure 13).

Richness and dominance. The floristic richness of the four plots varies from 30 species in Sd to 37 in Sa, where 62.3 % of individuals were represented by *M. flexuosa*, *Machaerium Benth. floribundum* and *Virola Warb. elongata*, while in Re, 57.3 % were represented by *M. flexuosa* and *V. elongata*. Meanwhile, in Sd, *M. flexuosa* and *Matisia Ducke bracteolosa* represent 62.2 % of individuals, whereas in Ma, 67.9 % was composed of the same two species, as well as *Ferdinandusa* (Wedd.) Standl. *chlorantha* and *Mauritiella* (Mart.) Burret *armata*.

Three discriminant functions were obtained, the first and the second functions explain 91 % of the variance (64 % y 27 %, respectively); the basal area was the variable that discriminates between plots. Comparing between localities, one discriminant function explains 100 % of the variance and the predictor more important was also the basal area (Table 6). The correctly classified cases were 48 % for plots (Sa: 0.66, Sd: 0.54, Ma: 0.36, Re: 0.19) and 67 % for localities (Tingana: 0.70, Posic: 0.65).

Mauritia flexuosa was the dominant species with more than 54 % of the basal area ($18.1 \pm 2.9 \text{ m}^2$). Other species also contribute considerably with this parameter were Cumala (*V. elongata*) with $12.22 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ in Re, and *M. floribundum*, *V. elongata* and *Symphonia L.f. globulifera* with $15.7 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ in Sa. *Water Zapote* (*M. bracteolosa*) was the most abundant species (185 individuals in Sd), but its basal area was 19.5 % of total plot. On the contrary, *M. flexuosa* has a 66.7 % basal area, with lower abundance.

Similarity. The floristic similarity among plots was low, especially among those of different localities (Table 7). Eleven from 29 families were common for the four plots: Annonaceae, Arecaceae, Clusiaceae, Euphorbiaceae, Lauraceae, Leguminosae, Malvaceae, Moraceae, Myristicaceae, Rubiaceae and Urticaceae. Of the total species, 53 (66.3 %) occur only in Tingana and 42 in Posic. Moreover, 48 exclusive species were found (60% of the total species; Sa: 16, Re: 12, Sd: 11 and Ma: 9), 37 of them were reported as rare species (less than 2 individuals). Five species were common to all four plots: *M. flexuosa*, *Oenocarpus* H. Karst. *mapora*, *S. globulifera*, *Virola elongata* and *Coussapoa* Spruce ex Mildbr. *trinervia*.

There are significant differences in basal area, volume, wood density, biomass and carbon stock, between plots (Table 8). The NMDS showed three assemblages, two in Tingana and only one assemblage in Posic (Figure 14).

Plots' structure. *Mauritia flexuosa* always occupied the first place (IVI 98.26 ± 8.43) of ecological importance, while *V. elongata* was the second most important species in all plots. *S. globulifera*, *C. trinervia* and *Euterpe Mart. precatória* were also species with higher IVI at a global level (Appendix 3). The most important families were Areaceae, Myristicaceae and Malvaceae, with 118.2 %, 43.2 % and 32.1 % respectively. Other important families were Leguminosae (20.7 %) and Clusiaceae (17.1 %). The density of *M. flexuosa* per plot was: Sa = 184, Sd = 156, Ma = 123 and Re = 121.

The average DBH was 24.69 ± 14.4 cm (maximum in Re = 32.06 cm and minimum in Sd = 23.07 cm). The highest variability was recorded in Ma (64.3%) and the lowest in Re (50.4 %). The Plot Sa is the one with the greatest richness and highest basal area, followed by the plot Re, which is the one with lowest abundance, but the second in basal area and biomass. Re plot showed 44.6% of the individuals in the intermediate diametric classes (30 - 49.9 cm), unlike the Sa, Sd and Ma plots, which had a greater number of individuals in the first class (10 - 19.99 cm), represented mainly by *M. floribundum*, *F. chlorantha*, *M. bracteolosa* and *M. armata*.

The average height was 9.81 ± 3.59 m (maximum = 21 m in Re, and minimum = 2 m in Sa, Re and Sd), with a tendency of large *M. flexuosa*, *V. elongata*, *C. trinervia* and *Ficus L.f. trigona* individuals in Re. In Sa, the maximum height was 19 m from *V. elongata*, while in Sd and Ma the highest values were *M. flexuosa* and *M. bracteolosa* (hyper-dominant species: very abundant throughout the Amazon basin), both 18 m high.

Biomass and carbon stock. The softest wood species was *Ficus Mill. maxima* and the hardest *Sloanea Uittien robusta* (Elaeocarpaceae) with 0.33 and 0.86 g cm⁻³, respectively. The forest basal area varied between 30.5 and 38.37 m² ha⁻¹ and the biomass between 135.9 and 193.1 Tn ha⁻¹. Re had the highest biomass, despite having a smaller number of individuals. The carbon stock per plot was Re: 86.9 Mg ha⁻¹, Sa: 85.9 Mg ha⁻¹, Ma: 64.4 Mg ha⁻¹ and Sd: 61.2 Mg ha⁻¹, showing that even with heterogeneous characteristics, they present an average stock of carbon of 74.6 Mg ha⁻¹. The primary forests of Tingana, with less anthropogenic impact, had the highest carbon stock. *M. flexuosa* was the species with the greatest contribution, reaching 49.6% of the carbon in the aerial biomass in the AMV aguajales.

Distribution pattern. Standardized Morisita index ($I_p > 0$; 0.501 - 0.531) showed a clumped distribution of *M. flexuosa* in the four plots (Table 9).

Discussion

Floristic composition. There are differences in the floristic composition of the evaluated plots, where *M. flexuosa* was dominant. Correspondingly, *M. armata*, *E. precatória* and other woody species (*S. globulifera*, *V. elongata* and *M. bracteolosa*) were also registered, similar to reported in other palm swamp forests (Calzadilla-Tomianovich & Cayola 2006, Cabrera & Wallace 2007, Pitman et al. 2014).

Tree communities in flood territories are typically dominated by one or more palm tree species (Pitman et al. 1999) which leads to a low diversity of these ecosystems, which was evidenced in the studied aguajales. This was mainly due to the variant water regime (depth, duration or frequency of flooding; Casanova & Brock 2000) and owing to the great abundance of *M. flexuosa*, since its big leaves reduce the amount of light inside the undergrowth; limiting the establishment and development of seedlings of woody species (Nebel et al. 2001, Endress et al. 2013). Besides, human activities such as rice, corn crops and selective species extraction (Posic) contribute to habitat deterioration and fragmentation (García-Montiel 2002, Gurrutxaga & Lozano 2006). On the contrary, in Tingana its recognition as a conservation area in 2003, has prevented deforestation.

Richness and dominance. The AMV aguajales registered low richness (80 species with DAP ≥ 10 cm) compared to other aguajales (≤ 300 m a.s.l.), in Colombia (162 species, Galeano et al. 2015), in Peru, 138 and 130 species (Endress et al. 2013, Honorio et al. 2015), while 115 species were registered in Brazil (Lopes 2016). However, in Brazil, less diverse aguajales have been reported (26 species, Batista et al. 2011).

The average density of *M. flexuosa* in AMV (146 ha^{-1} individuals) it is similar at 137 and 144 adult individuals reported in the Maijuna and Parinari communities, respectively (Horn et al. 2012, Freitas et al. 2015). However, it is smaller than in Brazil (300 and 667 ha^{-1} individuals, Sampaio et al. 2008). In Colombia, with a similar method they found 735 individuals (Galeano et al. 2015). The difference in the abundance of individuals between sites and countries, for similar biomes, suggests that the determinants of their density are closely related to local environmental factors such as period, time and flood level (Casanova & Brock 2000), in addition to the slope, altitude and soil types (Rodrigues et al. 2014).

Similarity. The Mayo River has an important role in diversity, since it works like a geographic barrier for allopatric speciation (Gentry & Ortiz 1993), which causes low species similarity (< 20 % between

Posic and Tingana), and influences the heterogeneity among the localities and communities respect to species richness, structure and abundance (Bijos *et al.* 2017). Forty eight species were exclusively on a plot and suggests specialization of these species in micro habitats with particular environmental conditions. *M. floribundum* is an example since it was very abundant in Sa (164 individuals) but absent in the other *aguajales*. Its abundance in Sa can be explained by the characteristics of the species, which is a climbing tree or shrub that grows in swamps, but not close to the riverbed, thus discarding its presence in Re (near the Avisado river), Sd and Ma (seasonally flooded territories). These differences in species composition between plots are reinforced because only five species were common to the four *aguajales*.

Structure of aguajales and biomass. The structure of each *aguajal* presented upper stratum formed by canopy with *M. flexuosa* individuals of large diameter and height. The diametric classes showed an increase in abundance between 30 and 50 cm, mainly of *M. flexuosa* interacting with individuals of *V. elongata*, *C. trinervia*, *P. aquatica* and *M. floribundum*. These species are relatively common in swamp forests and have a little regeneration, which suggests a transition from evergreen forest to *aguajal* (Urrego 2018).

However, the woody species individuals were 1.5 times more abundant than the palm trees; the latter being the ones who concentrated more than half of the basal area and biomass, similar to which was reported in Majuna community (Peru, Endress *et al.* 2013). The Sa *aguajal* (Tingana) registered the largest basal area of *aguajales* in the Peruvian Amazon (Wittmann *et al.* 2006, Roucoux *et al.* 2013). Most of the woody trees had small diameters and low abundance in the upper canopy suggesting that anaerobic and swampy soils could be restricting the growth and survival rates of these species (Endress *et al.* 2013).

There were differences between the Tingana and Posic localities. In the semi-dense *aguajal* of Tingana (Sa), which is part of a conservation area with low anthropogenic impact, *M. flexuosa*, *V. elongata* and *E. precatoria* dominate the canopy, while in the lower immediate stratum *S. globulifera* was dominant. However, in *Aguajal Renacal* (Re), *C. trinervia*, *P. aquatica* and *F. trigona*, in addition to *M. flexuosa* and *V. elongata*, dominated the canopy, while in Posic, *V. elongata* and *M. bracteolosa* accompanied *M. flexuosa* in the Sd, as well as *M. armata* in the Ma.

Classification of the aguajales. The classical classification of the *aguajales* was according to the density of *M. flexuosa* (González-Boscán 1987, Kalliola *et al.* 1991, González-Boscán & Rial 2013). However, it is incomplete since it does not consider any other variable from the community. The discriminant

analysis showed that the basal area was the variable that correctly classifies the highest percentage of cases. The same happens when comparing the localities, so it is important to consider the basal area in the classification of this type of ecosystem. The NMDS classified the AMV *aguajales* in three assemblages (vegetal communities) with dominance of *M. flexuosa*: *Mauritia-Machaerium-Virola* (Sa), *Mauritia-Virola-Coussapoa* (Re), *Mauritia-Matisia* (Sd and Ma). It was also supported by the similarity indices that were higher between the Sd and Ma *aguajales* in Posic, those that make up a single assemblage.

Distribution pattern. Our results are consistent with the findings of Cabrera & Wallace (2007), who observed a clumped distribution of highly abundant species, such as *M. flexuosa*, where the probability of finding a conspecific near another was relatively high. *M. flexuosa* are adapted for survival in dense aggregations, in areas adjacent to the progenitors and with recruitment in all growth categories (Cabrera & Wallace 2007, Assis & Wittmann 2011).

Carbon stock. Density, DBH, height, and wood density are the key features of the forest structure that determine the quantity of carbon that given forest can sequester. In Peru, there is no relevant scientific information on this subject; and the few studies that have been carried out in *aguajales* are contextualized in the Loreto region, in floodplains with an elevation from 80-300 m a.s.l. (IIAP 2006, Honorio *et al.* 2015). The low Amazon (*várzea*) has as an average reserve 115 Mg C ha⁻¹ (IIAP 2006). With another method in the same region, 59.8 Mg C ha⁻¹ were reported (Asner *et al.* 2014), 20% lower than the average found in the present study. The differences may be due to the density of individuals, the adequate state of conservation of the forests in Tingana, and the presence of species with considerable basal area and biomass. The estimation and recording of the carbon reserves found in the AMV *aguajales* are important and can be considered as a baseline for future studies in this area, where there are still large areas of *aguajales* that are being protected through the empowerment of communities, granting them ecotourism concessions. Therefore, studies and the development of techniques are needed to improve the estimates of carbon in biomass, necromass and in the soil of these ecosystems, many of them considered as extensive peat bogs that could play a fundamental role for damping and combat to climate change.

Appendix (S2) – Anexo 2 – List of species, their density and conservation status in the four plots of *M. flexuosa* palm swamp forest in the AMV (all plants DBH ≥ 10 cm).

Family / Species	Origin	Category	Sa	Re	Sd	Ma
Annonaceae						
<i>Guatteria blepharophylla</i> Mart.			0	2	1	4
<i>Oxandra sphaerocarpa</i> R.E.Fr.	N		9	7	0	0
<i>Xylopia ligustrifolia</i> Dunal	N		1	4	0	0
Araceae						
<i>Anthurium clavigerum</i> Poepp.			0	1	0	0
Araliaceae						
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyerl. & Frodin	N		0	0	6	12
Arecaceae						
<i>Euterpe precatoria</i> Mart.	N		56	11	0	0
<i>Mauritia flexuosa</i> L.f.	N		184	121	156	123
<i>Mauritiella armata</i> (Mart.) Burret	N		3	0	85	76
<i>Oenocarpus bataua</i> Mart.	N		0	0	3	0
<i>Oenocarpus mapora</i> H.Karst.	N		15	5	1	6
<i>Socratea exorrhiza</i> (Mart.) H. Wendl.	N		2	3	0	13
Asteraceae						
<i>Vernonanthura patens</i> (Kunth) H. Rob.			0	0	1	0
Burseraceae						
<i>Protium sagotianum</i> Marchand			0	0	1	0
<i>Tetragastris panamensis</i> (Engl.) Kuntze cf.	N		0	0	0	2
Celastraceae						
<i>Cheiloclinium cognatum</i> (Miers) A.C. Sm.	N		0	0	0	1
Clusiaceae						
<i>Calophyllum longifolium</i> Willd.			0	0	1	10
<i>Clusia lorentensis</i> Engl.	E		0	0	7	7
<i>Symphonia globulifera</i> L.f.	N		90	1	10	5
<i>Vismia baccifera</i> (L.) Triana & Planch.	N		5	0	0	0
<i>Vismia pozuzoensis</i> Engl.	N		0	0	2	0
Combretaceae						
<i>Buchenavia sericocarpa</i> Ducke			0	1	0	0
Cyatheaceae						
<i>Cyathea pilosissima</i> (Baker) Domin		II ^c	0	0	1	0
Elaeocarpaceae						
<i>Sloanea robusta</i> Uittien	N		2	3	0	0
Euphorbiaceae						
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.	N		0	0	0	2
<i>Hura crepitans</i> L.	N		1	9	0	0
Lauraceae						
<i>Aiouea grandifolia</i> van der Werff	N		0	0	0	3
<i>Nectandra acuminata</i> (Nees & Mart.) J.F.Macbr.	N		1	0	0	0
<i>Nectandra pseudocotea</i> C.K. Allen & Barneby ex Rohwer	N	Vu ^a	0	0	1	0
<i>Nectandra pulverulenta</i> Nees	E		0	4	0	0
Leguminosae						

<i>Clitoria javitensis</i> (Kunth) Benth.	N	LC ^a	0	0	2	1
<i>Hymenaea oblongifolia</i> Huber	N	LC ^a	2	0	0	6
<i>Inga cayennensis</i> Benth.			2	10	0	0
<i>Inga oerstediana</i> Benth.	N		0	4	0	0
<i>Inga stenoptera</i> Benth.	N		0	12	0	0
<i>Machaerium floribundum</i> Benth.	N		164	0	0	0
<i>Macrolobium bifolium</i> (Aubl.) Pers	N		4	0	0	0
<i>Senna quinquangulata</i> (Rich.) H.S. Irwin & Barneby	N		2	2	0	0
Malvaceae						
<i>Ceiba samauma</i> (Mart. & Zucc.) K.Schum.			0	0	0	1
<i>Matisia bracteolosa</i> Ducke	N		1	0	185	78
<i>Pachira aquatica</i> Aubl.	N		0	5	0	0
Melastomataceae						
<i>Miconia poeppigii</i> Triana	N		0	1	0	0
<i>Miconia ternatifolia</i> Triana	N		1	0	0	0
<i>Tococa guianensis</i> Aubl.	N		0	0	1	0
Meliaceae						
<i>Cedrela montana</i> Moritz ex Turcz.	N	Vu ^b	1	0	0	0
<i>Cedrela odorata</i> L.		Vu ^{a,b}	1	0	0	0
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	N	LC ^a	0	0	0	1
Moraceae						
<i>Ficus castelviana</i> Dugand	N	LC ^a	0	0	3	4
<i>Ficus krukovii</i> Standl.	N	LC ^a	0	2	1	14
<i>Ficus maxima</i> Mill.	N		0	2	1	10
<i>Ficus pertusa</i> L.f.	N		2	0	0	0
<i>Ficus tonduzii</i> Standl.	N		0	0	0	2
<i>Ficus trigona</i> L.f.	N	LC ^a	0	12	0	0
<i>Sorocea muriculata</i> Miq	N		1	0	0	0
Myristicaceae						
<i>Iryanthera juruensis</i> Warb.			1	0	0	0
<i>Virola elongata</i> (Benth.) Warb.	N		105	76	22	21
<i>Virola pavonis</i> (A. DC.) A.C. Sm.	N		1	4	0	0
<i>Virola surinamensis</i> (Rol. ex Rottb.) Warb.	N	En ^a	0	0	5	6
Olacaceae						
<i>Aptandra tubicina</i> (Poepp.) Benth. ex Miers	N		0	0	1	0
Phyllanthaceae						
<i>Hieronyma alchorneoides</i> Allemão			10	0	10	13
Picramniaceae						
<i>Picramnia sellowii</i> Planch.	E		3	0	0	0
Polygonaceae						
<i>Triplaris longifolia</i> Huber	E		3	0	0	5
<i>Triplaris poeppigiana</i> Wedd	N		1	0	0	0
Primulaceae						
<i>Ardisia huallagae</i> Mez	N		2	0	0	0
<i>Cybianthus spichigeri</i> Pipoly	E		0	0	1	0
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. ex Roem. & Schult.	N		1	0	0	0
<i>Myrsine oligophylla</i> Zahlbr.	N		0	0	1	0
<i>Myrsine pellucida</i> (Ruiz & Pav.) Spreng.	N		1	2	0	0

Rhamnaceae

<i>Colubrina spinosa</i> Donn. Sm.		1	0	0	0
------------------------------------	--	---	---	---	---

Rubiaceae

<i>Elaeagia pastoensis</i> L.E.Mora		Vu ^a	0	1	0	0
<i>Ferdinandusa chlorantha</i> (Wedd.) Standl.	N		0	0	19	74
<i>Ferdinandusa lorentensis</i> Standl.	N		0	1	0	0
<i>Ladenbergia macrocarpa</i> (Vahl) Klotzsch			0	0	0	2
<i>Palicourea conferta</i> (Benth.) Sandwith			0	0	0	1
<i>Psychotria alba</i> Ruiz & Pav.			1	3	0	0
<i>Psychotria ernestii</i> K. Krause	N		1	0	0	0

Sapindaceae

<i>Allophylus floribundus</i> (Poepp.) Radlk.	N		0	2	0	0
<i>Matayba purgans</i> (Poepp.) Radlk.	N		0	0	1	0
<i>Serjania membranacea</i> Splitg.	N		0	2	0	0

Urticaceae

<i>Coussapoa trinervia</i> Spruce ex Mildbr.	N		2	19	14	9
--	---	--	---	----	----	---

Violaceae

<i>Leonia glycyarpa</i> Ruiz & Pavon	N		0	0	5	5
--------------------------------------	---	--	---	---	---	---

Origin: (N: Native, E: Endemic), Category (EN: Endangered, VU: Vulnerable; a: Red List IUCN, b: Peruvian LSA N° 043-2006-AG, c: CITES I, II, III). Plots: Tingana (Sa: Semi-dense aguajal, Re: Aguajal-renacal), Posic (Sd: Semi-dense aguajal, Ma: Mixed aguajal).

Appendix (S3) – Anexo 3 - Abundance of the five ecologically important species per plot in the *M. flexuosa* palm swamp forest of the Alto Mayo Valley (AMV). Plots: Tingana (Sa: Semi-dense aguajal, Re: Aguajal-renacal), Posic (Sd: Semi-dense aguajal, Ma: Mixed aguajal). *D* = density, *F* = frequency, *BA* = basal area, *RD* = relative density, *RF* = relative frequency, *RBA* = relative basal area, *IVI*: Importance Value Index.

Plot	Species	D	DR	F	FR	BA	RBA	IVI %
Sa	<i>Mauritia flexuosa</i> L.f.	184	26.94	24	13.56	19.58	51.02	91.52
	<i>Machaerium floribundum</i> Benth.	164	24.01	21	11.86	5.14	13.39	49.26
	<i>Virola elongata</i> (Benth.) Warb.	105	15.37	25	14.12	6.5	16.93	46.44
	<i>Symphonia globulifera</i> L.f.	90	13.18	23	12.99	4.08	10.63	36.81
	<i>Euterpe precatória</i> Mart.	56	8.2	17	9.6	1.17	3.06	20.85
	Other 32 species	84	12.3	67	37.85	1.9	4.96	55.12
Re	<i>Mauritia flexuosa</i> L.f.	121	36.45	25	16.89	13.87	41.28	94.62
	<i>Virola elongata</i> (Benth.) Warb.	76	22.89	23	15.54	12.23	36.38	74.82
	<i>Coussapoa trinervia</i> Spruce ex Mildbr.	19	5.72	9	6.08	0.71	2.11	13.92
	<i>Ficus trigona</i> L.f.	12	3.61	9	6.08	0.76	2.25	11.94
	<i>Pachira aquatica</i> Aubl.	5	1.51	5	3.38	1.95	5.81	10.68
	Other 26 species	99	29.82	77	52.03	4.09	12.16	94.02
Sd	<i>Mauritia flexuosa</i> L.f.	156	28.47	20	15.38	20.35	66.7	110.55
	<i>Matisia bracteolosa</i> Ducke	185	33.76	20	15.38	5.95	19.49	68.65
	<i>Mauritiella armata</i> (Mart.) Burret	85	15.51	8	6.15	0.96	3.15	24.81
	<i>Virola elongata</i> (Benth.) Warb.	22	4.01	12	9.23	0.8	2.61	15.84
	<i>Coussapoa trinervia</i> Spruce ex Mildbr.	14	2.55	10	7.69	0.34	1.13	11.37
	Other 25 species	100	18.25	70	53.85	2.45	8.05	68.78
Ma	<i>Mauritia flexuosa</i> L.f.	123	23.79	20	12.66	18.6	59.93	96.37
	<i>Matisia bracteolosa</i> Ducke	78	15.09	20	12.66	4.45	14.35	42.09
	<i>Ferdinandusa chlorantha</i> (Wedd.) Standl.	74	14.31	10	6.33	1.13	3.63	24.28
	<i>Mauritiella armata</i> (Mart.) Burret	76	14.7	8	5.06	0.89	2.87	22.63
	<i>Virola elongata</i> (Benth.) Warb.	21	4.06	9	5.7	0.89	2.85	12.61
	Other 26 species	145	28.05	91	57.59	5.08	16.37	102.01

Table 6. Discriminant functions coefficients for vegetation variables used to classify localities and plots into Alto Mayo Valley (AMV).

Variable	Discriminant functions			Localities
	Plots			
	Function 1	Function 2	Function 3	Function 1
Dbh	-0.1790031	0.2033588	0.1024661	-0.1966505
Basal area	44.7180512	-68.5478547	-44.4262579	50.3057624
Height	0.2036447	-0.3121488	-0.2718222	0.2253637
Volume	-1.5353419	1.9051144	2.9633193	-1.5948251
Biomass	-0.40335	2.0260842	-0.6856202	-0.6855734
Carbon stock	-0.8963333	4.5024094	-1.5236004	-1.5234965
Wood density	-9.014847	-6.5521753	-1.5933793	-8.1946926

Table 7. Floristic similarity (between pairs of plots) in the AMV aguajales.

Similarity Index	Plots					
	Sa-Re	Sa-Sd	Sa-Ma	Re-Sd	Re-Ma	Sd-Ma
Jaccard	0.31	0.14	0.19	0.15	0.17	0.45
Sorensen	0.47	0.24	0.32	0.26	0.29	0.62

Plots: Tingana (Sa: Semi-dense *aguajal*, Re: *Aguajal-renacal*), Posic (Sd: Semi-dense *aguajal*, Ma: Mixed *aguajal*).

Table 8. Kruskal-Wallis multiple comparison *n* Test ($p < 0.05$) for the plots in AMV.

Variable	Kruskall Wallis	df	P value
Basal area	101.15	3	< 0.001
Volume	72.81	3	< 0.001
Wood density	380	3	< 0.001
Biomass	81.92	3	< 0.001
Carbon stock	82.53	3	< 0.001

Table 9. Spatial distribution of *M. flexuosa* in the four plots evaluated through dispersion, uniformity, clumped and standardized Morisita indexes.

Plot	Morisita's index of dispersion (I_d)	Uniform index (M_u)	Clumped index (M_c)	Standardized Morisita index (I_p)
Sa	1.23	0.936	1.084	0.503
Re	1.16	0.903	1.128	0.501
Sd	1.98	0.925	1.099	0.519
Ma	2.58	0.905	1.126	0.531

Plots: Tingana (Sa: Semi-dense *aguajal*, Re: *Agujal-renacal*), Posic (Sd: Semi-dense *aguajal*, Ma: Mixed *aguajal*).

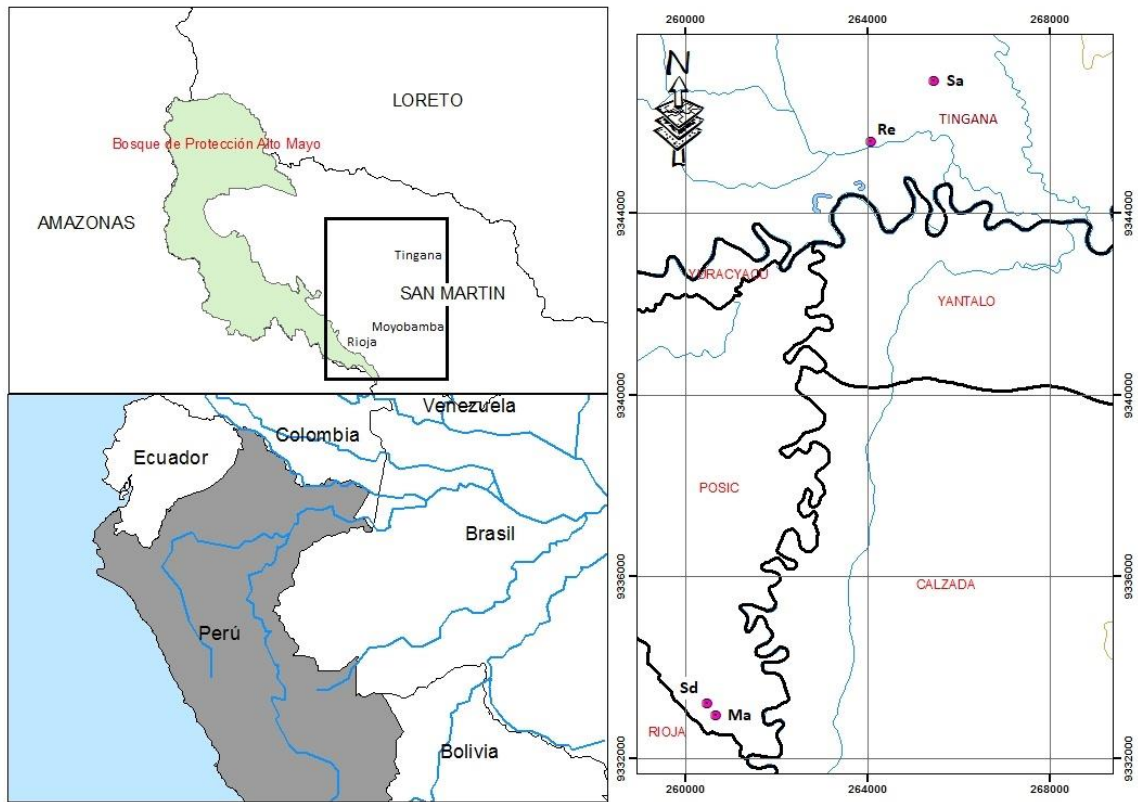


Figure 12. Geographical position of the palm swamp forests located in Alto Mayo Valley (AMV). Sa and Re in Tingana; Sd and Ma in Posic.

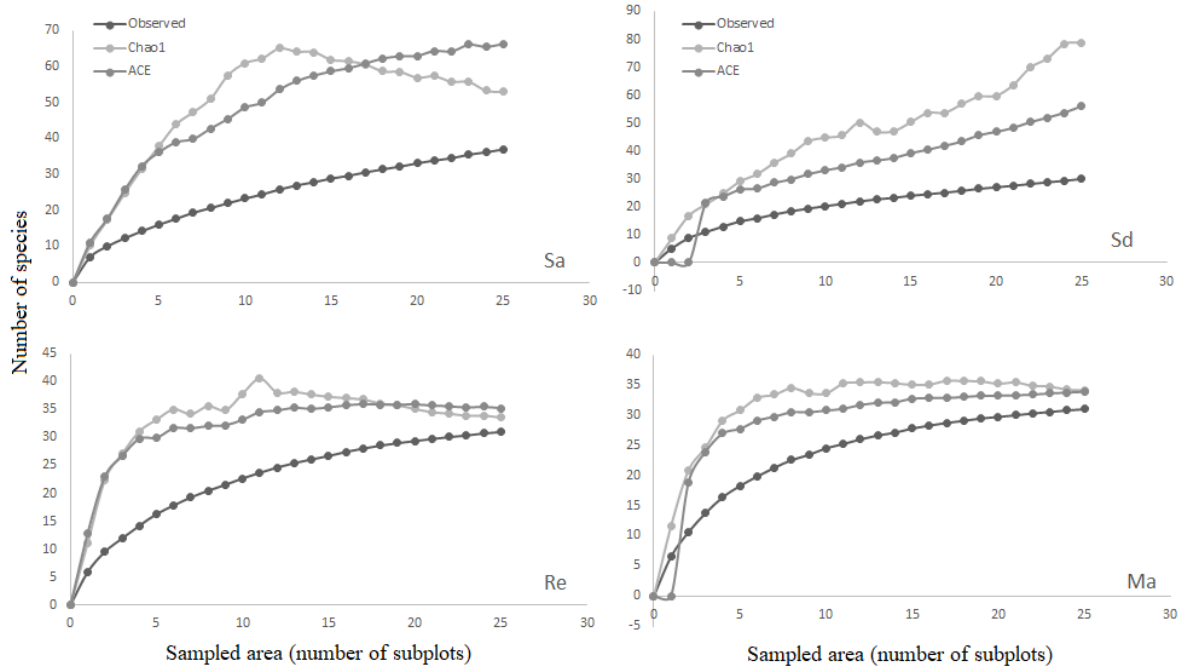


Figure 13(A-D). Species accumulation curves using no parametric index for the 4 plots in the Alto Mayo Valley (AMV). 13A = Sa plot, 13B = Re plot, 13C = Sd plot, 13D = Ma plot.

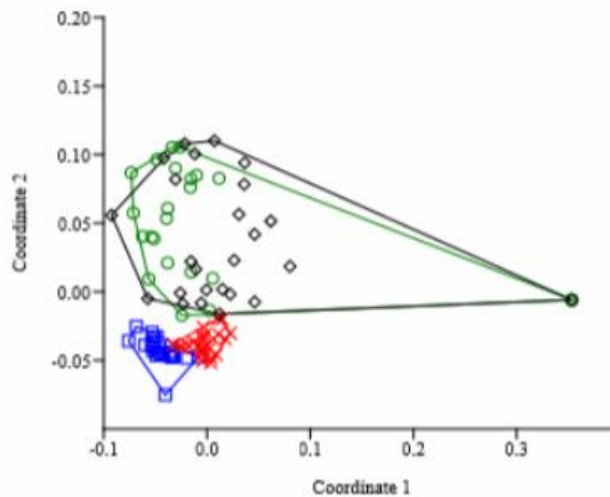


Figure 14. Nonmetric multidimensional scaling (NMDS) ordination based on abundance data. Color plots: Blue = Sa, Red = Re, Green = Sd and Black = Ma. Convex hulls show 95% confidence interval around the group centroids, based on the standard deviations of point scores. The P-value is based on 999 permutations, where the ordination scores were randomly assigned to the groups.

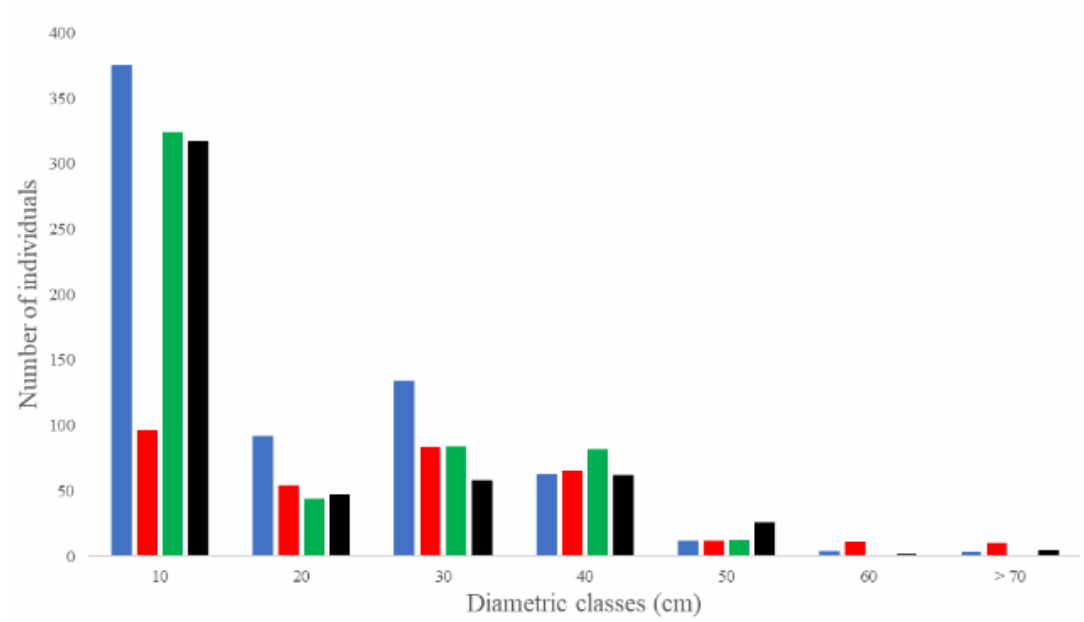


Figure 15. Diametric classes of four plots in *M. flexuosa* palm swamp forests in AMV. Plots: Blue = Sa, Red = Re, Green = Sd, Black = Ma.

ARTÍCULO 4: ENVÍO A REVISTA MEXICANA DE CIENCIAS FORESTALES

[RMCF] Acuse de recibo del envío

Recibidos x



Marisela C. Zamora Martínez <cienciasf...> lun., 14 de oct. de 2019 16:55
para mí ▾



Yakov Mario Quinteros Gómez:

Gracias por enviar el manuscrito "Variabilidad morfológica y productividad de los frutos de *Mauritia flexuosa* L.f. en un gradiente altitudinal en Perú" a Revista Mexicana de Ciencias Forestales. Con el sistema de gestión de publicaciones en línea que utilizamos podrá seguir el progreso a través del proceso editorial tras iniciar sesión en el sitio web de la publicación:

URL del manuscrito: <https://cienciasforestales.inifap.gob.mx/editorial/index.php/forestales/authorDashboard/submission/675>

Nombre de usuario/a: quinterosyakov

Si tiene alguna duda puede ponerse en contacto conmigo. Gracias por elegir esta editorial para mostrar su trabajo.

Marisela C. Zamora Martínez

Revista Mexicana de Ciencias Forestales

<https://cienciasforestales.inifap.gob.mx/>

gob.mx Trámites Gobierno

Revista Mexicana de Ciencias Forestales Tareas 0 Español (España) Ver el sitio quinterosyakov

iniap

Envíos

Envíos

Envíos

Archivos

Mis envíos asignados

Buscar

Nuevo envío

675	Yakov Mario Quinteros Gómez, Octavio Monroy-Vilchis, Doctor, Martha Mar... Variabilidad morfológica y productividad de los frutos de <i>Mauritia flexuosa</i> L.f. ...	Revisión	1/3	▼
674	Yakov Mario Quinteros Gómez	Incompleto	1	▼

2 de 2 envíos

CAPÍTULO IV - Productivity and morphometric variability of Mauritia flexuosa L.f. fruits along altitudinal gradient in Peru - Variabilidad morfométrica y productividad de los frutos de Mauritia flexuosa L.f. en un gradiente altitudinal en Perú

Resumen

Mauritia flexuosa "aguaje" es la palmera con más amplia distribución en la Amazonía peruana; y desarrolla en espacios hidromórficos y pantanosos conocidos como "aguajales". Los frutos del aguaje registran importancia sociocultural y económica. Los objetivos del estudio fueron caracterizar morfométricamente los frutos y estimar la productividad anual de cuatro poblaciones naturales de *M. flexuosa* en Perú. Se examinaron 840 frutos provenientes de 28 palmeras. Los frutos del aguaje tuvieron forma ovoide ($Lfr/Afr > 1$) y sus valores de largo (5.7 ± 0.7 cm), ancho (4.1 ± 0.4 cm) y peso (56 ± 15.7 g) son similares al promedio para la cuenca amazónica. La prueba T3 de Dunnett reveló diferencias significativas para todas las variables morfométricas con excepción del peso de la pulpa. Se obtuvieron tres funciones discriminantes ($p = 0.000$), siendo que la primera y la segunda explicaron el 79.6% de la varianza. El peso del fruto sin escamas y el peso del fruto fueron los predictores más importantes. La fructificación de *M. flexuosa* es estacional a través del gradiente altitudinal, observándose frutos en $13.9 \pm 2\%$ de los de individuos inventariados. Tingana registró la mayor productividad por zona de muestreo (6.61 Tn ha^{-1}) superior a otros estudios, debido al mayor nivel de conservación de sus bosques y al bajo impacto de extracción de frutos de *M. flexuosa*. La variabilidad morfométrica e identificación de los mejores ejemplares resulta útil para fines de conservación y mejoramiento genético de la especie.

Palabras clave: Aguaje, altitud, biometría, extractivismo, manejo, palmeras.

Abstract

Mauritia flexuosa "aguaje" is the widest distribution palm tree in the Peruvian Amazon; and develops in hydromorphic and swampy spaces known as "aguajales". The aguaje fruits registering sociocultural and economic importance. The study objectives were to characterize morphometrically the fruits and to estimate the annual productivity of four *M. flexuosa* natural populations in Peru. 840 fruits from 28 palm trees were examined. The aguaje fruits were ovoid ($Lfr / Afr > 1$) and their length (5.7 ± 0.7 cm), width (4.1 ± 0.4 cm) and weight (56 ± 15.7 g) are considered within the average for the Amazon basin. Dunnett's T3 test revealed significant differences for all morphometric variables with the exception of pulp weight. Three discriminant functions were obtained ($p = 0.000$), the first and second explaining 79.6% of the variance. Fruit without squamas weight and weight fruit were the most important predictors. The *M. flexuosa* fructification is seasonal through the altitudinal gradient, showing fruits in $13.9 \pm 2\%$ of the inventoried individuals. Tingana recorded the highest productivity per sampling area (6.61 Tn ha^{-1}),

superior to other studies, due to the higher level of conservation of its forests and the low impact of *M. flexuosa* extraction fruits. The morphometric variability and identification of the best specimens is useful for conservation and genetic management of the specie.

Key words: Aguaje, altitude, biometrics, extraction, management, palm trees.

Introducción

Los bosques amazónicos presentan alta diversidad florística, variedad de paisajes y procesos de sucesión; influenciados principalmente por la fisiografía del terreno, variaciones de precipitación y diferencias en la composición y drenaje del suelo (Kalliola *et al.*, 1991). En estos ecosistemas es común la presencia de especies hiperdominantes (ter Steege *et al.*, 2013), entre ellas, *Mauritia flexuosa* L.f. "aguaje". *M. flexuosa* es la palmera con más amplia distribución en la Amazonía y ha desarrollado adaptaciones (neumatóforos) que le permiten habitar suelos hidromórficos y pantanosos, temporal o permanentemente inundados; conocidos como *aguajales* (Endress *et al.*, 2013). Presenta distribución agregada de hasta 600 individuos adultos por hectárea (Sampaio *et al.*, 2008), con presencia recurrente en el dosel emergente y tasas positivas de reclutamiento (Galeano *et al.*, 2015).

Los aguajales se caracterizan por ser ecosistemas forestales frágiles (MINAM, 2015) secuestradores importantes de carbono y otros servicios ecosistémicos (corredor biológico, reciclaje de agua y nutrientes; Freitas *et al.* 2006). Los aguajales pueden ser muy extensos, como en la cuenca de los ríos Pastaza-Marañón (120,000 km²; Lähteenoja and Page, 2011) donde la extracción y comercialización de los frutos representa el principal ingreso económico de muchas familias, ocasionado una fuerte presión sobre los aguajales y, por consiguiente, una grave erosión genética de la especie debido al corte de los mejores individuos, a pesar de la promoción de técnicas de recolección sostenibles.

La floración y fructificación son sincrónicas a nivel poblacional (Mendes *et al.*, 2017) y son dependientes de las condiciones edafoclimáticas. Efectivamente, la floración de *M. flexuosa* está positivamente correlacionada con la precipitación previa (3 meses anteriores); y la fructificación (superanual en el 80% de individuos) está relacionada con la precipitación actual (Khorsand *et al.*, 2013). Los frutos se encuentran agrupados en infrutescencias (racimos) y presentan variabilidad morfométrica y genética (Barbosa *et al.*, 2010) e incluso sabor, siendo comercializados con diferentes denominaciones en la Amazonía peruana. El fruto de *M. flexuosa* es una drupa con exocarpo formado por escamas imbricadas y fuertemente soldadas (Trujillo *et al.*, 2011), el mesocarpo corresponde a una pulpa amarilla carnosa y representa 25% de su biomasa (Barbosa *et al.*, 2010).

Planteamos las siguientes interrogantes: ¿Existen diferencias morfológicas significativas de frutos entre diferentes zonas?, ¿Cuáles son las variables que mejor caracterizan los frutos? Los objetivos de la presente investigación fueron estimar la productividad (ha^{-1}) anual y realizar una caracterización morfométrica de los frutos de *M. flexuosa* en 4 zonas de muestreo en distintos gradientes altitudinales e impactos antropogénicos en San Martín.

Materiales y Métodos

Área de estudio

San Martín (SM) tiene un clima cálido y húmedo, con una temperatura anual media de 24.2 °C y precipitación de 1000-2400 mm (SENAMHI, 2014). La estacionalidad es muy marcada con lluvias intensas entre enero y marzo. La diversidad de los bosques y variedad de paisajes en SM se encuentran influenciados por la fisiografía del terreno, presencia de grandes ríos; así como el tipo de suelo y la altitud (Clinebell *et al.*, 1995).

Se establecieron 4 zonas de muestreo (Figura 16) en distintos gradientes altitudinales en SM: i) Yumbatos (6°19'25.64" S; 76°18'07.67" W, alt. 218m) en Pongo de Caynarachi. Es una zona de transición entre el Área de Conservación Regional Cordillera Escalera y el Bajo Huallaga. ii) Pachiza (7°17'32.26" S; 76°45'55.22" W, alt. 356m) en el Huallaga Central, a orillas del Río Huallaga. iii) Posic (6°01'38.78" S; 77°09'51.54" W, alt. 818m) en el Valle del Alto Mayo (VAM)-Rioja, sufre inundaciones por desbordes del río Tonchima. iv) Tingana (5°54'57.8" S; 77°06'54.5" W, alt. 863m) en el VAM-Moyobamba, son los bosques inundables más altos del Perú y se encuentran en el territorio de la Asociación de Conservación de Aguajales y Renacales del Alto Mayo. Es un territorio permanentemente inundado a orillas de los ríos Avisado y Mayo. Su principal actividad es el ecoturismo. El VAM es una zona de transición entre la zona de baja inundación del Huallaga Central y los bosques de montaña de los Andes orientales del Perú.

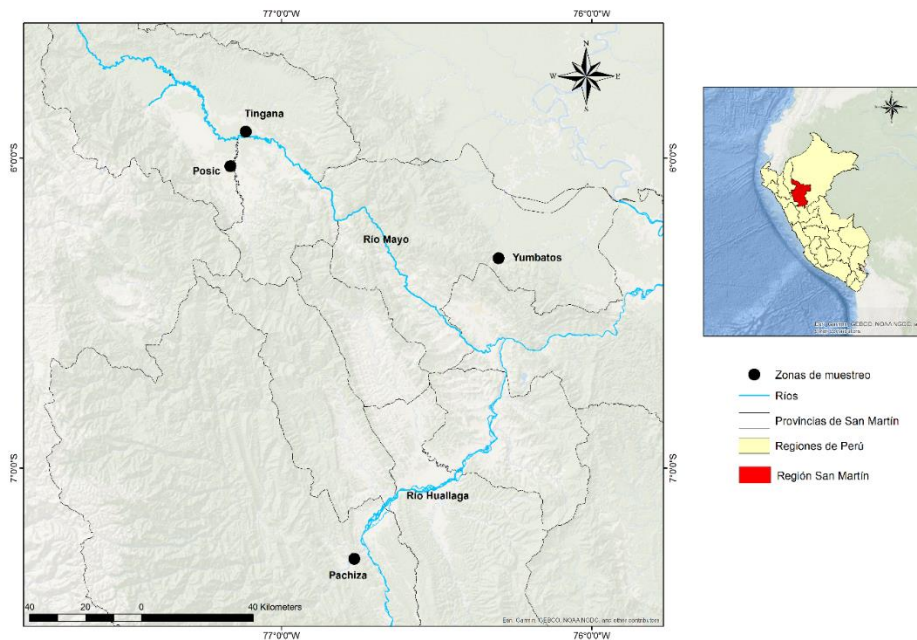


Figura 16. Zonas de muestreo de los frutos de *M. flexuosa* en San Martín, Perú.

Métodos

El trabajo de campo fue realizado entre agosto 2017 y abril 2018. En cada zona de muestreo se estableció una parcela de 100×100 m (1 ha.) donde se contaron todos los individuos de *M. flexuosa* (estípites ≥ 600 cm de alto) e identificaron los individuos con fructificación (Lamprecht, 1990). Se seleccionaron siete palmeras en cada zona de muestreo (1 infrutescencia por palmera). De cada infrutescencia se seleccionó una muestra de 30 frutos. Es decir, 840 frutos en 4 zonas de muestreo. La productividad (kg) de cada palmera fue estimada multiplicando el número de las infrutescencias por palmera, el número medio de frutos por infrutescencia y el peso promedio de los frutos por infrutescencia.

En laboratorio se midieron las variables morfométricas: peso del fruto, peso de las escamas, peso del fruto sin escamas, largo del fruto, ancho del fruto, peso de la pulpa, peso de la semilla, largo y ancho de la semilla de las cuatro zonas de muestreo. El rendimiento de los frutos fue calculado multiplicando por 100 el valor de la división del peso de la pulpa entre el peso del fruto. Para definir la forma de los frutos calculamos la relación entre el largo del fruto/ancho del fruto (Lfr/Afr), donde: ($Lfr/Afr < 1$ indica forma plana, $Lfr/Afr > 1$ forma ovoide y $Lfr/Afr = 1$ forma globosa; Sacramento *et al.*, 2003). La altura de las palmeras fue estimada con un clinómetro *SSunto*. Para la medición y pesado de los frutos se utilizaron un vernier digital *Truper* y una balanza *Soehnle Digital Scale* de alta precisión 0.01 g, respectivamente (Freitas *et al.*, 2006).

Análisis estadístico

Con los datos de las variables morfométricas realizamos un análisis exploratorio y la prueba de homocedasticidad de varianzas (Levene). A continuación, se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (Maronna *et al.*, 2006), con la T3 de Dunnett para las comparaciones múltiples. Posteriormente, se realizaron las pruebas de Box y Lambda de Wilks, ambas con los mismos resultados ($p=0.000$), por lo que procedimos a realizar el Análisis Discriminante (AD) utilizando las variables morfométricas. Luego, se realizaron dos análisis de regresión lineal, el primero entre las variables morfométricas; y el segundo, entre los datos relacionados con la productividad de las palmeras. Finalmente, realizamos un Análisis de Componentes Principales (ACP) utilizando una matriz de correlación (999 permutaciones) con los predictores más importantes del AD. Todas las pruebas estadísticas fueron realizadas utilizando el software Statgraphics versión 18 y PAST versión 3.0 (Hammer *et al.* 2001).

Resultados y Discusión

Método de muestreo

Se examinaron 240 frutos por zona de muestreo haciendo un total de 840 frutos provenientes de 28 palmeras en San Martín. Estudios realizados con variables morfométricas de palmas arbóreas han considerado de 5 a 30 frutos por individuo con un máximo de 32 palmeras (Storti, 1993; Barbosa *et al.*, 2010; Toro, 2014) en periodos de hasta 3 años. De igual manera, Manfio *et al.* (2011) sostienen que la evaluación de cuatro frutas en una población es suficiente para evaluar las características morfométricas.

Productividad de las parcelas evaluadas

La fructificación de *M. flexuosa* es estacional a través del gradiente altitudinal, de tal manera que en Pachiza es entre agosto y octubre, en Yumbatos entre octubre y noviembre; y en Posic y Tingana entre diciembre y marzo, relacionándose con la temporada de mayor precipitación (Khorsand *et al.*, 2013). Las zonas de muestreo y los individuos de *M. flexuosa* están sujetos a distintas variables edafoclimáticas, así como otras condiciones que favorecen la expresión de algunas características morfométricas (Mulato, 2018). El número de individuos en fase de fructificación fue $13.9 \pm 2\%$ del total registrado, similar a lo encontrado por Cabrera y Wallace (2007).

Los valores de densidad de individuos, altura de palmeras, número de infrutescencias, número de frutos por infrutescencia y productividad fueron mayores en las zonas con elevación mayor a los 800 msnm (Tabla 10). Al comparar dichos valores con los de estudios similares, encontramos que también fueron mayores con respecto a Manaus y Arauca (Barbosa *et al.*, 2010; Mulato, 2018).

Las palmeras de Yumbatos mostraron un menor número de frutos por racimo (Figura 17A). Encontramos diferencias en la densidad de individuos (ha^{-1}) y la productividad (kg) entre las palmeras de Tingana y Yumbatos (Figura 17B). El rendimiento promedio en SM fue de $22 \pm 2.5\%$, siendo que los mayores valores se encontraron en Yumbatos y Tingana (Figura 17C), similares a lo reportado por Carvalho y Muller (2005), a menor altitud. Respecto a la forma de los frutos, los resultados sugieren que éstos son ovoides para todas las zonas de muestreo ($Lfr/Afr > 1$; Figura 17D), a pesar de que distintos autores los describen como ovoides, elípticos, esféricos y globosos e incluso oblongos (Storti, 1993, Freitas *et al.*, 2006; Toro, 2014).

El gradiente altitudinal superior a los 800 msnm registró mayor densidad de individuos (ha^{-1}) y número de frutos por palmera, que puede variar entre 2000 y 6000 frutos (Leal, 2005). Lo anterior, es diferente a lo esperado ya que las áreas con mayor densidad de individuos de *M. flexuosa* y productividad han sido encontradas en los aguajales con altitud menor a los 350 msnm (Freitas *et al.*, 2006; Lähteenoja and Page, 2011). Podemos explicar este hecho basándonos en la protección legal de Tingana que permite la conservación de sus bosques y bajo impacto en la extracción de frutos de *M. flexuosa*. En Posic, el uso de técnicas de colecta no destructiva ha permitido la conservación de remanentes rodeados por cultivos de arroz.

Tabla 10. Observaciones de campo de palmeras y estimación de productividad por zona de muestreo y promedio en San Martín, Perú.

	Pachiza	Yumbatos	Posic	Tingana	SM
Altitud (msnm)	356	218	818	863	
Densidad (ha ⁻¹)	46	62	154	226	122
Individuos productivos (N° femeninos ha ⁻¹)	6	8	26	29	17.3
% Individuos productivos (ha ⁻¹)	13.05	12.9	16.9	12.8	13.9
Altura de la palmera (m)	11±3.6	13.9±5.1	14.7±4	15.7±5.1	13.8±4.6
N° de racimos	3.9±0.7	4.1±0.7	4.6±1	5.4±1	4.5±1
N° de frutos por racimo	688.9±225.3	364.3±149.9	740.3±242.5	693.1±281.1	621.6±265
N° de frutos por palmera	2644.6±967.3	1539±767.6	3356.6±1293.8	3559.6±772.1	2774.9±1221.1
Peso de los frutos en el racimo (kg)	30.3±10.2	20.7±6.6	42.4±22	45.1±23.5	34.6±19
Productividad anual por palmera (kg)	117.3±45.3	87.8±36.5	196.9±114.8	228±73.1	157.5±90.7
Productividad anual por zonas de muestreo (Tn ha ⁻¹)	0.70	0.70	5.12	6.61	3.28

SM: San Martín

Mayor tamaño y peso de los frutos no debe ser sinónimo de calidad, debido a que los frutos de Posic reportaron sólo el 19.5% de rendimiento. La estimación de la productividad promedio (3.28 Tn ha^{-1}) también fue superior a lo encontrado en Arauca, Tame y Casanare (Colombia; 2.13 Tn ha^{-1} ; Mulato, 2018).

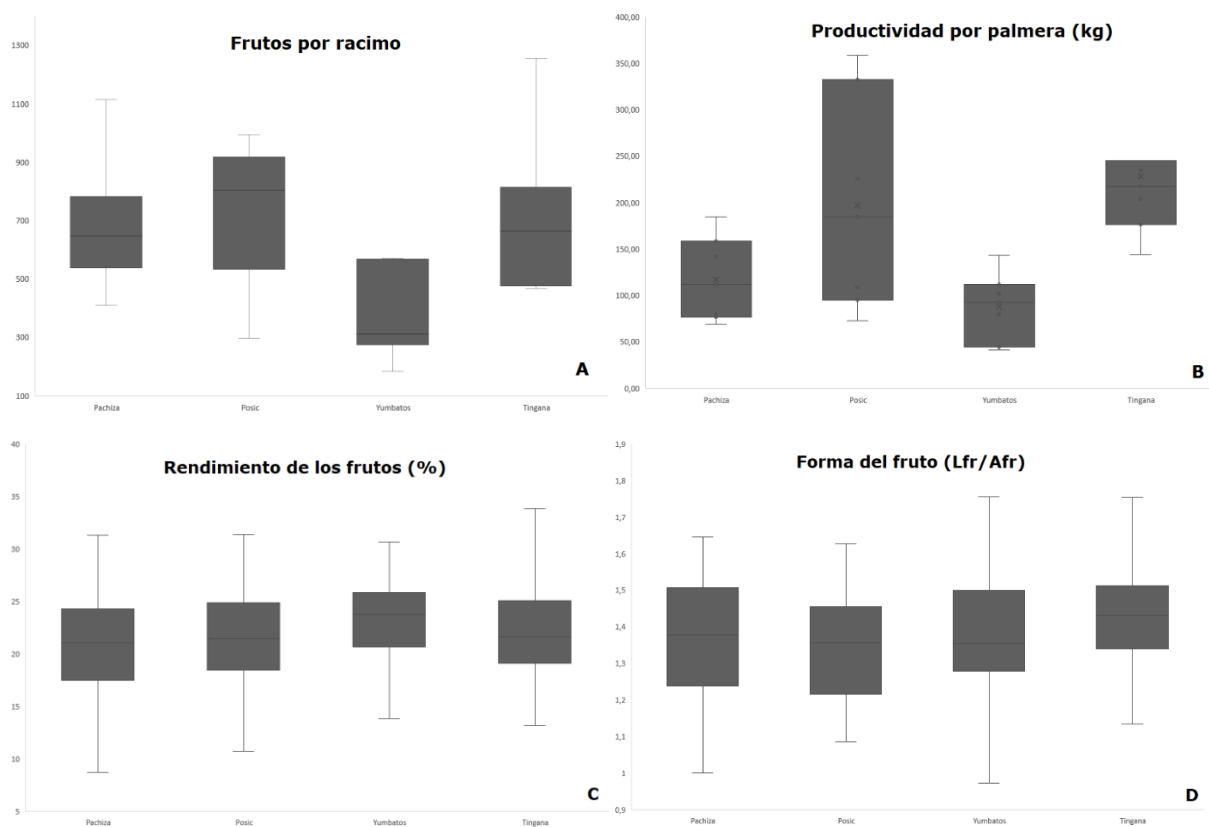


Figura 17. Promedio \pm desviación estándar de A) Número de frutos por racimo, B) Productividad por palmera (kg), C) Rendimiento de los frutos (%), D) Forma de los frutos – de *M. flexuosa* en 4 zonas de muestreo en San Martín.

Morfometría de los frutos de *M. flexuosa*

Los frutos analizados tuvieron longitud de 3.65 cm a 8.05 cm (5.7 ± 0.7 cm), ancho de 3 cm a 5.2 cm (4.1 ± 0.4 cm) y peso del fruto de 19.7 g a 109.5 g (56 ± 15.7 g), considerándose atípicas 3 observaciones. El peso de la pulpa fue (12.4 ± 4.4 g), peso del fruto sin escamas (44.5 ± 12.8 g), peso de las escamas (10.3 ± 3.1 g), peso de la semilla (31.9 ± 9.4 g), largo de la semilla (4.6 ± 0.7 cm) y ancho de la semilla (3.3 ± 0.3).

Los valores de las variables morfométricas fueron similares a aquellos encontrados en otras poblaciones de *M. flexuosa*, tanto en la Amazonía como en la Orinoquia colombiana (Mulato, 2018). De hecho, el peso promedio del fruto de *M. flexuosa* (56 ± 15.7 g) fue similar a lo encontrado en Brasil (51.3 ± 16.8 g; Barbosa *et al.*, 2010) y ligeramente menor a lo reportado por Gonzáles *et al.* (2006) en Perú. Con relación al largo (5.7 ± 0.7 cm) y el ancho (4.1 ± 0.4 cm) del fruto, ambos promedios en SM fueron mayores a lo encontrado por Gonzáles *et al.* (2006) y Toro (2014), en territorios de várzea.

Se encontraron diferencias significativas en las varianzas entre las cuatro zonas de muestreo (homogeneidad de varianzas de Levene), así como en la prueba no paramétrica de Kruskal Wallis ($p < 0.05$; Tabla 11).

Tabla 11. Prueba de Homogeneidad de varianzas (Levene) y Kruskal-Wallis ($p < 0.05$)

Variábles	Levene	p-valor	Chi - cuadrado	p-valor
Peso del fruto	95.0	.000	188.9	.000
Largo fruto	73.7	.000	139.3	.000
Ancho fruto	41.6	.000	122	.000
Peso escamas	61.0	.000	187.9	.000
Peso fruto sin escamas	86.1	.000	174.6	.000
Peso pulpa	51.7	.000	222.7	.000
Peso semilla	83.9	.000	146	.000
Largo semilla	49.5	.000	139.7	.000
Ancho semilla	21.7	.000	80	.000

Las diferencias significativas son comunes en estudios genéticos a nivel de poblaciones (Rocha *et al.*, 2011), estudios morfométricos (Barbosa *et al.*, 2010; Bandini *et al.*, 2014) y de caracterización bioquímica (Vásquez-Ocmín *et al.* 2009). Efectivamente, la prueba T3 de Dunnett mostró diferencias significativas para casi todas las variables morfométricas de los frutos de Pachiza, excepto con Posic para el largo de la semilla. Justamente en Posic se

registraron la mayor cantidad de variables morfométricas que no registraron diferencias significancias con otras zonas ($p > 0.05$; Anexo 4).

Se obtuvieron tres funciones discriminantes estadísticamente significativas ($p = 0.00$) con un nivel de confianza del 95%. La primera y la segunda función explicaron el 79,6 % de la varianza (46,7 % y 32,9 %, respectivamente). El peso del fruto sin escamas fue el predictor más importante (Tabla 12). El 57.6% de las observaciones fueron clasificadas correctamente (Yumbatos: 65.2% > Pachiza: 61.4% > Posic: 54.8% > Tingana: 49.1%).

Tabla 12. Coeficientes de funciones discriminantes para las variables morfométricas de los frutos de M. flexuosa en San Martín (SM).

Variab les	Funciones discriminantes		
	Función 1	Función 2	Función 3
Peso fruto	-1,90535	3,53629	-0,77611
Largo fruto	0,40361	1,06901	-0,09900
Ancho fruto	-0,24630	-0,24905	0,26360
Peso escamas	0,23044	-0,23329	0,46091
Peso fruto sin escamas	1,35165	-2,74228	0,93618
Peso pulpa	-1,22871	-0,05543	-0,65439
Peso semilla	0,88605	0,39670	0,16659
Largo semilla	-0,21813	-1,64279	0,89166
Ancho semilla	0,34421	0,19674	-0,32195

Los dos primeros componentes del ACP explicaron el 93.9% de la varianza acumulada. En el primer componente hacia el lado izquierdo del espacio de ordenación se encontraron los datos de las variables morfométricas correspondientes a Pachiza, mientras que hacia la parte inferior derecha encontramos los datos de Yumbatos. En ese mismo espacio observamos que el peso del fruto sin escamas y el peso del fruto fueron las variables más influyentes en el ordenamiento (Figura 18).

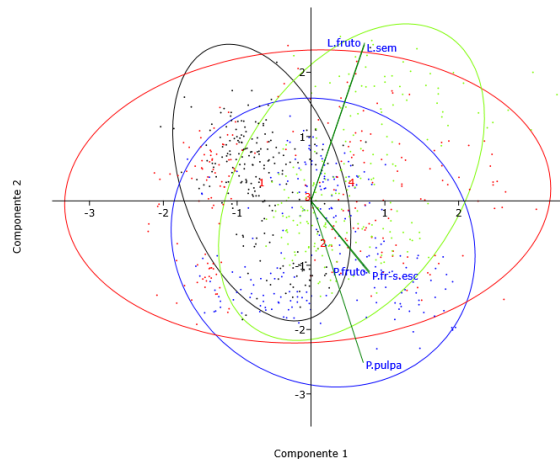


Figura 18. Análisis de Componentes Principales considerando las 5 variables morfológicas obtenidas mediante el Análisis Discriminante.

Puntos de colores y elipses corresponden a datos de variables morfológicas: Negro=Pachiza, Azul=Yumbatos, Rojo=Posic, Verde=Tingana. La numeración en rojo numeración corresponde a las zonas de muestreo: 1=Pachiza, 2=Yumbatos, 3=Posic, 4=Tingana.

La regresión lineal reportó una buena correlación entre las variables morfológicas; así como relaciones significativas entre ellas ($p=0.000$; Tabla 13). La mayor correlación fue entre el peso del fruto y el peso del fruto sin escamas ($R=0.99$, $R^2=0.98$; Figura 19A), evidenciándose alta concentración de frecuencias (70.5%) del peso total del fruto entre los 36 y 68 g, mientras que para el peso del fruto sin escamas la mayor concentración se registró entre los 26 y 53 g. Con relación al peso del fruto y al ancho del fruto, el valor del coeficiente de determinación ($R^2=0.786$) sugiere una alta explicación de la variable dependiente (Figura 19B).

Tabla 13. Análisis de regresión lineal y significancia entre variables morfológicas en San Martín.

	Peso fruto	Largo fruto	Ancho fruto	Peso escamas	Peso fruto sin escamas	Peso pulpa	Peso semilla	Largo semilla	Ancho semilla
Peso fruto		0.00*	0.00*	0.00*	0.00*	0.00*	0.00*	0.00*	0.00*
Largo fruto	0.77 ^a		0.00*	0.00*	0.00*	0.00*	0.00*	0.00*	0.00*
Ancho fruto	0.89 ^a	0.57 ^a		0.00*	0.00*	0.00*	0.00*	0.00*	0.00*
Peso escamas	0.90 ^a	0.68 ^a	0.79 ^a		0.00*	0.00*	0.00*	0.00*	0.00*
Peso fruto sin escamas	0.99 ^a	0.76 ^a	0.88 ^a	0.86 ^a		0.00*	0.00*	0.00*	0.00*
Peso pulpa	0.84 ^a	0.60 ^a	0.71 ^a	0.79 ^a	0.84 ^a		0.00*	0.00*	0.00*
Peso semilla	0.95 ^a	0.75 ^a	0.86 ^a	0.80 ^a	0.96 ^a	0.68 ^a		0.00*	0.00*
Largo semilla	0.75 ^a	0.88 ^a	0.52 ^a	0.63 ^a	0.76 ^a	0.62 ^a	0.75 ^a		0.00*
Ancho semilla	0.79 ^a	0.48 ^a	0.83 ^a	0.67 ^a	0.79 ^a	0.53 ^a	0.83 ^a	0.42 ^a	

^a Valores de correlación de Pearson entre cada variable

* P valor con un nivel de confianza al 95%

El análisis entre el número de frutos por racimo y el peso del fruto ($R=0.825$) indica una alta correlación entre las variables en SM y por zonas de muestreo, con excepción de Posic (Tingana: $0.98 >$ Yumbatos: $0.90 >$ Pachiza: $0.89 >$ Posic: 0.65). Por el contrario, la altitud de las zonas de muestreo no reportó ninguna correlación significativa con las variables de productividad ($p > 0.05$).

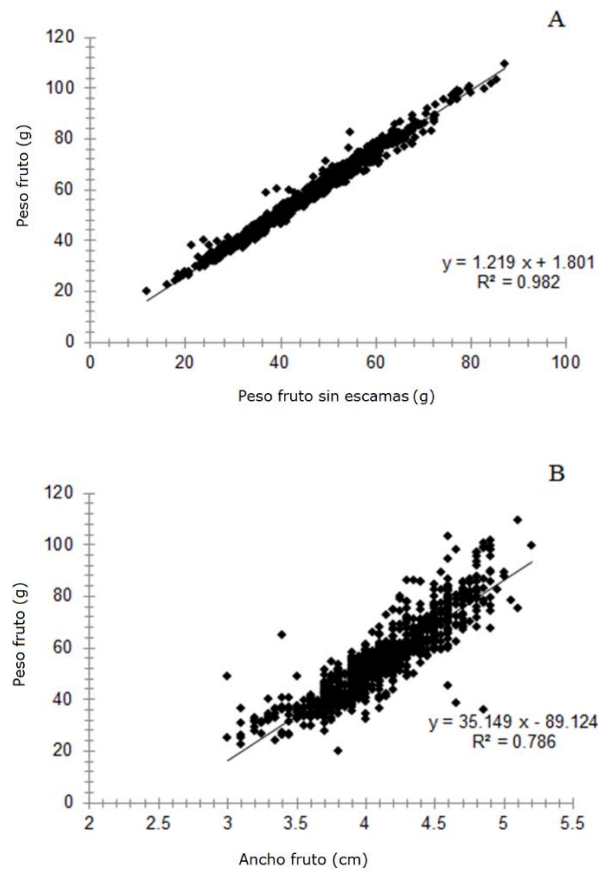


Figura 19. Regresión lineal entre el peso del fruto y A) peso de fruto sin escamas y B) ancho del fruto, de *M. flexuosa*.

Conclusiones

La evaluación de la biometría de los frutos reveló la existencia de variabilidad morfométrica entre las cuatro zonas de muestreo a través del gradiente altitudinal; así también, permitió estimar la productividad promedio (3.28 Tn ha^{-1}) en SM e identificar al menos un individuo por zona de muestreo para planes de reforestación y manejo de la especie. Las variables morfométricas que actúan como mejores descriptores de los frutos de *M. flexuosa* fueron el peso del fruto sin escamas y el peso del fruto.

En efecto, la variabilidad morfométrica de los frutos mostró la necesidad de extender este tipo de estudios a otras regiones de la Amazonia peruana como fase preliminar a la constitución de un banco de germoplasma del aguaje.

Anexo 4. Pruebas T3 de Dunnett de comparaciones múltiples para variables morfológicas de *M. flexuosa* entre zonas de muestreo.

Zona de muestreo 1	Zona de muestreo 2	Variables								
		Peso fruto	Largo fruto	Ancho fruto	Peso escamas	Peso fruto sin escamas	Peso pulpa	Peso semilla	Largo semilla	Ancho semilla
	Yumbatos	0	0	0	0	0	0	0	0,001	0
Pachiza	Posic	0	0	0	0	0	0	0	0,391	0
	Tingana	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Pachiza	0	0	0	0	0	0	0	0,001	0
Yumbatos	Posic	0,975	0,548	1	0,488	0,932	0	0,062	0,804	0
	Tingana	0,001	0	0,12	0,129	0	0,024	0	0	0,018
	Pachiza	0	0	0	0	0	0	0	0,391	0
Posic	Yumbatos	0,975	0,548	1	0,488	0,932	0	0,062	0,804	0
	Tingana	0,003	0,001	0,422	0,008	0	0	0,076	0	0,412
	Pachiza	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tingana	Yumbatos	0,001	0	0,12	0,129	0	0,024	0	0	0,018
	,Posic	0,003	0,001	0,422	0,008	0	0	0,076	0	0,412

CAPÍTULO V - Vertebrados dispersores y depredadores de frutos de *Mauritia flexuosa* L.f. en un bosque subtropical noroccidental amazónico

Resumen

En este estudio se identificó la importancia de dispersores potenciales y depredadores de frutos de *Mauritia flexuosa* en el Área de Conservación Aguajal Renacal del Alto Mayo. El estudio se realizó durante un año, en dos zonas de muestreo. Se instalaron cuatro cámaras trampa dirigidas hacia frutos caídos de *M. flexuosa* con la finalidad de identificar el comportamiento de la fauna nativa hacia ellos, además de observaciones directas en campo. El periodo de fructificación de *M. flexuosa* se extiende por más de un año, con un lento desarrollo y maduración de los frutos que puede durar hasta 8 meses. Se identificaron 39 especies de las cuales, 6 son potenciales dispersores de *M. flexuosa*. *Nasua nasua*, *Cebus apella*, *Orthopsittaca manilata* y *Dasyprocta fuliginosa* fueron los principales depredadores de los frutos de *M. flexuosa*. Se reportan tres especies de carnívoros (*Speothus venaticus*, *Galictis vittata* y *Lycalopex culpaeus*) que ampliaron sus registros de distribución para la zona de estudio y que además actúan como depredadores de los frutos de la palmera. Las especies fueron más abundantes entre diciembre y marzo (húmeda) cuando existe mayor disponibilidad de frutos con mesocarpos maduros. El 90% de especies reportadas se encuentran en alguna categoría de amenaza por lo que se presume que las actividades de caza realizadas hasta hace poco menos de 20 años impactaron de manera significativa en la fauna nativa lo que hace necesario continuar con estudios de las interacciones interespecíficas a fin de diseñar estrategias de conservación efectivas.

Palabras clave: caza, comportamiento, depredación, dispersión, fauna, fototrampeo, palmas, patrón de actividad, reclutamiento.

Introducción

La pérdida o fragmentación del bosque y la cacería han creado los “bosques vacíos”, donde la disminución en la abundancia y en algunos casos la extinción de grandes vertebrados ha afectado considerablemente los procesos de polinización, dispersión y depredación de frutos (Andreazzi et al. 2009, Donoso et al. 2017). Alteraciones en estos procesos también modifican la estructura del paisaje, su abundancia, riqueza, así como el reclutamiento de especies vegetales (Holm et al. 2008, Galeano et al. 2015, Mendieta-Aguilar et al. 2015). Las especies vegetales hiperdominantes son los recursos alimenticios más importantes para la fauna ya que se encuentran dispersas por territorios extensos y fructifican de manera anacrónica (Storti 1993, Khorsand et al. 2013); por lo que son consideradas especies clave para el mantenimiento de aves, ungulados, roedores y primates (Bodmer 1991, Spironelo 1991, Silvius and Fragoso 2003, Pires and Galetti 2012, ter Steege et al. 2013, Urrego et al. 2016).

Un resultado de la interacción entre las especies frutales y la fauna es la dispersión de semillas, clave para determinar la estructura espacial y la dinámica de las comunidades vegetales (Rojas-Robles et al. 2012, Gelmi-Candusso et al. 2017). Algunas especies de plantas han desarrollado sus frutos y semillas para facilitar su dispersión por la fauna nativa (Jordano et al. 2007, Eiserhardt et al. 2011), especialmente las palmeras. En este contexto, Sudamérica es uno de los mayores centros de riqueza para la familia Arecaceae, ya que cuenta con cuatro de las cinco subfamilias de palmeras: Calamoideae, Arecoideae, Coryphoideae y Ceroxyloideae (Pintaud et al. 2008). Además, de tres tribus y subtribus endémicas o sub-endémicas: Mauritiinae, Phytelephea y Leopoldinieae (Dransfield et al. 2005), sobreviviendo y adaptándose a ecosistemas extremos como los pantanos amazónicos, donde son el grupo dominante (Cintra et al. 2005, Galeano et al. 2015, Virapongse et al. 2017).

Mauritia flexuosa es la palmera con más amplia distribución de las especies restringidas a hábitat acuáticos en Sudamérica (Goulding and Smith, 2007, Holm et al. 2008, ter Steege et al. 2013), debido al desarrollo de neumatóforos (Del Castillo et al. 2006), esto favorece áreas casi exclusivas de esta especie (Urrego et al. 2016). *M. flexuosa* se encuentra desde el piedemonte oriental de los Andes hasta la costa atlántica (Henderson 1995), y habita preferentemente terrenos bajos inundables y márgenes de ríos en nueve países de la cuenca amazónica (Galeano et al. 2015, Urrego 2018, Quinteros et al. 2019). Los ecosistemas dominados por *M. flexuosa* (aguajales, morichales) no son solamente un recurso importante para las poblaciones humanas, sino que también importantes para la fauna nativa debido a que permite su desplazamiento como corredores biológicos entre ecosistemas antropizados y concentran alimentos que disponibles todo el año (Cabrera and Wallace 2007, Ting et al. 2008, Trujillo-González et al. 2011).

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio fue realizado en el Área de Conservación Aguajal Renacal del Alto Mayo (ADECARAM/Tingana; ecoturismo) en el distrito y provincia de Moyobamba, región San Martín, a una altitud promedio de 870 msnm (05° 54' 09.6" S, 77° 07' 07.8" W). Con una extensión de 5016 hectáreas (39% humedales y 45% bosques de llanura inundable). Estos bosques de piedemonte oriental están conformados por amplios remanentes de diferentes comunidades boscosas en buen estado de conservación donde la vegetación dominante corresponde a especies adaptadas a condiciones de inundación como *M. flexuosa*, *Machaerium floribudum*, *Euterpe precatoria*, *Coussapoa trinervia*, *Symphonia globulifera*, *Pachira aquatica*, *Virola elongata* y especies de los géneros *Ficus* e *Inga*, entre las más importantes. Se establecieron dos zonas de muestreo: SA (aguajal semi-denso) y RE (aguajal renacal).

El periodo de fructificación de *M. flexuosa* se extiende por más de un año (desde la floración hasta el desprendimiento de los frutos), alternándose años de alta producción de frutos con otros de escasez (Storti 1993, Ponce 2002). El desarrollo y maduración va de 6 a 8 meses, con disponibilidad de mesocarpos maduros entre diciembre y marzo. En 2017 no hubo frutos maduros durante 8 meses (abril-noviembre) entre el final de la estación lluviosa y todo el periodo de la estación seca. La temperatura promedio fue de 23.5 °C con un mínimo de 17 °C y máximo de 38.6 °C en los meses de junio y diciembre respectivamente, con un periodo de elevadas precipitaciones e inundaciones que superaron los 3 m. entre los meses de octubre y abril.

Obtención de registros de fauna

El trabajo de campo se realizó de diciembre de 2016 a diciembre 2017, en dos zonas de muestreo. Los registros de fauna se obtuvieron por dos vías: (a) fototrampeo y (b) observaciones directas. El fototrampeo se llevó a cabo utilizando 4 cámaras trampa (2 en cada zona de muestreo) modelo Moultrie M-990i con sensor pasivo para registrar videos de 30' de duración, estuvieron activas las 24 horas del día. Los equipos fueron dirigidos a frutos maduros de *M. flexuosa* disponibles en el suelo con el objetivo de identificar la fauna nativa: libre tránsito (Lt), alimentación-depredación (Al) y búsqueda de alimento (Bu).

Las observaciones directas (Od), se realizaron a través de recorridos diurnos (12) y nocturnos (8) de aproximadamente 8 km por vía terrestre y 6 km en balsa contra corriente por el Avisado, en promedio cada 100 días. La clasificación y nomenclatura de los individuos reportados se basó en Wilson and Reeder (2005) con las actualizaciones de Pacheco et al. (2009).

Análisis de datos

Con los datos de registros fotográficos se calculó la abundancia relativa y patrón de actividades considerando un método automatizado propuesto por Sanderson and Harris (2013). El índice de abundancia relativa (IAR) se calculó a partir del método propuesto por Monroy-Vilchis et al. (2011), considerándose como independientes los registros consecutivos de distintos individuos o registros consecutivos de individuos de la misma especie separados por más de 24 h o registros no consecutivos de individuos de la misma especie. Para las especies gregarias, cuando se observó más de un individuo en los registros, el número de registros fue el mismo número de individuos observados en el registro (Hernández-Pérez et al. 2015).

El patrón de actividad fue determinado con las especies que presentaron al menos 11 registros independientes (RI, Maffei et al. 2002, Monroy-Vilchis et al. 2009). Los registros fueron ordenados por intervalos de dos horas y clasificados en cuatro grupos 1) nocturnos, cuando no se

observaba luz solar; 2) crepuscular, cuando los registros se obtuvieron al amanecer (4:00-6:00 h) y al atardecer (18:00-20:00 h); 3) diurnos, cuando se observa luz solar y 4) catemeral, activos las 24 horas (adaptación de Monroy-Vilchis et al. 2009; 2011), aplicando el análisis de frecuencia ji cuadrada para evaluar la preferencia de horario y relación entre las especies.

Estado de conservación

Se revisaron los listados de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN: LC Preocupación menor = a¹, NT Casi amenazado = a²), especies CITES Perú (Apéndice I=b¹, Apéndice II=b², Apéndice III=b³) y Decreto Supremo N° 004-2014-MINAGRI - Categorización de especies amenazadas de fauna silvestre legalmente protegidas (EN: En Peligro = c¹, Vu: Vulnerable = c²).

Resultados

Registros de fauna nativa

El esfuerzo de muestreo para el fototrampeo fue de 863 días-trampa varió entre zonas de muestreo debido a los niveles de inundación: 356 (SA) y 507 (RE). Se obtuvieron 223 videos de los cuales 111 se clasificaron como registros independientes (RI). Se registraron 13 especies de vertebrados de 7 órdenes y 8 familias, además de dos especies de aves no identificadas. Esfuerzo de muestreo. Se registraron 29 especies de fauna nativa dispuestas de 17 órdenes y 22 familias. Los órdenes mejor representados fueron Primates y Rodentia con 4 especies (14%), además de Coraciiformes y Squamata que presentaron 3 especies (10.3%) cada uno. Las familias mejor representadas fueron Cebidae y Alcedinidae con 4 y 3 especies respectivamente.

En total se registraron 39 especies de 38 géneros y 28 familias (Tabla 14). No se encontró diferencia estadísticamente significativa para la riqueza entre ambas zonas de muestreo (F=0.46, p>0.05), pero si en la abundancia (F=5.68, p<0.05) que fue mayor en SA.

Registros independientes (RI) y Patrón de actividad

Cuatro especies registraron al menos once RI: *Nasua nasua*, *Aramus guarauna* *Procyon cancrivorus* y *Cebus apella*, concentrando el 69% de los registros (Tabla 15). No se reportó la presencia de *A. guarauna* (# RI por mes \pm DE; 1.58 ± 1.31) en los meses de febrero, abril y mayo. *N. nasua* (2.58 ± 3.26) mostró mayor actividad durante los meses de lluvias (74.2%), mientras que *P. cancrivorus* (1.17 ± 1.64) se mostró exclusivamente durante la temporada de lluvias. *Cebus apella* (1.08 ± 2.02) presentó mayor número de registros (84.6%) entre junio y setiembre; y presentando solamente 2 RI en octubre, al inicio de las lluvias.

El 60.2% de RI se obtuvieron de día y 19.5% de noche. Existe un patrón de actividad independiente para cada especie ($\chi^2=48.3$, $gl=9$, $p<0.05$). Es decir, *C. apella* y *A. guarauna* mostraron hábitos diurnos, mientras que *P. cancrivorus* es una especie de hábitos nocturnos, con escasos registros durante el día, mientras que *N. nasua* también presentó actividad diurna (64.1%), con mayor de actividad entre las 18:00 y 19:00 h (crepuscular). En este sentido, la actividad de *N. nasua* y *C. apella* coinciden ya que ambas actúan como potenciales depredadores de los frutos de *M. flexuosa*, especialmente entre las 14:00 y 18:00 horas (Figura 20). *A. guarauna* se registra frecuente, sin embargo, se alimenta principalmente de caracoles dulceacuícolas (*Pomacea* spp.). *P. cancrivorus* tiene una alimentación básicamente omnívora, aunque no se le observó consumiendo mesocarpos maduros de *M. flexuosa*.

El 67.3% de los RI corresponden a la época húmeda. La zona con mayor número de RI fue SA con 56 registros. La mayor cantidad de registros en SA fueron entre enero y marzo (55.4%), periodo de más precipitación y mayor disponibilidad de mesocarpos maduros de *M. flexuosa*. La zona de la cuenca del Avisado (RE) presentó más RI entre octubre y enero (83%), cuando se presentaron más frutos maduros de *V. elongata*.

El 73.7% de los RI son de búsqueda de alimento y depredación, mientras el 26.3% de registros son de libre tránsito. En ambas zonas de muestreo se presentó menor número de registros en época seca; en abril y mayo no se obtuvieron registros. Los registros se incrementaron a partir de agosto que coincide con la maduración de los frutos y también con el incremento de la precipitación.

Tabla 14. Listado de fauna nativa registrada en ADECARAM con estado de conservación. Nuevos registros son denotados con asterisco. Tipo de observación: CT: Cámara-trampa, Od: Observación directa.

Orden	Familia/Especie	Comportamiento observado	Zona de muestreo	Estado de conservación	Tipo de observación	Función con relación a los frutos de <i>M. flexuosa</i>
CARNIVORA	CANIDAE					
	<i>Lycalopex culpaeus</i> *	Lt	SA	a ¹ , b ²	CT	Potencial depredador
	<i>Speothos venaticus</i> *	Lt	SA	a ² , b ¹	CT	Potencial depredador
	MUSTELIDAE					
	<i>Eira barbara</i>	Lt	SA	a ¹	CT	Potencial depredador
	<i>Galictis vittata</i> *	Lt	SA	a ¹	CT	Potencial depredador
	<i>Lontra longicaudis</i>	Al	RE	a ² , b ¹	Od	Neutro
CINGULATA	DASYPODIDAE					
	<i>Dasybus novemcinctus</i>	Lt	SA	a ¹	Od	Potencial depredador/dispersor
DIDELPHIMORPHIA	DIDELPHIDAE					
	<i>Didelphis</i> spp.	Al, Bu	SA, RE	-	CT	Potencial depredador/dispersor
	<i>Micoureus</i> spp. (<i>Marmosa</i> sp.)	Al, Bu	SA, RE	-	CT	Potencial depredador/dispersor
PILOSA	MEGALONYCHIDAE					
	<i>Choloepus didactylus</i>	Al, De	RE	a ¹	Od	Neutro
PRIMATES	CEBIDAE					
	<i>Alouatta seniculus</i>	Al, De, Lt	RE	a ¹ , c ²	Od	Potencial depredador
	<i>Cebus apella</i>	Al, Lt	SA, RE	a ¹ , b ²	CT, Od	Potencial depredador
	<i>Saimiri sciureus</i>	AL, Lt	SA, RE	a ¹ , b ²	CT, Od	Potencial depredador
	<i>Saguinus fuscicollis</i>	AL, Lt		b ²	Od	Potencial depredador
PROCYONIDAE	PROCYONIDAE					
	<i>Nasua nasua</i>	Al, Lt, Bu	SA, RE	a ¹	CT, Od	Potencial depredador
	<i>Procyon cancrivorus</i>	Lt, Bu	SA, RE	a ¹	CT	Potencial depredador
RODENTIA	CAVIIDAE					
	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Lt	RE	a ¹	Od	Potencial depredador/dispersor

	<i>CUNICULIDAE</i>					
	<i>Cuniculus paca</i>	Lt, Bu	SA	a ¹	Od	Potencial depredador/dispersor
	<i>DASYPROCTIDAE</i>					
	<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	Lt, Bu	SA	a ¹	Od	Potencial depredador/dispersor
	<i>ERETHIZONTIDAE</i>					
	<i>Coendou bicolor</i>	De	RE	a ¹	Od	Neutro
VERMILINGUA	<i>MYRMECOPHAGIDAE</i>					
	<i>Tamandua tetradactyla</i>	Lt	SA, RE	a ¹	CT	Potencial depredador
	<i>ALCEDINIDAE</i>					
CORACIIFORMES	<i>Megaceryle torquata</i>	Lt	RE	a ¹	Od	Neutro
	<i>Chloroceryle aenea</i>	Lt	RE	a ¹	Od	Neutro
	<i>Chloroceryle americana</i>	Lt	RE	a ¹	Od	Neutro
CUCULIFORMES	<i>CUCULIDAE</i>					
	<i>Piaya cayana</i>	Lt	RE	a ¹	Od	Potencial depredador
GALLIFORMES	<i>CRACIDAE</i>					
	<i>Ortalis guttata</i>	Lt	RE	a ¹	Od	Potencial depredador
GRUIFORMES	<i>ARAMIDAE</i>					
	<i>Aramus guarauna</i>	Al, Bu	SA, RE	a ¹	CT	Neutro
PASSERIFORMES	<i>FURNARIIDAE</i>					
	<i>Furnarius leucopus</i>	Lt	SA, RE	a ¹	Od	Potencial depredador
PELECANIFORMES	<i>ARDEIDAE</i>					
	<i>Ardea cocoi</i>	Lt	RE	a ¹	Od	Potencial depredador
	<i>PICIDAE</i>					
PICIFORMES	<i>Celeus flavus</i>	Bu	SA	a ¹	CT	Potencial depredador
	<i>RAMPHASTIDAE</i>					
	<i>Ramphastos cuvieri</i>	Al	SA	a ¹	Od	Potencial depredador
PSITTACIFORMES	<i>PSITTACIDAE</i>					
	<i>Brotogeris cyanoptera</i>	Al	SA	-	Od	Potencial depredador
	<i>Orthopsittaca manilata</i>	Al	SA, RE	a ¹ , b ²	Od	Potencial depredador
STRIGIFORMES	<i>STRIGIDAE</i>					
	<i>Pulsatrix perspicillata</i>	Lt	RE	a ¹ , b ²	Od	Potencial depredador
TROGONISFORMES	<i>TROGONIDAE</i>					
	<i>Trogon personatus</i>	Lt	RE	a ¹	Od	Potencial depredador
SQUAMATA	<i>COLUBRIDAE</i>					

	<i>Spilotes</i> sp.	Bu	SA, RE	-	Od	Neutro
	<i>Drymarchon corais</i>	Bu	RE	a ¹	Od	Neutro
	BOIDAE					
	<i>Boa constrictor</i>	Lt, Bu	RE	b ² , c ¹	Od	Neutro
	LEPTODACTYLIDAE					
ANURA	<i>Leptodactylus knudseni</i>	Lt	RE	a ¹	Od	Neutro
	HYLIDAE					
	<i>Hypsiboas geographicus</i>	De	RE	a ¹	Od	Neutro

Tabla 15. Numero de registros independientes y abundancia relativa % de las especies de fauna encontradas en Tingana

Especies	Nº RI	IAR %
<i>Nasua nasua</i>	31	27.9
<i>Aramus guarauna</i>	20	18.0
<i>Procyon cancrivorus</i>	14	12.6
<i>Cebus apella</i>	13	11.7
<i>Marmosa sp.</i>	7	6.3
<i>Saimiri sciureus</i>	6	5.4
<i>Tamandua tetradactyla</i>	6	5.4
<i>Didelphis marsupialis</i>	5	4.5
<i>Speothus venaticus</i>	2	1.8
<i>Lycalopex culpaeus</i>	2	1.8
<i>Galictis vittata</i>	1	0.9
<i>Celeus flavus</i>	1	0.9
<i>Ave sp1</i>	1	0.9
<i>Eira barbara</i>	1	0.9
<i>Ave sp2</i>	1	0.9
Total de RI	111	100

Patrón de actividad y comportamiento de la fauna nativa

Los registros de *Speothus venaticus*, *Galictis vittata* y *Lycalopex culpaeus* son nuevos para el Valle del Alto Mayo en la región San Martín. Estas tres especies, además de *Eira barbara* son omnívoros oportunistas y ante la escasez de presas pueden consumir frutos de *M. flexuosa*.

Didelphis sp. y *Micoureus sp.*, así como el carpintero amarillo (*Celeus flavus*) fueron observados solitarios, con comportamiento orientado a la búsqueda de frutos y semillas, siendo potenciales consumidores de los frutos de *M. flexuosa*, mientras que *Saimiri sciureus* también es un potencial consumidor y dispersor de los frutos de la palmera, aunque con un patrón de desplazamiento grupal. *Tamandua tetradactyla* consume principalmente hormigas y termitas, pero eventualmente consume frutos de *M. flexuosa*.

Todos los individuos de la familia Cebidae; además de *Choloepus didactylus* y *Coendou bicolor* fueron observados sobre los árboles en la cuenca del Avisado; los dos últimos con hábitos nocturnos. *Lontra longicaudis* e *Hydrochoerus hydrochaeris* mostraron mayor actividad en hábitats acuáticos, siendo el segundo un consumidor cotidiano de los frutos de la palmera. *Dasyprocta fuliginosa*, *Cuniculus paca* y *Dasypus novemcinctus* son especies de mediano tamaño que registraron hábitats terrestres; fueron observadas principalmente durante la noche y son potenciales consumidores de los frutos de *M. flexuosa*. *Choloepus didactylus* y *Coendou bicolor*

también son especies nocturnas, arbóreas y solitarias que se encontraron descansando en árboles de Cetico (*Cecropia* spp.), *Inga* e *Ficus* durante el día. Los primates, *Allouatta seniculus*, *S. sciureus* y *Saguinus fuscicollis* son habituales visitantes de las palmeras y consumidores de frutos de *M. flexuosa*. De igual manera, individuos de *Orthopsittaca manilata* y *Brotogeris cyanoptera* fueron observados frecuentemente entre enero y marzo alimentándose de mesocarpos maduros de *M. flexuosa*. En la escasez de frutos maduros, fueron observados ocasionalmente.

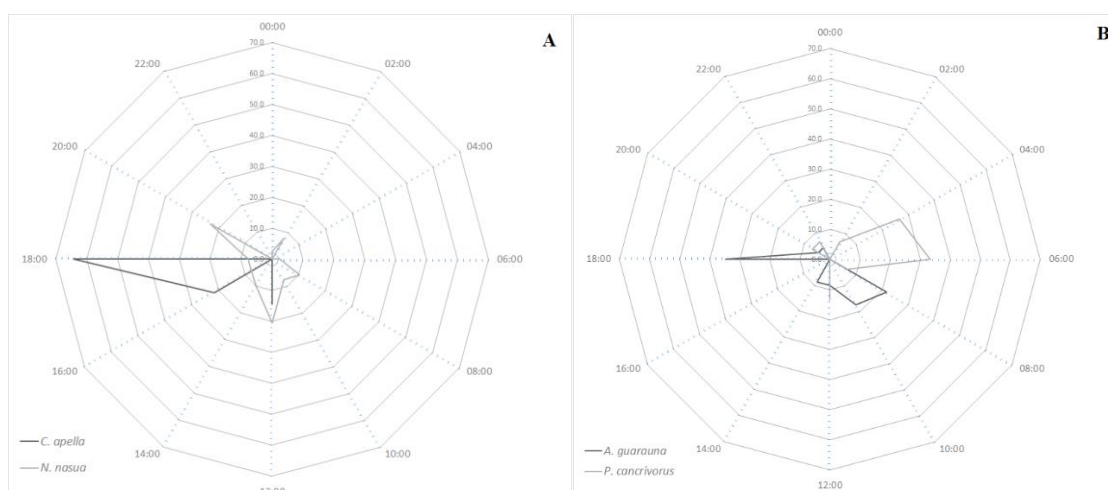


Figura 20. Patrón de actividad de las 4 especies más abundantes en Tingana. (A) *Cebus apella* y *Nasua nasua*, ambas omnívoras oportunistas y generalistas. (B) *Procyon cancrivorus* (omnívora) y *Aramus guarauna* (caracolera).

Piaya cayana, *Ortalis guttata*, *Furnarius leucopus*, *Ardea cocoi*, *Celeus flavus*, *Ramphastos cuvieri*, *Pulsatrix perspicillata* y *Trogon personatus* son potenciales consumidores de los mesocarpos maduros, aunque ésta no es particularmente la principal fuente alimenticia de su dieta. Las especies pertenecientes a los órdenes Coraciiformes, Squamata y Anura no tuvieron actividad asociada a los frutos de *M. flexuosa*.

Discusión

En este estudio se registran por primera vez tres especies de carnívoros (*S. venaticus*, *G. vittata* y *L. culpaeus*) para el Valle del Alto Mayo. Estas especies y los procesos de sucesión al del bosque (considerado ecosistema frágil, Quinteros et al. 2019) para indicar que Tingana está en proceso de recuperación de especies de fauna de mediano a gran tamaño luego del alto impacto que significó la caza y deforestación hasta hace 20 años, previo a su reconocimiento como Área de Conservación en el 2004.

Una razón del deterioro de los ecosistemas tropicales es la defaunación debido a que la pérdida de estas especies ocasiona que se acumulen semillas bajo las especies madre, dando poca

oportunidad de establecimiento de nuevos individuos (Andreazzi et al. 2009). Este proceso se acentúa más en las palmeras debido a que sus dispersores principales son especies de aves y mamíferos medianas y grandes (Andreazzi et al. 2009, Galeano et al. 2015, Quinteros et al. 2019). Lo anterior, explicaría la baja remoción de frutos y la distribución agregada de los individuos de distintas categorías de crecimiento en Tingana (Quinteros et al. 2019).

La interacción y dispersión de frutos de palmeras por parte de la fauna nativa es un proceso muy común debido a la gran diversidad morfológica de los frutos, lo que permite que distintas clases de dispersores puedan explorar el recurso (Zona and Henderson 1989, Zona 2006). La efectividad del dispersor va a depender de su capacidad para remover el pericarpio de la semilla y depositarla (en condiciones viables) en lugares favorables para su establecimiento. De acuerdo con Zona and Henderson (1989), la distinción entre dispersores y depredadores de semillas es muy fina y se puede catalogar como dispersión de alta calidad (dispersor eficiente) y baja calidad (depredador).

Estudios evidencian que la mastofauna y aves de la familia Psittacidae son los principales dispersores y consumidores de frutos de *M. flexuosa* (Silva 2009, Gilmore et al. 2013, Mendieta-Aguilar et al. 2015, Acevedo-Quintero and Zamora-Abrego 2016). Los frutos de *M. flexuosa* son consumidos de manera importante en temporadas de escases de otros frutos carnosos, principalmente por la fauna oportunista y generalista (Ponce 2002). Lo anterior, debido a que la recompensa energética es alta con elevado contenido de ácido graso oleico (73,3%), compuestos fenólicos ($192 \pm 0,3$ mg/100 g) y carotenoides ($23,9 \pm 0,5$ mg/100 g), además de una elevada actividad antioxidante in vitro (Romero et al. 2015), lo que compensaría la baja cantidad de pulpa del fruto.

De las 39 especies registradas en Tingana, 35 se encuentran bajo alguna categoría de amenaza tanto a nivel nacional (D.S. 04-2014) como internacional (UICN), mientras que ocho especies se encuentran en el listado de la Convención Internacional sobre el Comercio de Especies Amenazadas de Fauna y Flora (CITES). Los carnívoros merecen particular atención ya que todas las especies reportadas se encuentran bajo algún nivel de amenaza; siendo que dos de ellas en situación Casi amenazada (NT, Tabla 14). Además, que *L. culpaeus*, *Speothus venaticus* y *Lontra longicaudis* son especies que se encuentran bajo presión de comercio ilegal internacional. Tres especies de primates se encuentran con Preocupación menor (LC) para la UICN. Resulta preocupante que el 90% de especies reportadas se encuentran en alguna categoría de amenaza por lo que se presume que las actividades de caza realizadas hasta hace poco menos de 20 años impactaron de manera significativa en la fauna nativa lo que hace necesario continuar con estudios de las interacciones interespecíficas a fin de diseñar estrategias de conservación efectivas.

De las trece especies de fauna reportadas mediante el fototrampeo en Tingana, siete también fueron encontradas en los aguajales de la Reserva Nacional Pacaya Samiria (Perú), otras siete en los Llanos de Colombia y ocho en morichales de Venezuela respectivamente (Aquino 2005, Acevedo-Quintero and Zamora-Abrego 2016, Malave-Moreno et al. 2016). *T. tetradactyla* y *E. barbara* (género monotípico) resultaron comunes en todos los estudios, mientras que *H. hydrochaeris* y *L. longicaudis* fueron listados en Colombia y Venezuela, pero no en los aguajales de Pacaya Samiria. Además, Mendieta-Aguilar et al. (2015), reportaron que *C. paca* y *D. punctata* (Rodentia) fueron los principales dispersores de los frutos de *M. flexuosa* en la laguna Beni (Bolivia) con el 97% del total de semillas removidas.

En el caso de los ratones (Rodentia: *Micoureus*, *Didelphis*), se sugiere que éstos podrían ayudar acelerando el proceso de germinación ya que al consumir la pulpa de los frutos también estarían removiendo la capa (endocarpio apergaminado de textura fibrilar) que envuelve la recalcitrante semilla de *M. flexuosa* (Mulato-Sepulveda 2018). Así, nuestros resultados sugieren que el tamaño y el tipo de fauna desempeña un rol central en la diversificación de los distintos tamaños de frutos (Valido et al. 2011).

Ardea cocoi, *Ortalis guttata*, *Aramus guarauna*, *Orthopsittaca manilata*, *Brotogeris cyanoptera*, *Piaya cayana*, *Celeus flavus*, *Furnarius leucopus*, *Megaceryle torquata*, *Chloroceryle aenea* y *Chloroceryle americana* fueron reportadas en aguajales de Madre de Dios al Sur del Perú (Janovec et al. 2013), mientras que *C. americana*, *B. cyanoptera* y *O. manilatus* también fueron observadas en cananguchales de la Orinoquía colombiana (Martínez 2018). En este sentido, la migración estacional de estas aves en búsqueda de mesocarpos maduros de *M. flexuosa* con (fructificación anacrónica) en la cuenca amazónica corrobora su amplia distribución y su asociación con la palmera (Silva 2009) por lo que ésta es considerada como un recurso clave para los frugívoros tropicales (Spironelo 1991, Trujillo-González et al. 2011).

El fototrampeo es una herramienta muy útil y de bajo impacto para las especies estudiadas. Es una tecnología que en los últimos años ha tenido un rápido desarrollo debido a que no está limitada al requerimiento de mucho personal ni a hábitats con alta visibilidad (Roberts et al. 2006, Monroy-Vilchis et al. 2011) por lo que resulta muy efectiva para especies con bajas densidades poblacionales, hábitos nocturnos y evasivos; así como de amplio desplazamiento (Sutherland 1996, Monroy-Vilchis et al. 2011). Además, nos permite obtener información sobre el hábitat, comportamiento, patrón de actividad y algunos aspectos reproductivos (Monroy-Vilchis et al. 2009, 2011) de la fauna nativa; información que hubiera sido muy complicada de obtener

mediante los métodos tradicionales de colecta. Para el caso de dispersión este es uno de los primeros estudios en los que se usa esta técnica.

Los bosques de *M. flexuosa* se han visto muy afectados por su explotación destructiva, intensiva y por el cambio de uso de suelo ocasionando a la alteración de las interacciones ecológicas al interior de la comunidad. A pesar de que estos cambios siguen ocurriendo de manera continua, pocos estudios se han desarrollado con la finalidad de identificar el tipo, el nivel y los efectos ambientales no deseados de estas alteraciones que resultan aún desconocidas. En efecto, se hacen necesarios el diseño y ejecución de estudios a mediano y largo plazo sobre regeneración, dinámica, reproducción, así como enfocarnos en las interacciones ecológicas y la defaunación de los bosques de piedemonte, catalogados como ecosistemas frágiles.

Implicaciones para la conservación

La elevada demanda de los frutos de *M. flexuosa* y la inexistencia de un manejo de la especie en la mayor parte del territorio peruano ha significado un fuerte impacto en sus poblaciones que sufren de erosión genética y bajas densidades de individuos femeninos. Al mismo tiempo, que el cultivo extensivo de arroz en la Amazonía peruana ha generado la deforestación de grandes extensiones de aguajales, especialmente en el Valle del Alto Mayo.

En efecto, la subsistencia de *M. flexuosa* es un factor importante debido a que son muchas las especies que dependen de ella para su supervivencia (Rojas-Robles et al. 2012). Es por ello la importancia de identificar las especies que actúan como dispersores y/o depredadores de los frutos y semillas de la palmera, ya que, si éstos continúan desarrollando de manera continua en el ecosistema, tenemos asegurada la dinámica de éste; permitiendo el normal desarrollo de sus distintas categorías de crecimiento. Estudios realizados en Brasil, Colombia y Venezuela refieren a los mamíferos pequeños y mediano; distintas especies de monos y aves como los principales dispersores potenciales de los frutos (Silva 2009, Villalobos and Bagno 2012, Acevedo-Quintero and Zamora-Abrego 2016) mientras que entre los potenciales depredadores de los frutos podemos citar a las especies de mamíferos oportunistas y generalistas, entre ellos carnívoros, que consumen los frutos como un alimento de segundo o tercer orden (en la ausencia de presas) y que por sus características morfológicas y de comportamiento destrozan o dañan la semilla antes de consumirla, dejándola inviable para su germinación, a pesar de haber sido transportada lejos de la planta parental.

Plantas con frutos y semillas grandes como las de *M. flexuosa* (peso promedio del fruto > 50 g., Barbosa et al. 2010) se ven muy afectados por la fragmentación de los bosques y la defaunación

debido a que necesitan de frugívoros grandes para que sus frutos sean removidos o transportados a una distancia considerable de la planta parental (Pizo 2004), lo que es muy importante para la continuidad de la especie, considerando su distribución agregada en bosques amazónicos (Quinteros et al. 2019). Es así como estudios en los géneros *Attalea* y *Astrocaryum* (Arecaceae, frutos grandes) demostraron que la dispersión de las semillas fue menor en áreas con alta frecuencia de cacería (Wright 2003) donde las comunidades de vertebrados medianos y grandes se encuentran más vulnerables resultando con sus densidades gravemente afectadas, sobreviniendo en procesos de defaunación (Andreazzi et al. 2009, Rojas-Robles et al. 2012, Mendieta-Aguilar et al. 2015, Donoso et al. 2017). Efectivamente, alteraciones en la composición de la fauna, particularmente de grandes depredadores, pueden llevar a modificaciones en las interacciones entre las plantas y los animales frugívoros que consumen, depredan y dispersan sus semillas (Jordano et al. 2006). En este proceso, los principales beneficiados son los pequeños roedores quienes incrementen su densidad poblacional debido a su alto potencial reproductivo, la falta de competidores y al bajo riesgo de depredación (Jordano et al. 2006), encontrándose entre los principales consumidores y dispersores de los frutos de los bosques tropicales (Mendieta-Aguilar et al. 2015, Acevedo-Quintero and Zamora-Abrego 2016) siendo observados en actividades de forrajeo en Tingana.

Finalmente, lamentamos la escasa importancia dada a esta clase de estudios y sus registros en territorio peruano por lo que consideramos que el presente aporte, en el piedemonte noroccidental de la región San Martín, resulta muy importante de manera que se puedan dar a conocer y se establezcan políticas de conservación y manejo de estos pantanos de palmeras considerados como frágiles por la legislación internacional (IPCC 2006) y considerados como un importante grupo objetivo para monitorear los impactos del cambio climático a nivel global en los ecosistemas amazónicos.

VII. DISCUSIÓN GENERAL

Los aguajales son ecosistemas frágiles y sumamente vulnerables a cambios en la dinámica natural del bosque por lo que son considerados indicadores de la calidad ambiental y como grupo objetivo para el estudio del cambio climático. En este contexto, se están desarrollando esfuerzos tanto a nivel global, como nacional. Un ejemplo de ello es el desarrollo de una guía técnica para definir turberas en el Perú. Tarea encargada al Ministerio del Ambiente y en la cual se encuentran trabajando en conjunto un grupo de profesionales e investigadores en distintos tipos de turberas. Esta es la primera vez que se desarrolla este tipo de esfuerzo con el objetivo de determinar la extensión total de las turberas en el Perú.

Con relación a los aguajales del VAM, se recomienda aplicar estrategias para disminuir el impacto de la cosecha de frutos de aguaje (acceso a sistemas de extracción no destructiva), de manera que parte de la producción esté disponible para la fauna nativa; así como la germinación de nuevos individuos. Al mismo tiempo, en varios sectores del VAM las comunidades se han organizado mediante asociaciones de conservación, obteniendo concesiones para el ecoturismo y el turismo rural. En efecto, la concesión obtenida por la Asociación de Conservación de Aguajales y Renacales del Alto Mayo (ADECARAM-Tingana) se ha consolidado como modelo de gestión de la biodiversidad en Perú; mediante un cambio de enfoque en el aprovechamiento de los recursos naturales, pasando sus socios de la extracción de madera y la caza de especies nativas a promotores de la conservación de los aguajales.

Las comunidades arbóreas en territorios inundables generalmente están dominadas por una o más especies de palmeras (Pitman et al. 1999), lo que conduce a una baja diversidad en estos ecosistemas, evidenciado en los aguajales estudiados que registraron 80 especies con DAP \geq 10 cm en comparación con otros aguajales (\leq 300 m snm), en Colombia (162 especies, Galeano et al. 2015), en Perú, 138 y 130 especies (Endress et al. 2013, Honorio et al. 2015), mientras que 115 especies se registraron en Brasil (Lopes 2016).

El anegamiento puede ser la causa de la mayor parte de la variación en la composición (Costa et al., 2008), distribución, dinámica y abundancia de especies (Eiserhardt et al., 2011; Junk et al., 1989). De hecho, Emilio y col. (2014) argumentan que las palmeras y las especies de árboles en aguajales han desarrollado adaptaciones como raíces aéreas (*Ficus* y *Coussapoa*), zancos (*S. exorrhiza*), raíces de contrafuerte (*Virola* sp.) y neumatóforos que permiten el transporte de oxígeno a raíces en condiciones anaeróbicas (Aguilar y Jiménez, 2009; Melack & Hess, 2010; Parolin et al., 2010). Luego de las inundaciones y la sedimentación, plantas herbáceas (*Costus*),

pequeños arbustos (Melastomataceae), enredaderas y árboles sucesionales se hacen visibles, especialmente cerca de las orillas cóncavas del río Avisado, lo que incrementa de manera considerable de la extensión de los pantanos y ocasionalmente destruye la regeneración de especies leñosas (Kalliola et al. , 1991), favoreciendo el reclutamiento de palmeras sugiriendo un proceso de sucesión de bosque siempreverde inundable a pantano de palmera (Hergoualc'h et al., 2017), en un proceso de sucesión avanzado (Urrego, 2018).

Utilizando otro método de estimación, se encontraron 59.8 Mg C ha⁻¹ en la región San Martín (Asner et al. 2014), un 20% menor que el promedio encontrado en el presente estudio. Las diferencias pueden deberse a la densidad de individuos, el buen estado de conservación de los bosques en Tingana y la presencia de especies con considerable área basal y biomasa. La estimación y el registro de las reservas de carbono encontradas en los aguajales de VAM son importantes y pueden considerarse como una línea de base para futuros estudios en esta área, donde todavía existen grandes extensiones de aguajales que son protegidas a través del empoderamiento de las comunidades mediante el otorgamiento de concesiones para el aprovechamiento sostenible de los recursos.

El análisis NMDS comparó la composición de especies dentro de cada parcela, de modo que las parcelas más cercanas fueron las que compartieron la mayor cantidad de especies. Es decir, una mayor proximidad geográfica entre las parcelas podría determinar un mayor valor de similitud (Colwell, 2000; Diniz-Filho et al., 2013). Estos patrones también podrían verse influenciados por la cantidad de barreras geográficas (Montufar y Pintaud, 2006; Palminteri et al., 2011; Soininen et al., 2007), como sucedió en Tingana, a diferencia de las parcelas Posic que se muestran como un solo conjunto. Otro factor a considerar es la vagilidad de la especie (González-Ramírez et al., 2017), que puede tener dispersores muy activos que transportan los frutos y semillas a largas distancias (Acevedo-Quintero y Zamora-Abrego., 2016) Todos estos factores podrían influenciar directamente la riqueza y abundancia reportadas en el presente estudio, especialmente en el número de especies raras, ya que pueden ver su distribución afectada de acuerdo con las variantes y barreras ambientales (Fujiyoshi et al., 2009; Jiménez-Valverde y Hortal, 2003).

Consideramos las sugerencias de Kingle et al. (1990) de que los estudios en humedales y pantanos deberían registrar descripciones de comunidades de plantas (composición florística, especies clave, endémicas y protegidas). De hecho, las comunidades descritas intentan incorporar éstas y otras consideraciones. Sin embargo, la descripción de este tipo de formación de plantas es complicada y, en general, provisional debido a las condiciones fisiográficas y ambientales del área de estudio (Gentry y Ortiz, 1993) donde en ciertos períodos de tiempo algunas especies

pueden estar ausente del área de muestreo o no ser detectables. Además, de la terminología aplicada para su descripción y los diferentes criterios utilizados para clasificar la vegetación (Kalliola et al., 1991) y los cambios temporales de la vegetación, lo que implica la ausencia de un análisis del estado sucesional del bosque (Jiménez-Valverde y Hortal, 2003).

No se recomienda calcular el índice estandarizado de Morisita cuando la mayoría de las unidades de muestreo tienen un solo individuo o si algunas unidades de muestreo tienen escasa abundancia, ya que pueden conducir a la indeterminación de las ecuaciones (Amaral et al., 2015). Otra consideración importante es en el caso de *Oenocarpus mapora* que registró sus 8 individuos en una sola parcela lo que lleva a que el valor de (*Id*) siempre es igual al número de unidades de muestreo (25, Tabla 5; Amaral et al., 2015). Con base en estas explicaciones, la heterogeneidad del hábitat produce, la mayoría de las veces, una distribución agrupada de especies, especialmente en las palmeras amazónicas (Cabrera y Wallace 2007) debido a que los individuos se concentran en densas agregaciones en pequeños espacios y reclutamiento en sus distintas categorías (Assis y Wittmann, 2011).

La fructificación de *M. flexuosa* es estacional a través del gradiente altitudinal, de tal manera que en Pachiza es entre agosto y octubre, en Yumbatos entre octubre y noviembre; y en Posic y Tingana entre diciembre y marzo, relacionándose con la temporada de mayor precipitación (Khorsand et al., 2013). Las zonas de muestreo y los individuos de *M. flexuosa* están sujetos a distintas variables edafoclimáticas, así como otras condiciones que favorecen la expresión de algunas características morfométricas (Mulato, 2018). El número de individuos en fase de fructificación fue $13.9 \pm 2\%$ del total registrado, similar a lo encontrado por Cabrera y Wallace (2007).

Los valores de las variables morfométricas fueron similares a aquellos encontrados en otras poblaciones de *M. flexuosa*, tanto en la Amazonía como en la Orinoquia colombiana (Mulato, 2018). De hecho, el peso promedio del fruto de *M. flexuosa* (56 ± 15.7 g) fue similar a lo encontrado en Brasil (51.3 ± 16.8 g; Barbosa et al., 2010) y ligeramente menor a lo reportado por Gonzáles et al. (2006) en Perú. Con relación al largo (5.7 ± 0.7 cm) y el ancho (4.1 ± 0.4 cm) del fruto, ambos promedios en SM fueron mayores a lo encontrado por Gonzáles et al. (2006) y Toro (2014), en territorios de várzea.

Los frutos de *M. flexuosa* son consumidos de manera importante en temporadas de escases de otros frutos carnosos, principalmente por la fauna oportunista y generalista (Ponce 2002). Así pues, se registraron por primera vez tres especies de carnívoros (*S. venaticus*, *G. vittata* y *L.*

culpaeus) para el Valle del Alto Mayo, lo que sugiere que Tingana está en proceso de recuperación de especies de fauna de mediano a gran tamaño. Sin embargo, resulta preocupante que el 90% de especies reportadas se encuentran en alguna categoría de amenaza por lo que se presume que las actividades de caza realizadas hasta hace poco menos de 20 años impactaron de manera significativa en la fauna nativa lo que hace necesario continuar con estudios de las interacciones interespecíficas a fin de diseñar estrategias de conservación efectivas.

La subsistencia de *M. flexuosa* es importante debido a que son muchas las especies que dependen de ella para su supervivencia (Rojas-Robles et al. 2012). Es por ello la importancia de identificar las especies que actúan como dispersores y/o depredadores de los frutos y semillas de la palmera, ya que, si éstos continúan desarrollando de manera continua en el ecosistema, tenemos asegurada su dinámica; permitiendo el normal desarrollo de sus distintas categorías de crecimiento. Estudios realizados en Brasil, Colombia y Venezuela refieren a los mamíferos pequeños y mediano; distintas especies de monos y aves como los principales dispersores potenciales de los frutos (Silva 2009, Villalobos and Bagno 2012, Acevedo-Quintero and Zamora-Abrego 2016) mientras que entre los potenciales depredadores de los frutos podemos citar a las especies de mamíferos oportunistas y generalistas, entre ellos carnívoros, que consumen los frutos como un alimento de segundo o tercer orden (en la ausencia de presas) y que por sus características morfológicas y de comportamiento destrozan o dañan la semilla antes de consumirla, dejándola inviable para su germinación, a pesar de haber sido transportada lejos de la planta parental.

VIII. CONCLUSIÓN GENERAL

La estructura de los aguajales presentó un estrato emergente del dosel formado por individuos de *M. flexuosa* de gran diámetro y altura. Las clases diamétricas mostraron un aumento en la abundancia entre 30 y 50 cm, principalmente de *M. flexuosa* que interactúa con individuos de *Virola elongata*, *Coussapoa trinervia*, *Pachira aquatica* y *Machaerium floribundum*. Además, se encontró un gran número de especies leñosas en la clase de altura <10 cm (61.5%) mientras que las palmeras representaron el 38.5%. El dosel superior (> 20 m) puede alcanzar los 30 m de altura (*Ficus krukovii*).

La biomasa aérea de los aguajales estuvo entre 135.9 y 193.1 Tn ha⁻¹ (Re mayor biomasa, a pesar de tener un número menor de individuos). La reserva de carbono promedio en los aguajales del VAM fue de 74.6 Mg ha⁻¹.

M. flexuosa aparece como la especie más importante, con distribución agregada y almacenando 37.6 Mg C ha⁻¹. *Machaerium floribundum*, *Virola elongata*, *Symphonia globulifera* y *Euterpe precatoria* fueron también registradas como especies con considerable IVI, todas éstas con distribución agregada.

La evaluación de la biometría de los frutos reveló la existencia de variabilidad morfométrica entre las cuatro zonas de muestreo a través del gradiente altitudinal: forma ovoide (Lfr/Afr>1) y sus valores de largo (5.7±0.7 cm), ancho (4.1±0.4 cm) y peso (56±15.7 g). La productividad promedio en San Martín fue de 3.28 Tn ha⁻¹ y se identificó al menos un individuo por zona de muestreo para planes de reforestación y manejo de la especie. Las variables morfométricas que actúan como mejores descriptores de los frutos de *M. flexuosa* fueron el peso del fruto sin escamas y el peso del fruto.

Nasua nasua, *Cebus apella*, *Orthopsittaca manilata* y *Dasyprocta fuliginosa* fueron los principales depredadores, mientras que *Dasypus novemcinctus*, *Didelphis spp*, *Micoureus spp*, *Hydrochoerus hydrochaeris*, *Cuniculus paca* y *Dasyprocta fuliginosa* fueron reportados como potenciales dispersores de las semillas de los frutos de *M. flexuosa*. La efectividad del dispersor va a depender de su capacidad para remover el pericarpio de la semilla y depositarla (en condiciones viables) en lugares favorables para su establecimiento.

VIII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abreu, S. (2001). Biología reproductiva de *Mauritia flexuosa* L. (Arecaceae) em vereda no município de Uberlândia-MG. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Uberlândia.

Acevedo-Quintero, J. F., & Zamora-Abrego, J. G. (2016). Role of mammals on seed dispersal and predation processes of *Mauritia flexuosa* (Arecaceae) in the Colombian Amazon. *Revista de Biología Tropical*, 64, 5–15.

Aguilar, B. V., y Jiménez, F. H. (2009). Diversidad y distribución de palmas (Arecaceae) en tres fragmentos de bosque muy húmedo en Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 64, 83-92.

Alva, J. E., Meneses, J. F., Chang, L. A., Lara, J. L. y Nishimura, T. (1992). Efectos en el terreno ocasionados por los sismos del Alto Mayo en Perú. *Earthquake Engineering, Tenth World Conference*. Balkema, Rotterdam.

Amaral, M. K., Péllico, N. S., Lingnau, C., & Figueiredo- Filho, A. (2015). Evaluation of the Morisita index for determination of the spatial distribution of species in a fragment of araucaria forest. *Applied Ecology and Environmental Research*, 13, 361-372.

Andreazzi, C. S., Pires, A. S. y Fernandez, F. (2009). Mamíferos e palmeiras neotropicais: interações em paisagens fragmentadas. *Oecologia Brasiliensis*, 13(4), 554-574.

Asner GP, Knapp DE, Martin RE, Tupayachi R, Anderson CB, Mascaro J, Sinca F, Chadwick KD, Sousan S, Higgins M, Farfan W, Silman MR, Llactayo WA, Neyra AF. (2014). The High-Resolution Carbon Geography of Perú. *Minuteman Press, Berkeley, CA*. ISBN: 978-0-9913870-6-9

Assis, R. L., & Wittmann, F. (2011). Forest structure and tree species composition of the understory of two central Amazonian várzea forests of contrasting flood heights. *Flora*, 206, 251–260.

Auguie B. (2017). gridExtra: Miscellaneous Functions for grid Graphics. R package version 2.3. <<https://CRAN.R-project.org/package=gridExtra>> (accessed May 1, 2019).

Balslev, H., Eiserhardt, W., Kristiansen, T. & Pedersen, D. (2010). Palms and palm communities in the upper Ucayali river valley – a little known region in the Amazon basin. *Palms*, 54, 57-72.

Bandini, A., A. Delgado, G. Faria, A. Ramalho y R. Barbosa. (2014). Caracterização morfológica de frutos e sementes de *Mauritia flexuosa* L.f. (ARECACEAE) com ocorrência natural na Amazônia Mato-grossense. *Enciclopedia Biosfera* 10(18):852-862.

Barbosa, R.I., Lima, A.D. and M.J. Mourão. (2010). Biometria de frutos do buriti (*Mauritia flexuosa* L.f. - Arecaceae): produção de polpa e óleo em uma área de savana em Roraima. *Amazônia: Ci. & Desenv.* 5(10):71-85.

Barrera X, Constantino E, Espinosa JC, Hernández OL, Naranjo LG, Niño I, Polanco R, Restrepo JH, Revelo-Salazar JV, Salazar C, Yépes F. (2007). Escenarios de conservación en el piedemonte andino-amazónico de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. ISBN: 978-958-97801-2-1

Barroso, F. (2008). La responsabilidad social empresarial Un estudio en cuarenta empresas de la ciudad de Mérida, Yucatán. *Contaduría y Administración*, 226:73-91.

Barthelmes A., Ballhorn, U. y Couwenberg, J. (2015). Consulting Study 5: Practical guidance on locating and delineating peatlands and other organic soils in the Tropics. The High Carbon Stock Science Study.

Batista FJ, Gonçalves-Jardim MA, Medeiros TDS, Magalhães LIL. (2011). Comparação florística e estrutural de duas florestas de várzea no estuário amazônico, Pará, Brasil. *Revista Árvore* 35: 289-298.

Begón, M., Townsend, C. R., y Harper, J. L. (2006). *Ecología: De Individuos a Ecosistemas*. Sao Paulo, Brazil.

Bevilacqua, M. and V. González. (1994). Consecuencias de derrames de petróleo y acción del fuego sobre la fisionomía y composición florística de una comunidad de morichal. *Ecotropicos* 7(2):23-34.

Bhomia, R. K., van Lent, J., Rios, J. M. G., Hergoualc'h, K., Coronado, E. N. H., & Murdiyarsa, D. (2018). Impacts of *Mauritia flexuosa* degradation on the carbon stocks of freshwater peatlands in the Pastaza-Marañón river basin of the Peruvian Amazon. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 24, 645-668.

Bijos NR, Eugenio CUO, Mello TRB, Souza GF, Munhoz CBR. (2017). Plant species composition, richness, and diversity in the palm swamps (veredas) of Central Brazil. *Flora* 236-237: 94-99.

Bodmer, R. (1991). Strategies of seed dispersal and seed predation in Amazonian ungulates. *Biotropica* 23:255-261.

Borner, A., & Zimmermann, R. (2003). Classification of East-Andean Forest Amphibiomes in the Río Avisado Watershed, Alto Mayo Region, Northern Peru. Classification of East-Andean Forest Amphibiomes in the Río Avisado Watershed, Alto Mayo Region, Perú. *Lyonia*, 3, 29-36.

Botrel RT, Oliveira-Filho AT, Rodrigues LA, Curi N. (2002). Influence of soils and topography on the variations of species composition and structure of the community of trees and shrubs of a tropical semideciduous forest in Ingaí, southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 25: 195-213.

Cabrera WH, Wallace RB. (2007). Densidad, composición y patrón de distribución espacial de palmeras arborescentes en un bosque amazónico de Bolivia. *Ecología en Bolivia* 42: 131-135.

Calzadilla-Tomianovich MH, Cayola L. (2006). Estructura y composición florística de un bosque amazónico de pie de monte, Área Natural de Manejo Integrado Madidi, La Paz– Bolivia. *Ecología en Bolivia* 41: 117-129.

Camarero JJ, Gutiérrez E. (1999). Structure and Recent Recruitment at Alpine Forest-Pasture Ecotones in the Spanish Central Pyrenees. *Écoscience* 6: 451-464.

Campos, C. K. y Gutiérrez, L. C. (2013). Actividad estrogénica del extracto hidroalcohólico del fruto de aguaje *Mauritia flexuosa* L.f. en ratas ovariectomizadas. *Revista Peruana de Investigación Materna Perinatal* 13(2):14-8.

Cardoso, D., SaÈrkinen, T., Alexander, S., Amorim, A. M., Bittrich, V., Celis, M., et al. (2017). Amazon plant diversity revealed by a taxonomically verified species list. *Proceeding of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 114, 10695-10700.

- Cintra, R., Ximenes A.C., Gondim, F. and K.S. Marcela. (2005). Forest spatial heterogeneity and palm richness, abundance and community composition in Terra Firme forest, Central Amazon. *Brazilian Journal of Botany* 28(1):75-84.
- Clinebell, R. R., O. L. Phillips, A. H. Gentry, N. Stark, Nellie and H. Zuuring. (1995). Prediction of neotropical tree and liana species richness from soil and climatic data. *Biodiversity and Conservation* 4(1):56-90.
- Caro-Caro, C. y Torres-Mora, M. A. (2015). Servicios ecosistémicos como soporte para la gestión de sistemas socioecológicos: aplicación en agroecosistemas. *Orinoquia* 19(2): 237-252.
- Carvalho, J. y C. Muller. 2005. Biometria e rendimento percentual de polpa de frutas nativas da Amazônia. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, Comunicado Técnico, 139.
- Casanova, M. T. y Brock M. A. (2000). How do depth, duration and frequency of flooding influence the establishment of wetland plant communities? *Plant Ecology* 147: 237-250.
- Case, C., Lares, M., Palma, A., Brito, S. and Pérez, E. (2007). Blood glucose and serum lipid levels in the Venezuelan Warao tribe: Possible relationship with moriche fruit (*Mauritia flexuosa* L.) intake. *Nutrition, Metabolism & Cardiovascular Diseases*, 17:1-2.
- Chao, A., Chazdon, R. L., Colwell, R. K., y Shen, T. (2005). Un nuevo método estadístico para la evaluación de la similitud en la composición de especies con datos de incidencia y abundancia. In Halffter, G., Soberón, J., Koleff, P., y Melic, A. (Eds.), *Sobre Diversidad Biológica. El significado de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma* (pp. 85-95). Gorfi, España.
- Chao, A., Chiu, C. H. & Hsieh, T. C. (2012). Proposing a resolution to debates on diversity partitioning. *Ecology*, 93, 2037-2051.
- Chave J, Réjou-Méchain M, Búrquez A, Chidumayo E, Colgan MS, Delitti WB, Duque A, Eid T, Fearnside PM, Goodman RC, HenryM, Martínez-Yrizar A, Mugasha WA, Muller-Landau HC, Mencuccini M, Nelson BW, Ngomanda A, Nogueira EM, Ortiz-Malavassi E, Pélissier R, Ploton P, Ryan CM, Saldarriaga JG, Vieilledent G. (2014). Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology* 20: 3177-3190.
- Chávez, A. (2014). Situación actual de una plantación de *Mauritia flexuosa* "aguaje" L. f. en suelos de restinga baja en Puerto Almendras, Loreto. Tesis Tesis para optar el Título de Ingeniero Forestal. Universidad Nacional de la Amazonía Peruana. 68pp.
- Chazdon, R. L., Colwell, R. K., Denslow, J. S., & Guariguata, M. R. (1998). Statistical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary and secondary rain forests of NE Costa Rica. In: Dallmeier, F., & Comiskey, J. A. (Eds.), *Forest biodiversity research, monitoring and modeling: conceptual background and Old-World case studies* (pp. 285-309). Parthenon Publishing. París.
- Colwell RK. & Coddington J.A. (1994). Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 345:101-118.
- Colwell RK, Chao A, Gotelli NJ, Lin SY, Mao CX, Chazdon RL, Longino JT. (2012). Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology* 5: 3-21.
- Colwell RK. (2013). EstimateS 9.1: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Storrs: University of Connecticut.

COP (Conferencia de las Partes Contratantes en la Convención de Ramsar sobre los Humedales). (2018). Resolución XIII. Orientaciones para identificar turberas como Humedales de Importancia Internacional (sitios Ramsar) para la regulación del cambio climático mundial como argumento adicional a los criterios existentes de Ramsar.

Costa, F. R. C., Guillaumet, J. L., Lima, A. P., & Pereira, O. S. (2008). Gradients within gradients: the mesoscale distribution patterns of palms in a central Amazonian forest. *Journal of Vegetation Science*, 20, 69-78.

Crump, J. (Ed.) (2017). *Smoke on Water – Countering global threats from peatland loss and degradation. A UNEP Rapid Response Assessment.* United Nations Environment Programme and GRID-Arendal, Nairobi and Arendal,

Curtis, J. T., & McIntosh, R. P. (1950). The interrelations of certain analytic and synthetic of phytosociological characters. *Ecology*, 31, 434–455.

González-Ramírez, M., Zaragoza-Caballero, S., y Pérez-Hernández, C. X. (2017). Análisis de la diversidad de Coleoptera en el bosque tropical caducifolio en Acahuizotla, Guerrero, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88, 381-388.

De Rosso V. V. and Mercadante, A. Z. (2007). Identification and Quantification of Carotenoids, By HPLC-PDA-MS/MS, from Amazonian Fruits. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 55(13):5062 -5072

Dietz, J., Dempewolf, J., Börner, A., Mette, T., Perisutti, A., & Zimmermann, R. (2003). Ecological Classification of Pristine Premontane Vegetation in the Alto Mayo Valley, Peru. *Lyonia*. 3, 73-82.

Diniz-Filho, J. A. F., Loyola R. D., Raia P., Mooers A. O., & Bini, L. M. (2013). Darwinian shortfalls in biodiversity conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 28, 689-695.

Donoso, I., Schleuning, M., García, D. and J. Frund. (2017) Defaunation effects on plant recruitment depend on size matching and size trade-offs in seed-dispersal networks. *Proc. R. Soc. B* 284:1-10.

Draper FC, Roucoux KH, Lawson IT, Mitchard ETA, Honorio ENH, Lähteenoja O, Torres LM, Valderrama ES, Zarate R, Baker TR. (2014). The distribution and amount of carbon in the largest peatland complex in Amazonia. *Environmental Research Letters* 9: 1-12.

Draper, F. C., Coronado, E. N. H., Roucoux, K. H., Lason, I. T., Pitman, N. C., Fine, P. V., Phillips, O. L., Montenegro, L. A. T., Sandoval, E. V., Mesones, I., & García-Villacorta, R. (2018). Peatland forests are the least diverse tree communities documented in Amazonia but contribute to high regional beta-diversity. *Ecography*, 41, 1-14.

Drucker, D. P., Costa, F. R. C., & Magnusson, W. E. (2008). How wide is the riparian zone of small streams in tropical forests? A test with terrestrial herbs. *Journal of Tropical Ecology*, 24 ,65-74.

Eiserhardt, W. L., Svenning, J. C., Kissling, W. D. y Balslev, H. (2011). Geographical ecology of the palms (Arecaceae): determinants of diversity and distributions across spatial scales. *Annals of Botany*, 108, 1391-1416.

Emilio, T., Quesada, C. A., Costa, F. R. C., Magnusson, W. E., Schiatti, J., Feldpausch, T. R., Brienen, R. J. W., Baker, T. R., Chave, J., Álvarez, E., Araújo, A., Bánki, O., Castilho, C. V., Honorio, C. E. N., Killeen, T. J., Malhi, Y., Oblitas-Mendoza, E. M., Monteagudo, A., Neill, D.,

Alexander- Parada, G., Peña-Cruz, A., Ramirez-Angulo, H., Schwarz, M., Silveira, M., Ter Steege, H., Terborgh, J. W., Thomas, R., Torres-Lezama, A., Vilanova, E. y Phillips, O. L. (2014). Soil physical conditions limit palm and tree basal area in Amazonian forests. *Plant Ecology and Diversity*, 7, 215-229.

Endara, A., Franco, S., Nava, G., Valdez, J., & Fredericksen, T. (2012). Effect of human disturbance on the structure and regeneration of forests in the Nevado de Toluca National Park, Mexico. *Journal of Forestry Research*, 23, 39-44.

Endress, B. A., Horn, C. M. y Gilmore, M. P. (2013). *Mauritia flexuosa* palm swamps: composition, structure and implications for conservation and management. *Forest Ecology Management*, 302, 346-353.

Evans, C. D., Page, S. E., Jones, T., Moore, S., Gauci, V., Laiho, R., Hruska, J., Allott, T. E. H., Billett, M. F., Tipping, E., Freeman, C. y Garnett, M. H. (2014). Contrasting vulnerability of drained tropical and high-latitude peatlands to fluvial loss of stored carbon, *Global Biogeochem. Cycles*, 28, 1215–1234.

Ervik, F. (1993). Notes on the phenology and pollination of the dioecious palms *Mauritia flexuosa* (Calamoideae) and *Aphandra natalia* (Phytelephantoideae) in Ecuador. In: Barthlott, W.; Naumann, C.M.; Schmidr-Loske, K.Schuchmann, K.L. (eds.), *Animal-plant interactions in tropical environments*. Zoologisches Forschungsinstitut und Museum Alexander Koenig, Bonn. 7-12.

Fagundes NCA & Ferreira EF. (2016). Veredas (*Mauritia Flexuosa* palm swamps) in the Southeast Brazilian savanna: Floristic and structural peculiarities and conservation status. *Neotropical Biology and Conservation* 11: 178-183.

Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34, 487–515.

Fajardo, A., Veneklaas, E., Obregon, S., y Beaulieu, N. (1999). Los bosques de galería. Guía para su apreciación y su conservación. Centro Internacional de Agricultura Tropical. Cali, Colombia.

Freitas, A. L., E. A. Otárola, D. T. del Castillo, C. B. Linares, P. D. Martínez y G. A. Malca. (2006). Servicios ambientales de almacenamiento y secuestro de carbono del ecosistema aguajal en la Reserva Nacional Pacaya Samiria, Loreto - Perú. Documento Técnico No.29.

Freitas, L., y H. Flores. (2015). Condición silvicultural de la palmera *Mauritia flexuosa* l.f. en el ecosistema “aguajal” de Parinari, Loreto, Perú. *Folia Amazónica*, 24, 155-162.

Fujiyoshi, R., Satake, Y., Sato, T., Sumiyoshi T., Dietz, J., & Zimmermann, R. (2009). Natural and anthropogenic consequences of tropical forest soils in Northern Peru using environmental radionuclides as radiotracers. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 279, 509-518.

Galeano A, Urrego L. E., Sánchez, M. y Peñuela, M. C. (2015). Environmental drivers for regeneration of *Mauritia flexuosa* L.f. in Colombian Amazon swamp forest. *Aquatic Botany* 123: 47-53.

García-Montiel DC. (2002). El legado de la actividad humana en los bosques neotropicales contemporáneos. In: Guariguata MR, Kattan GH, eds. *Ecología y Conservación de Bosques Neotropicales*. EULAC–GTZ, Costa Rica. pp. 97–116. ISBN: 9968-801-11-9

Gelmi-Candusso, T.A., Eckhard, W.H. and K. Heer. (2017). Effects of zoochory on the spatial genetic structure of plant populations. *Molecular Ecology* 00:1-15.

Gentry AH, Ortiz R. (1993). Patrones de Composición Florística en la Amazonía Peruana. Amazonía Peruana. In: Kalliolla R, Puhakka M, Danjoy W, eds. Vegetación húmeda tropical en el llano subandino. Proyecto Amazonia Universidad de Turku (PAUT) y Oficina Nacional de Evaluación de Recursos Naturales (ONERN), pp. 155-166.

Gilmore MP, Endress BA, Horn CM. (2013). The socio-cultural importance of *Mauritia flexuosa* palm swamps (aguajales) and implications for multi-use management in two Maijuna communities of the Peruvian Amazon. *Journal Ethnobiology and Ethnomedicine* 9: 9-29.

Gloor M, Brienen RJW, Galbraith D, Feldpausch TR, Schöngart J, Guyot JL, Espinoza JC, Lloyd J, Phillips OL. (2013). Intensification of the Amazon hydrological cycle over the last two decades. *Geophysical Research Letters* 40: 1729-1733.

González, A., J. Vilcarromero, G. Chuquival y R. Vargas. 2006. Colección y evaluación de germoplasma de (*Mauritia flexuosa*) aguaje en la Amazonía peruana. *Folia Amazónica* 15:(1-2).
González-Boscán VC. (1987). Los morichales de los Llanos Orientales un enfoque ecológico. Venezuela, Caracas. ISBN: 980-259-167-X.

González-Boscán VC, Rial A. (2013). Terminología y tipos de agrupación de *Mauritia flexuosa* según el paisaje. In: Lasso CA, Rial A, González-Boscán VC, eds, VII. Morichales y canangunchales de la Orinoquia y Amazonia: Colombia - Venezuela. Parte I. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, pp. 75-84. ISBN: 978-958-8343-86-0

Goodman RC, Phillips OL, del Castillo DT, Freitas L, Tapia SC, Monteagudo A, Baker TR. (2013). Amazon palm biomass and allometry. *Forest Ecology and Management* 310 994-1004.

Gotelli, N. J., & Colwell, R. K. (2001). Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4, 379-91.

Goulding, M. and N. Smith. (2007). Palmeras. Centinelas de la conservación de la naturaleza. ACCA, ACA, Lima.

Grandjouan, O., Hidalgo, L., Apaéstegui, J., Baby, P., Cochonneau, G., Condori, E., Carlo, J. E., Fraizy, P., Huaman, D., Jourde, H., Mazzilli, N., Morera, S., Peña, F., Renou, F., Robert, X., Santini, W., Sifeddine, A., y Guyot, J. L. (2017). Las resurgencias del Alto Mayo (San Martín, Perú): estudio hidrológico sobre un karst tropical andino-amazónico. Volumen Jubilar, 8, 83-96.

Gumbricht, T., Roman-Cuesta, R. M., Verchot, L., Herold, M., Wittmann, F., Householder, E. y Murdiyarso, D. (2017). An expert system model for mapping tropical wetlands and peatlands reveals South America as the largest contributor. *Global Change Biology*, 23, 3581-3599.

Gurrutxaga MSV, Lozano PJV. (2006). Efectos de la fragmentación de hábitats y pérdida de conectividad ecológica dentro de la dinámica territorial. *Polígonos Revista de Geografía* 16: 35-54.

Hammer, O., Harper D. A. T., y Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological Statistic software package for education and data analysis. *Paleontologia Electronica*, 4, 9-41.

Henderson A. (1995). *The Palms of the Amazon*. Oxford University Press, New York, USA.

- Hergoualc'h, K., Gutiérrez-Vélez, V. H., Menton, M. y Verchot, L. V. (2017). Caracterización de la degradación de los pantanos de palmeras turbosos desde el espacio y sobre el terreno: Un estudio exploratorio en la Amazonia peruana. Documentos Ocasionales 179. Bogor, Indonesia: CIFOR.
- Hilario, R., & Toledo, J. (2016). Effects of climate and forest structure on palms, bromeliads and bamboos in Atlantic Forest fragments of Northeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 76, 834-844.
- Holm, J.A., Miller, C. and Jr. Cropper. (2008). Population dynamics of the dioecious Amazonian palm *Mauritia flexuosa*: Simulation analysis of sustainable harvesting. *Biotropica* 40(5):550-558.
- Honorio CE, Vega AJ, Corrales MN. (2015). Diversidad, estructura y carbono de los bosques aluviales del noreste peruano. *Folia Amazónica* 24: 55-70.
- Hoorn, C., Wesselingh, P., Ter Steege, H., Bermudez M. A., Mora, A., Sevink, J., Sanmartín, I., Sanchez-Meseguer, A., Anderson, C. L., Figueiredo, J. P., Jaramillo, C., Riff, D., Negri, F. R., Hooghiemstra, H., Lundberg, J., Särkinen, T., & Antonelli, A. (2010). Amazonia through time: Andean uplift, climate change, landscape evolution and biodiversity. *Science*, 330, 927-931.
- Horn CM, Gilmore MP, Endress BA. (2012). Ecological and socio-economic factors influencing aguaje (*Mauritia flexuosa*) resource management in two indigenous communities in the Peruvian Amazon. *Forest Ecology Management* 267: 93-103.
- Householder, J.E., Janovec, J.P., Tobler, M.W., Page, S., & Lähteenoja, O. (2012). Peatlands of the Madre de Dios river of Peru: Distribution, geomorphology, and habitat diversity. *Wetlands*, 32, 359-68.
- Hoyos, F. J. (1992). Palma moriche (*Mauritia flexuosa* L.f.). *Natura* 94: 18-23
- IAAP [Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana]. (2006). Servicios ambientales de almacenamiento y secuestro de carbono del ecosistema aguajal en la Reserva Nacional Pacaya Samiria, Loreto-Perú. Documento Técnico N° 29.
- Jiménez-Valverde, A., y Hortal, J. (2003). Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología*, 8, 151-161.
- Jordano P, Garcia C, Godoy JA, Garcia-Castano JL. (2007). Differential contribution of frugivores to complex seed dispersal patterns. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA* 104: 3278–3282
- Jordano, P., Galetti, M., Pizo, M.A. and W.E. Silva. (2006). Ligando Frugivoria e Dispersão de Sementes à Biologia da Conservação, In C.F. Duarte, H.G. Bergallo, M.A. Dos Santos, A.E. Va (eds.). *Biologia da conservação: essências*. Rima, São Paulo, Brasil. pp. 411-436.
- Junk, W. J. (1989). Flood tolerance and tree distribution in central Amazonian floodplains. In: Holm-Nielsen L. B., Nielsen I. C., Balslev, H. (Eds), *Tropical forests: botanical dynamics, speciation and diversity* (pp 47-64). Academic, London,
- Krebs CJ. (1999). *Ecological Methodology*, 2nd Edition. Pearson Education (US). ISBN: 0321021738

Kalliola, R., Puhakka, M., Salo, J., Tuomisto, H. y Ruokolainen, K. (1991). The dynamics, distribution and classification of swamp vegetation in Peruvian Amazonia. *Annales Botanici Fennici* 28: 225-239.

Khorsand, R. R., Barbosa, R. I. y Koptur, S. (2013). How do habitat and climate variation affect phenology of the Amazonian palm, *Mauritia flexuosa*? *Journal of Tropical Ecology* 29(3):255-259.

Köchy, M., Hiederer, R. y Freibauer, A. (2015). Global distribution of soil organic carbon - Part 1: Masses and frequency distributions of SOC stocks for the tropics, permafrost regions, wetlands, and the world. *SOIL*,1,351-365.

Lähteenoja O, Ruokolainen K, Schulmanw L, Oinonenz M. (2009). Amazonian peatlands: an ignored C sink and potential source. *Global Change Biology* 15: 2311-2320.

Lähteenoja, O., & Page, S. (2011). High diversity of tropical peatland ecosystem types in the Pastaza-Marañón basin, Peruvian Amazonia, *Journal of Geophysical Research*, 116, 1-14.

Layza, C., V. Gonzáles y J. R. Terán. (2018). La deforestación y el cambio climático en la provincia de San Martín periodo: 1973 al 2014. *Ciencia y Tecnología*14(2):19-30.

Lamprecht (1990). *Silvicultura en los Tropicos: los ecosistemas forestales en los bosques tropicales y sus especies arboreas; posibilidades y metodos para un aprovechamiento sostenido.* (GTZ) GMBH, Eschborn, Alemania.

Leal, A. F. (2005). *Condições do extrativismo e aproveitamento das frutas nativas da microrregião de Teresina – Piauí.* Teresina: Tesis de Maestría Universidade Federal do Piauí, Brasil. 93 p.

León B, Pitman N, Roque J. (2006). Introducción a las plantas endémicas del Perú. *Revista peruana de biología*. 132: 9-22. ISSN 1561-0837

Llerena C, Yalle S. (2014). Los servicios ecosistémicos en el Perú. *Xilema* 27: 62-75.

Lopes M.S. (2016). *Florística e fitossociologia em floresta ripária de Cerrado na Estação Ecológica de Uruçuí-Una, Piauí, Brasil.* PhD Thesis. Universidade Estadual de Maringá.

Luize, B. G., Magalhães, J. L. L., Queiroz, H., Lopes, M. A., Venticinque, E. M., Leão de Moraes Novo, E. M. et al., (2018). The tree species pool of Amazonian wetland forests: Which species can assemble in periodically waterlogged habitats? *PLoS ONE*, 13, 1-13.

Magurran, A. E. (2004). *Measuring biological diversity.* Blackwell Publishing, Oxford, U.K.

Manfio, C. E., S. Y. Motoike, C. E. M. Santos, L. D. Pimentel, V. Queiroz and A. Y. Sato. (2011). Repetibilidade em características biométricas do fruto de macaúba. *Ciência Rural* 41(1):71-76.

Mangwale K, Shackleton CM, Sigwela A. (2017). Changes in forest cover and carbon stocks of the coastal scarp forests of the Wild Coast, South Africa. *Southern Forests* 79: 305-315.

Maronna R., D. Martin and V. Yohai. (2006). *Robust Statistics: Theory and Methods.* John Wiley Sons New York, NY, USA. 436 p.

Mccune, B., & Grace., J. B. (2002). *Analysis of Ecological Communities.* Gleneden Beach, MJM Software Designs.

- MEA (Millennium Ecosystem Assessment). (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC.
- Melack, J. M. y Hess, L. L. (2010). Remote sensing of the distribution and extent of wetlands in the Amazon basin. In: Junk, W. J., Piedade, M. T. F., Wittmann, F., Schöngart, J., & Parolin, P. (Eds.), *Amazonian floodplain forests* (pp. 43-59). Springer.
- Mendes F. N., Valente R. M., Rêgo, M. M. C. and Esposito M. C. (2017). Reproductive phenology of *Mauritia flexuosa* L. (Arecaceae) in a coastal restinga environment in northeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 77(1)29-37.
- Mijangos-Hernández AI, Rojas-García F, Benavides H. (2014). Estimación del contenido y captura de carbono en la biomasa arbórea del Bosque de San Juan de Aragón, Distrito Federal. In: Paz PF, Wong GJ, eds. *Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México: Síntesis a 2014*. Programa Mexicano del Carbono. pp: 165-171.
- MINAM [Ministerio del Ambiente]. (2015). *Mapa nacional de cobertura vegetal: memoria descriptiva*. Dirección General de Evaluación, Valoración y Financiamiento del Patrimonio Natural, Lima, Perú. 108 p.
- MINAGRI (Ministerio de Agricultura y Riego). (2018). *Informe de Coyuntura Arroz 2001-2017*.
- Moegenburg, S. and D. Levey. (2003). Do frugivores respond to fruit harvest? An experimental study of short - term responses. *Ecology* 84(10):2600–2612.
- Morisita, M. (1959). Measuring of the dispersion of individuals and analysis of the distributional patterns. *Memoirs of the Faculty of Science*, 2, 5-23.
- Montufar, R., & Pintaud, J. C. (2006). Variation in species composition, abundance and microhabitat preferences among western Amazonian terra firme palm communities. *Botanical Journal of Linnean Society*, 151, 127-140.
- Mulato J. C. S. (2018). *Evaluación de la variación morfométrica de frutos de Mauritia flexuosa L.f (Arecaceae) en tres poblaciones silvestres de la Orinoquia colombiana*. Tesis. Universidad de la Salle, Colombia, 63 p.
- Murdiyarsa, D., Kauffman, J. B., & Verchot, L. B. (2013). Climate change mitigation strategies should include tropical wetlands, *Carbon Management*, 4, 491-499.
- Oficina Nacional de Evaluación de Recursos Naturales (ONERN) (1983). *Inventario y evaluación semidetallada de los recursos de suelos, forestales y uso actual de la tierra de la Cuenca alta del Rio Mayo (Sector Rio Tumbaro – Rio Avisado)*.
- Nebel, G., Kvist, L. P., Vanclay, J. K., Christensen, H., Freitas, L., et al., (2001). Structure and floristic composition of flood plain forests in the Peruvian Amazon: I. Overstorey. *Forest Ecology and Management*, 150, 27-57.
- Oksanen J, Blanchet FG, Kindt R, Legendre P, Minchin PR, O'Hara RB, Simpson GL, Solymos P, Stevens MHH, Wagner H. (2016). *vegan: Community ecology package*. <<https://cran.r-project.org/package=vegan>>
- Page, S. E., Rieley, J. O., & Banks, C. J. (2011). Global and regional importance of the tropical peatland carbon pool. *Global Change Biology*, 17, 798-818.

- Palminteri, S., Powekk, G. V. N., & Peres, C. A. (2011). Regional-scale heterogeneity in primate community structure at multiple undisturbed forest sites across south-eastern Peru. *Journal of Tropical Ecology*, 27, 181-194.
- Parolin, P., Wittmann, F., & Schongart, J. (2010). Tree phenology in Amazonian floodplain forests. In: Junk, W. J., Piedade, M. T. F., Wittmann, F., Schöngart, J., & Parolin, P. (Eds.), *Amazonian floodplain forests* (pp. 105-126). Springer.
- PEAM [Proyecto Especial Alto Mayo]. (2004). *Boletín Meteorológico e Hidrológico del Alto Mayo, 1996-2004*. Moyobamba, Región San Martín, Perú.
- Pereira, D., Schröder, T., Chies, J., Zanchetti, F. and F. Dimas. (2015). Influence of plot size on distribution analyses and effects of altitude on spatial patterns of palm heart in Submontane Tropical Rainforest, Ibirama, Brazil. *Bosque* 36: 323-329.
- Phillips, O. L., Vargas, P. N., Monteagudo, A. L., Cruz, A. P., Zans, M. E. C., Sánchez, W. G., Yli-Halla, M., & Rose, S. (2003). Habitat association among Amazonian tree species: a landscape approach. *Journal of Ecology*, 91, 757-775.
- Pintaud, J.C., Galeano, G., Balslev, H., Bernal, R., Borchsenius, F., Ferreira, E., de Granville, J.J. Mejía, K., Millán, B., Moraes, M., Noblick, L. and F.W. Stauffer. (2008). Las palmeras de América del Sur: diversidad, distribución e historia evolutiva. *Revista Peruana de Biología*, 15(1):7-30.
- Pires, A.S. and M. Galetti. 2012. The agouti *Dasyprocta leporina* (Rodentia: Dasyproctidae) as seed disperser of the palm *Astrocaryum aculeatissimum*. *Mastozoología Neotropical* 19: 147-153.
- Pitman, N., Terborgh, J., Silman, M. R., & Nuñez, P. (1999). Tree species distributions in an upper Amazonian forest. *Ecology*, 80, 2651-2661.
- Pitman NC, Andino JEG, Aulestia M, Cerón CE, Neill DA, Palacios W, Rivas-Torres G, Silman MR, Terborgh JW. (2014). Distribution and abundance of tree species in swamp forests of Amazonian Ecuador. *Ecography* 37: 902-915.
- Pizo, M.A. (2004). Frugivory and habitat use by fruit-eating birds in a fragmented landscape of southeast Brazil. *Ornitología Neotropical* 15: 117-126.
- Ponce, M. E., Stauffer, F., Olivo, M. L. y Ponce, M. (2000). *Mauritia flexuosa* L.f. (Arecaceae) una revisión de su utilidad y estado de conservación en la cuenca amazónica con especial énfasis en Venezuela. *Acta Botánica Venezuelica*, 23, 19-46.
- Posada, S. y Gómez, R. B. (2012). Posibilidades de penetración al mercado colombiano con alimentos funcionales. *Escuela de Ingeniería de Antioquia*. 90 pp.
- Quaresma, A. C., Piedade, M. T. F., Oliveira, Y. F., Wittmann, F., & ter Steege, H. (2017). Composition, diversity and structure of vascular epiphytes in two contrasting Central Amazonian floodplain ecosystems. *Acta Botânica Brasílica*, 31, 686-697.
- Quinteros, Y. M., Roca, F. y Quinteros, V. (2016). Ecología, uso y conservación de los aguajales en el Alto Mayo, San Martín. Un estudio sobre las concentraciones de *Mauritia flexuosa* en la selva peruana. En: Lasso C, Colonnello G, Moraes M, eds. *Morichales, Cananguchales y otros palmares inundables de Suramérica Parte II*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, pp. 265-283.

R Core Team (2016). *A Language and Environment for Statistical Computing*, Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, URL <https://www.R-project.org/>.

Ramírez-Chaves, H.E., Chaves-Salazar, J.M. and R.H. Mendoza-Escobar. (2002). Nuevo registro del lobo de páramo *Lycalopex culpaeus* (Mammalia: Canidae) en el suroccidente de Colombia con notas sobre su distribución en el país.

Richardson, J. E., Pennington, R. T., Pennington, T. D., & Hollingsworth, P. M. (2001). Rapid diversification of a species-rich genus of neotropical rain forest trees. *Science*, 293, 2242–2245.

Ríos, S., Liza, R., Smith, R. Ch. y Montes, M. R. (2018). Deforestación en el noroeste de la Amazonía peruana. 230 pp.

Roberts, C.W., Pierce, B.L., Braden, A.W., Lopez, R.R., Silvy, N.J., Frank, P.A. and D. Ransom, Jr. (2006). Comparison of Camera and Road Survey Estimates for White-Tailed Deer *Journal of Wildlife Management*, 70(1):263-267.

Rocha, L., M. Gomes, J. Da Silva, W. Silva, P. Queiroz and L. Serrao. (2011). Genetic diversity in natural populations of Buriti (*Mauritia flexuosa* L.f.). *Crop Breeding and Applied Biotechnology*, 11:216-223.

Rodrigues, L. F., Cintra, R., Castilho, C. V., Pereira, O. S., & Pimentel, T. P. (2014). Influences of forest structure and landscape features on spatial variation in species composition in a palm community in central Amazonia. *Journal of Tropical Ecology*, 30, 565-578.

Rojas-Robles, R., Stiles, F.G. and Y. Muñoz-Saba. (2012). Frugivoría y dispersión de semillas de la palma *Oenocarpus bataua* (Arecaceae) en un bosque de los Andes colombianos. *Rev. Biol. Trop.* 60(4):1445-1461.

Romero, A. B., Martins, M. D., Nunes, P. H., Ferreira, N. R., Brito, A. K., Cunha, P. F., Lima, A. D., Assis, R.C. & Araújo, E. M. (2015). In vitro and in vivo antioxidant activity of buriti fruit (*Mauritia flexuosa* L.f.). *Nutrition Hospitalaire* Nov 32(5):2153-61.

Roucoux KH, Sason LIT, Jones TD, Baker TR, Coronado EH, Gosling WD, Lähteenoja O. (2013). Vegetation development in an Amazonian peatland. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 374: 242-255.

Ruokolainen, K., Schulman, L., & Tuomisto, H. (2001). On Amazon peatlands. *IMCG Newsletter*.

Sanderson, J. and G. Harris. (2012). Automatic data organization, storage, and analysis of camera trap pictures. *Small Wild Cat Conservation Foundation*. US.

Sampaio, M. B., I. B. Schmidt and I. B. Figueiredo. (2008). Harvesting Effects and Population Ecology of the Buriti Palm (*Mauritia flexuosa* L.f., Arecaceae) in the Jalapão Region, Central Brazil. *Economic Botany* 62:171-181.

Sánchez, A. F., y Herrera, I.T. (1998). *Geología de los cuadrangulos de Moyobamba, Juanjui y Saposoa*. Ingemet, Perú.

Servicio Nacional de Hidrología y Meteorología (SENAMHI, 2014). *Datos Meteorológicos de las estaciones climáticas de la región San Martín*.

- Silva, P. (2009). *Orthopsittaca manilata* (Boddaert, 1783) (aves: Psittacidae): abundancia e atividade alimentar em relação à frutificação de *Mauritia flexuosa* L. f. (Arecaceae) numa vereda no Triângulo Mineiro. Tesis para la obtención del título de Mestre em Ecología e Conservação de Recursos Naturais. Universidade Federal de Uberlândia.
- Silvius, K. M. y Fragoso, J. M. V. (2002). Pulp handling by vertebrate seed dispersers increases palm seed predation by bruchid beetles in the northern Amazon. *Journal of Ecology*, 90, 1024-1032.
- Siqueira, C., Bahia, G. A., De Tarso, A. P. & Pontes, R. S. (2012). Annual and Seasonal Changes in the Structure of Litter-Dwelling Ant Assemblages (Hymenoptera: Formicidae) in Atlantic Semideciduous Forests. *Psyche*, Article ID 959715, 12 pp.
- Slade, E. M., Mann, D. J., Villanueva, J. F., & Lewis, O. T. (2007). Experimental evidence for the effects of dung beetle functional group richness and composition on ecosystem function in a tropical forest. *Journal of Animal Ecology*, 76, 1094-104.
- Smith A. L., Blanchard W., Blair D., McBurney L., Banks S., Driscoll D. A., & Lindenmayer D. B. (2016). The dynamic regeneration niche of a forest following a rare disturbance event. *Diversity and Distributions*. 22, 457-467.
- Soininen, J., McDonald, R., & Hillebrand, H. (2007). The distance decay of similarity in ecological communities. *Ecography*, 30, 3-12.
- Sokal, R. R., & Rohlf, F.G. (1995). *Biometry*, 3rd ed. Freeman Co., New York.
- Spera M., Cunha R. and J. Teixeira. (2001). Quebra de dormência, viabilidade e conservação de sementes de buriti (*Mauritia flexuosa*). *Pesquisa Agropecuária*
- Spironelo, W.R. (1991). A importância dos frutos de palmeiras (Palmae) na dieta de um grupo de *Cebus apella* (Cebidae, Primates) na Amazonia Central. Pp. 285-296. In: Rylands, A.B. e A. T. Bernardes (Eds.) *A Primatologia no Brasil Vol. 3*. Belo Horizonte. Fundação Biodiversitas.
- Storti, E. (1993). Biología floral de *Mauritia flexuosa* LIN. FIL, na região de Manaus, AM, Brasil. *Acta Amazônica* 23(4):71-381.
- Tilman, D., & Lehman, C. (2001). Human-Caused Environmental Change: Impacts on Plant Diversity and Evolution. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 98, 5433-5440.
- Ter Steege, H., et al. (120 More Authors) (2013). Hyperdominance in the Amazonian Tree Flora. *Science*, 342, 1243092.
- Toivonen, J. M., Suominen, L., Gonzáles-Inca, C. A., Trujillo, P. G., & Jones, M. M. (2017). Environmental drivers of vascular and non-vascular epiphyte abundance in tropical premontane cloud forests in Northern Peru. *Journal of Vegetation Science*, 28, 1198-1208.
- Toro, E. (2014). Fenología y producción de frutos de *Mauritia flexuosa* L. f. en cananguchales del sur de la amazonia colombiana. Tesis de Maestría Universidad Nacional de Colombia, Colombia, 109 p.
- Trujillo-González, J. M., Torres, M. A. M. y Santana, E. C. (2011). La palma de Moriche (*Mauritia flexuosa* L.f.) un ecosistema estratégico. *Orinoquia* 15: 62-70.

- Urrego, L.E., Galeano, A., Peñuela, M.C., Sánchez, M., Toro, E. (2016). Climate-related phenology of *Mauritia flexuosa* in the Colombian Amazon. *Plant Ecol.* 17: 1207-1218.
- Urrego, L. (2018). Cananguchales y manglares: humedales forestales de las zonas bajas tropicales, tan semejantes como contrastantes. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 42, 80-95.
- U.S. DEPARTMENT OF AGRICULTURE (USDA). (2016). Vasilas, L.M., Hurt, G.W. & Berkowitz, J.F. (eds.). *Field Indicators of Hydric Soils in the United States*.
- Vásquez-Ocmín, P., Sotero, V., Del Castillo, D., Freitas, L. y Maco, M. (2009). Diferenciación química de tres morfotipos de *Mauritia flexuosa* L. f. de la Amazonía peruana. *Revista Sociedad Química del Perú*, 75(3):320-328.
- Villalobos P.M. (1994). *Guilda de frugívoros asociada com buriti (Mauritia flexuosa: Palmae) numa vereda do Brasil central. Dissertação de mestrado. Universidade de Brasília. Brasília.*
- Villalobos, M.P. and M.A. Bagno. (2012). Avian frugivores feeding on *Mauritia flexuosa* (Arecaceae) fruits in Central Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 20(1):26-29
- Virapongse, A., Endress, B., Gilmore, M. P., Horn, C., & Romulo, C. (2017). Ecology, livelihoods, and management of the *Mauritia flexuosa* palm in South America. *Global Ecology and Conservation*, 10, 70-92.
- Wallace, K. J. (2007). Classification of ecosystem services: problems and solutions. *Biological Conservation* 139, 235-246.
- Wickham H. (2009). *ggplot2: elegant graphics for data analysis*. Springer, New York. ISBN: 978-0-387-98140-6
- Wittmann, F., Schongart, J., Montero, J. C., Motzer, T., Junk, W. J., Piedade, M. T. F., Queiroz, H. L., & Worbes, M. (2006). Tree species composition and diversity gradients in white-water forests across the Amazon Basin. *Journal of Biogeography*, 33, 1334-1347.
- XLSTAT (2017). *Data Analysis and Statistical Solution for Microsoft Excel*. Addinsoft, Paris, France.
- Young, K. R., & León, B. (2000). Biodiversity Conservation in Peru's Eastern Montane Forests. *Mountain Research and Development*, 20, 208-211.
- Zanne AE, Lopez-González G, Coomes DA, Ilic J, Jansen S, Lewis SL, Miller RB, Swenson NG, Wiemann MC, Chave J. (2009). Data from: Towards a worldwide wood economics spectrum.
- Zar JH. (1999). *Biostatistical analysis*. New Jersey, Prentice Hall.