



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS AGROPECUARIAS Y RECURSOS
NATURALES
INSTITUTO DE CIENCIAS AGROPECUARIAS Y RURALES

EFFECTO DE LA EXTRACCIÓN FORESTAL SOBRE LA ESTRUCTURA Y
REGENERACIÓN DEL BOSQUE DE *PINUS HARTWEGII* EN EL NEVADO DE
TOLUCA

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRA EN CIENCIAS AGROPECUARIAS Y RECURSOS NATURALES

PRESENTA:

LIC. EN. GEOG. LETICIA BERMÚDEZ RODRÍGUEZ

TUTOR ACADÉMICO:

DR. ANGEL ROLANDO ENDARA AGRAMONT

TUTORES ADJUNTOS

DR. OCTAVIO MONROY VILCHIS

DR. VÍCTOR ÁVILA ÅKERBERG

Abril de 2018

El Cerrillo Piedras Blancas, Toluca, Estado de México

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el otorgamiento de la beca nacional para el financiamiento de la Maestría, sin el cual no podría haber realizado mis estudios de posgrado.

A la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) por financiar el proyecto: “Estudios en materia ambiental del Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca” con número de registro 3668/2014E.

A la Comisión Estatal de Parques Naturales y de la Fauna (CEPANAF) y Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) por las facilidades otorgadas para poder acceder al Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca para poder llevar a cabo el trabajo de campo para la investigación.

A la Universidad Autónoma del Estado de México y al programa de Posgrado en Ciencias Agropecuarias y Recursos Naturales por las facilidades que me brindaron para poder ocupar un espacio dentro de sus instalaciones y poder llevar a cabo el trabajo de investigación todos estos años.

Al Instituto de Ciencias Agropecuarias y Rurales por haberme recibido y permitido utilizar sus instalaciones.

Al Dr. Ángel Rolando Endara Agramont por darme la oportunidad de aprender y crecer no solo en el ámbito académico sino también en el personal.

A los Drs. Octavio Monroy, Martha M Zarco González, Gabino Nava Bernal y Víctor Ávila Åkerberg por su tiempo y observaciones para mejorar el trabajo.

A todas las personas que tuve la fortuna de conocer y aprender de ellas en Bolivia.

A mis padres Alicia y Arnulfo, a mi hermana Eloísa por su apoyo y comprensión en todo momento.

A José Luis JP, Sandra PS, Dr. Angel EA, Dr. Cano y Dr. Angélica Olmos quienes me ayudaron a superar la parte más difícil y oscura de mi vida.

A todo el equipo de Alta montaña: Abigail, Alan, Cristian, Cristina, Denise, Fabiola, Giovanni, Martha, Paco, Sandy, Santiago y Toño. Por brindarme su amistad y experiencias.

GRACIAS A TODOS

SUMMARY	i
RESUMEN	ii
I. INTRODUCCIÓN	1
JUSTIFICACIÓN	3
HIPÓTESIS	4
OBJETIVOS	4
II. MARCO TEÓRICO	5
II.1 Comunidad forestal y aproximaciones	5
II.2 Extracción forestal	6
II.2.1 Corta a matarrasa	6
II.2.2 Extracción de arbolado maduro	7
II.2.3 Tala selectiva.....	7
II.3 Estructura forestal.....	7
II.4 Regeneración.....	8
II.4.1 Dinámica de la regeneración natural	8
II.4.2 Modos de regeneración	9
II.5 Descripción y distribución de <i>Pinus hartwegii</i>	10
II.5.1 Morfología y fenología.....	10
II.5.2 Requerimientos ambientales	11
II.5.3 Factores que intervienen en el establecimiento de la regeneración de <i>Pinus hartwegii</i>	11
III. MATERIALES Y MÉTODOS	13
III.1 Área de estudio	13
III.2 Ubicación de unidades de muestreo (UM).....	14
III.3 Ubicación de parcelas con extracción	15
III.4 Procedimiento de muestreo	16
III.5 Medición de variables: estructura y regeneración	17
III.6 Análisis estadístico	17
III.7 Análisis espacial puntual	18
IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	21
IV.1 Artículo científico	21
IV.2 Análisis de la distribución espacial de la estructura y su relación con los procesos de regeneración en zonas con evidencia de extracción	36
IV.2.1 Estructura horizontal y vertical	36

IV.2.2	Distribución espacial del arbolado	39
IV.2.3	Efectos de la formación de claros y parches de regeneración	41
V.	CONCLUSIONES GENERALES.....	44
	Referencias	46
	Anexo: Resultados resumen del análisis del promedio de vecinos más cercanos.....	55

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1.	Clasificación de individuos por categoría diamétrica.....	15
Cuadro 2.	Clasificación y cálculo del nivel de infestación por muérdago	15
Cuadro 3.	Datos estructurales y del dosel en sitios con extracción y su control	37
Cuadro 4.	Resultados del análisis del promedio del vecino más cercano	39

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.	Combinación de los mecanismos básicos de la sucesión y regímenes de perturbación..	5
Figura 2.	Distribución geográfica de <i>Pinus hartwegii</i> en México	10
Figura 3.	Localización del Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca.....	13
Figura 4.	Localización de unidades de muestreo	14
Figura 5.	Diseño de la unidad de muestreo	15
Figura 6.	Ubicación de parcelas con extracción.....	16
Figura 7.	Diseño de parcelas de muestro en zonas con extracción.....	16
Figura 8.	Para calcular la distancia media observada, la distancia del vecino más cercano de cada árbol es registrada	18
Figura 9.	Distribución donde se muestra la relación del valor de z y del valor de p	19
Figura 10.	Estructura horizontal y regeneración en ambas laderas representada por las curvas de ajuste polinomial de quinto grado.....	36
Figura 11.	Distribución de los árboles semilleros considerando todos los registros de lo largo del gradiente altitudinal.....	37
Figura 12.	Cambios de en la superficie de dosel antes y después de la extracción	38
Figura 13.	Esquema del decremento del radio del vecino más cercano	39
Figura 14.	Distribución espacial de los árboles, regeneración, tocones y cobertura de dosel en los sitios de muestreo	40

ÍNDICE DE FOTOS

Foto 1.	Delimitación de parcela de muestreo con cinta métrica	17
Foto 2.	Vista inferior del dosel en el sitio.....	41
Foto 3.	Regeneración distribuida y agrupada en parches en la ladera este control.....	41
Foto 4.	Daños por operaciones de extracción en LO-E.....	42
Foto 5.	Estructura residual después de la extracción por saneamiento	42

SUMMARY

The effect of forest extraction on the structure and regeneration of *Pinus hartwegii* forest at Nevado de Toluca protected area is analysed, establishing 1,835 sampling units (SU) in 17,633 ha of pine forest above 3,000 m a.s.l. in elevation, using the contour lines as forest access lines based on the transect method. Each SU was distributed systematically over transects at an equidistance of 200 m. The results indicate that the populations have an inverted J-shaped distribution curve, characteristic of primary forests with abundant regeneration grouped in patches (3600-3900 m a.s.l.), while the highest percentage of extraction occurs between 3800-3900 m a.s.l.

According to this, two plots of one hectare were established on the east slope, the first with evidence of extraction in the last year and the second, a control plot without apparent extraction, both with less than 10% slope. The same criteria were applied to establish two plots on the west slope. The results suggest that on a large scale, the extraction is mostly associated with presence of pests and parasitic plants (*Dendroctonus adjunctus* (Blandford) and *Arceuthobium vaginatum* (Willd. Presl.)), showing a normal frequency distribution and stimulating the established regeneration (east slope), however in areas with higher percentage of extraction (40 and 23%, west side) the most affected categories are 35 to 75 cm of DBH, as a result, the decrease of individuals belonging to the dominant and codominant strata affects the establishment of natural regeneration, which is non-existent on this slope.

Moreover, the spatial analysis using the index of the nearest neighbour showed that the areas without extraction have an open canopy. The distribution is grouped (trees and regeneration), product of the endogenous disturbances (falling trees and fires) and the historical extraction of the zone, while in areas with extraction the distribution is random.

This not only reduces canopy coverage but also reduces the number of potential seedling trees (included in the 40 to 75 cm DBH categories), thus making changes in environmental conditions and in the amount of seed production, fundamental factors for the success of the establishment and survival of regeneration.

RESUMEN

Se analiza el efecto de la extracción forestal sobre la estructura y regeneración del bosque de *Pinus hartwegii* del Nevado de Toluca, estableciendo 1,835 unidades de muestreo (UM) en 17,633 ha de bosque de pino por encima de la cota altitudinal de los 3,000 m s.n.m, utilizando las curvas de nivel como líneas de acceso al bosque con base en el método de transectos. Cada UM se distribuyó de forma sistemática sobre los transectos a una equidistancia de 200 m. Los resultados indican que las poblaciones tienen una curva de distribución en forma de J invertida, característica de los bosques primarios, con abundante regeneración agrupada en forma de parches (3600-3900 m s.n.m.), mientras que el mayor porcentaje de extracción se presenta entre los 3800-3900 m s.n.m.

Con base a lo anterior, se establecieron dos parcelas de una hectárea en la ladera este, la primera con evidencia de extracción en el último año y la segunda, un control sin extracción aparente, ambas en pendientes menores a 10%. Los mismos criterios se aplicaron para establecer dos parcelas en la ladera oeste. Los resultados sugieren que a una escala grande, la extracción está asociada en su mayoría al saneamiento por presencia de plagas y plantas parásitas (*Dendroctonus adjunctus* (Blandford) y *Arceuthobium vaginatum* (Willd. Presl.)), generando una distribución de frecuencias de tipo normal y favoreciendo la regeneración establecida (ladera este), sin embargo en zonas con mayor porcentaje de extracción (40 y 23%, ladera oeste) las categorías más afectadas son de 35 a 75 cm de DAP, por lo que la disminución de los individuos pertenecientes al estrato dominante y codominante afecta el establecimiento de regeneración natural, la cual es inexistente en esta ladera.

Por otra parte, el análisis espacial mediante el índice del vecino más cercano mostró que las zonas sin extracción presenta un dosel abierto. La distribución es agrupada (árboles y regeneración), producto de las perturbaciones endógenas (caída de árboles e incendios) y la extracción histórica de la zona, mientras que en zonas con extracción la distribución es aleatoria.

Esto no solo influye en la disminución de cobertura de dosel sino también reduce el número de individuos potenciales semilleros (comprendidos en las categorías de 40 a 75 cm de DAP), por lo tanto genera cambios en las condiciones ambientales y en la cantidad de producción de semilla, factores fundamentales para el éxito del establecimiento y supervivencia de la regeneración.

I. INTRODUCCIÓN

México cuenta con aproximadamente 64 millones de hectáreas de bosques de clima templado y selvas que abarcan el 32% del territorio nacional. Sin embargo, en las últimas décadas (1976-2011) se registró un aumento de la superficie fragmentada en bosques templados del 8.7% (SEMARNAT, 2014). Entre las principales problemáticas destacan la pérdida de cobertura forestal por incendios forestales, ataque de plagas y enfermedades y extracción (autorizada y no autorizada) (Torres-Rojo, 2004).

En el Estado de México, tan solo la superficie afectada por plagas y enfermedades, entre estos barrenadores, defoliadores, descortezadores y muérdago, durante el periodo que comprende 1990-2012, fue de 28,144 ha (CONAFOR, 2013). La incidencia de estos factores se observa con mayor intensidad en áreas forestales que no están bajo un manejo sistemático, o bien donde los usos no maderables o no tradicionales son muy escasos, incluyendo las Áreas Naturales Protegidas (ANP) (Torres-Rojo, 2004).

El ANP, Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca (APFFNT) alberga bosques de montaña (dominados por poblaciones de coníferas y latifoliadas), las cuales son fundamentales en la conservación de la diversidad, en la generación de recursos hidrológicos para los asentamientos humanos locales que se encuentran dentro del área y las zonas urbanas aledañas; y son esenciales para el complejo ecosistema global (Kräuchi *et al.* 2000). No obstante, estos bosques se encuentran sujetos a cambios importantes por factores como el clima, el uso de la tierra, procesos naturales y antrópicos de perturbación (Dale *et al.* 2001; Kulakowski *et al.* 2012).

En 2005, Regil estimó en el APFFNT una pérdida de cobertura forestal del 40% en los bosques de pino del durante el periodo 1972-2000 como resultado de la extracción selectiva, mientras que Endara-Agramont *et al.* (2014) identificó 106 brotes de descortezador. Ambos hechos involucran la extracción de los árboles infestados.

Si bien, estudios previos de la especie (Endara-Agramont, 2007; Murrieta-Hernández *et al.* 2014) caracterizan la estructura forestal en la que inciden diferentes perturbaciones (incendios y plagas), son escasos los trabajos (Ávila-Flores *et al.* 2012, 2014) que consideren la distribución espacial de las perturbaciones, y los efectos que tendrán en la regeneración el cambio de esta distribución espacial, más aún su relación con la apertura de claros.

El marco teórico de la investigación se ubica en las ideas actualmente dominantes sobre comunidades y ecosistemas, donde existe un cambio constante, producido por las perturbaciones (Terradas, 2001), las cuales también poseen inherentemente atributos espaciales, al igual que los objetos que son sujeto de perturbación. Por lo tanto, el análisis de los patrones espaciales pueden conservar una huella de procesos pasados, constituyendo un "archivo ecológico" del cual se puede recuperar

información sobre los procesos subyacentes (Wiegand et al. 2003; Grimm et al. 2005; McIntirey y Fajardo, 2009) y cómo éstos crearán una nueva dinámica. De tal manera que la gestión del conocimiento de las perturbaciones, de su legado (especialmente en las aplicaciones silviculturales), es imprescindible para la toma de decisiones oportunas.

En este contexto, este estudio busca responder a la pregunta de investigación: *¿Cuáles son los efectos de la extracción en la distribución espacial de la estructura y regeneración en poblaciones de Pinus hartwegii?*, para la cual se propuso el siguiente objetivo general: Analizar el efecto de la extracción forestal sobre la estructura y regeneración del bosque de *Pinus hartwegii* del Nevado de Toluca.

JUSTIFICACIÓN

El APFFNT presenta un deterioro de los recursos forestales. Estudios previos sobre la pérdida de cobertura forestal en bosques de pino muestran una reducción de la superficie de bosques densos del 59%, y un aumento de 154% y 101% de la superficie de los bosques semidensos y fragmentados respectivamente durante el periodo 1972-2000, principalmente por extracción intensiva y semi-intensiva con fines comerciales (Franco *et al.* 2006). Como resultado, la fragmentación ha propiciado la incidencia de plagas y plantas parásitas (el 53% de la superficie de bosque de pino se encuentra infestada por muérdago y descortezador) contribuyendo aún más a la extracción selectiva por actividades de saneamiento (Franco-Mass *et al.* 2010; Endara-Agramont *et al.* 2014).

El aumento de la frecuencia e intensidad de estas perturbaciones exigen un mayor conocimiento de los efectos de la extracción selectiva en la estructura forestal y la regeneración, en particular en la distribución y abundancia de los individuos por categoría diamétrica, que conforman el dosel superior e intermedio, necesario para regular las condiciones ambientales, así como la abundancia y distribución espacial de la regeneración que determinan la subsecuente dinámica del bosque.

En este sentido, analizar los cambios que presentan dichas variables proporcionará un punto de partida para direccionar las acciones y prácticas silvícolas encaminadas al manejo forestal sostenible.

HIPÓTESIS

La extracción selectiva en los bosques de pino del Nevado de Toluca ha provocado la reducción de la cobertura arbórea, la reducción del número de árboles por unidad de superficie y la disminución de individuos con cierta resistencia al ataque de plagas y plantas parásitas. Por lo anterior, la extracción tendrá un efecto directo sobre la distribución de la estructura horizontal y una reducción en la abundancia y el establecimiento de la regeneración natural, los cuales se manifiestan a través de su distribución espacial.

OBJETIVOS

Objetivo general

Analizar el efecto de la extracción forestal sobre la estructura y regeneración del bosque de *Pinus hartwegii* del Nevado de Toluca.

Objetivos particulares

- Identificar el efecto de la altitud sobre la estructura forestal y regeneración de las poblaciones de *Pinus hartwegii*.
- Analizar la distribución espacial de la estructura y su relación con los procesos de regeneración en zonas con evidencia de extracción de las poblaciones de *Pinus hartwegii*.

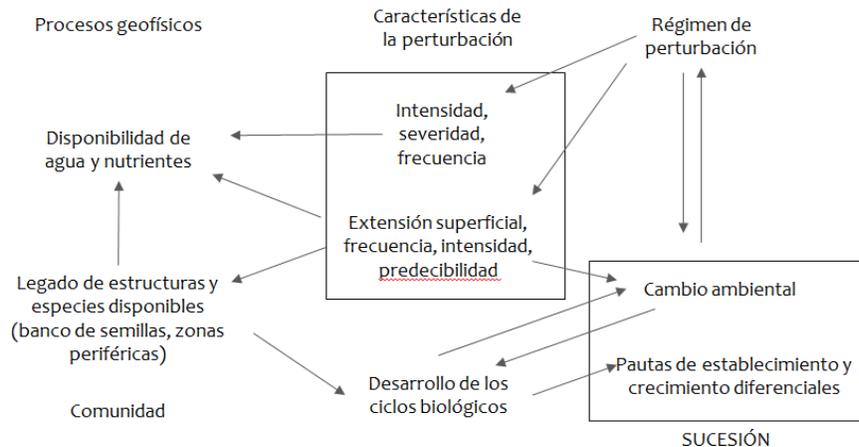
II. MARCO TEÓRICO

II.1 Comunidad forestal y aproximaciones

Un bosque es una comunidad biológica en la que predominan los árboles y otra vegetación leñosa (Spurr y Barnes, 1980). Algunas de las ideas actualmente dominantes sobre comunidades es que estas no son homogéneas, ni estáticas o se encuentran en equilibrio (Terradas, 2001). Este “dinamismo” está presente en las teorías clásicas de la ecología, una de ellas es la sucesión cuya primera exposición detallada se debe a Clements (1916), la cual señala que la dinámica de la vegetación es un complejo pero definido proceso universal, progresivo y ordenado, a través del cual la comunidad converge hacia un único estado estable que es el “clímax” bajo el control del clima regional.

Terradas (2001, p.42) resume las ideas de sucesión posteriores a Clements basadas en un modelo de no equilibrio, en el cual se conceptualiza a la “sucesión como un proceso histórico complejo, en el que interviene el azar, regido por diversos mecanismos (facilitación, pero también inhibición o tolerancia). No hay equilibrio final con el clima, el resultado depende del régimen de perturbaciones, de las especies disponibles y de sus características de ciclo de vida”, por lo tanto se hace “énfasis en el estudio de las respuestas a la perturbación y al estrés”. La figura 1 muestra cómo se relaciona la sucesión y los regímenes de perturbación.

Figura 1. Combinación de los mecanismos básicos de la sucesión y regímenes de perturbación



Fuente: West et al. (1981), modificado por Terradas (2001).

La aproximación anterior ha sido aplicada ampliamente en el estudio de las comunidades forestales: en el concepto de *sucesión forestal*, definida como el cambio ordenado y predecible en las especies dominantes de las plantas forestales (Smallidge, 2016); y en la *teoría de claros*, la cual establece que en el bosque ocurren “claros”

naturales por la muerte de árboles sobremaduros que pertenecen al dosel (dominantes). Esto produce cambios en el microambiente que activan el desarrollo de una cohorte de plántulas y árboles pre-existentes que estaban suprimidos. Se establece una competencia y alguno de ellos logra llegar al dosel y dominar el sitio, hasta que la muerte de este individuo da inicio a un nuevo ciclo (Hartshorn, 1980; Whitmore, 1982).

En este sentido, la teoría de claros se trata de una heterogeneidad que puede considerarse de microescala, puesto que la estructura heterogénea del dosel tiene relación directa con la demografía y la evolución de la masa, por lo tanto la propagación de plagas o perturbaciones también está determinada por la heterogeneidad la comunidad forestal (Terradas, 2001).

Spurr y Barnes (1980) clasifican las perturbaciones en las comunidades forestales en tres tipos:

- a) Las que alteran la estructura del bosque (incendios, acción del viento, explotación o extracción forestal y actividades de desmonte);
- b) Las que alteran la composición de las especies del bosque (introducción de nuevas plantas o animales dentro del ecosistema forestal o la eliminación de plantas y animales de este sistema);
- c) Las que alteran el clima en cual crece el bosque, a largo plazo (relacionada con los cambios climáticos durante un periodo en el que se producen extremos climáticos que afectan el rigor relativo y la capacidad competitiva de las especies que componen el bosque).

II.2 Extracción forestal

La extracción forestal es la remoción de la masa arbórea y la liberación del sotobosque (Spurr y Barnes, 1980) ya sea como parte de un aprovechamiento o de forma ilegal. Existen diversos métodos de corta que mantienen parte de la cobertura forestal o comprenden la remoción de esta en su totalidad. Entre los principales se encuentra el método a tala rasa o matarrasa, extracción de arbolado maduro y tala selectiva.

II.2.1 Corta a matarrasa

La corta a matarrasa es históricamente la técnica de corte más común en zonas templadas y boreales (Fedrowitz *et al.* 2014). Es la remoción total del arbolado de un área del bosque en una sola operación, para propiciar las condiciones de establecimiento de la regeneración de una nueva masa arbolada, en forma natural (DOF, 1994). Puede ser en un área uniforme o en parches que oscilan entre <1 ha y alrededor de 50 ha (Woodcock, 2015).

II.2.2 Extracción de arbolado maduro

Este tipo de corta mantiene una parte de la cobertura y favorece la regeneración de las especies tolerantes a la sombra a través de múltiples cortes. En el primer corte se remueven los árboles cuya regeneración no es deseada y se dejan otros para propiciar sombra y favorecer su regeneración. Cuando la regeneración está establecida, el resto de los árboles es cortado resultando un bosque joven con individuos de edades similares (Gallegl y Craih, 1983; Woodcock, 2015).

II.2.3 Tala selectiva

La tala es la forma más común de extracción en los trópicos e involucra la remoción de los árboles cuyas especies tienen un valor comercial y se encuentran encima de un diámetro específico. La remoción pueden ser de árboles individuales de la masa forestal o de un grupo seleccionado, en determinadas áreas o parches (Woodcock, 2015).

Este tipo de extracción genera claros que se asemejan a los producidos por la caída natural de los árboles maduros (Gomez-Pompa y Burley 1991; Whitmore, 1991), pero que poseen características que lo diferencian (Benítez *et al.* 1996), entre ellos la compactación del suelo, la remoción del banco de semillas y daños sobre la masa remanente y la regeneración preexistente (Saulei y Lamb, 1991; Van Gardingen *et al.* 1998).

La intensidad y características del disturbio producido tendrán influencia en la regeneración que se instale en el claro (Connell, 1989), y el grupo de especies que se regeneren en los claros del bosque determina la composición por largos periodos de tiempo (Whitmore, 1991). De esta manera, las características estructurales de los bosques remanentes son consecuencia de la forma en que han sido intervenidos y de los procesos de colonización de los claros creados en las talas.

II.3 Estructura forestal

La estructura se refiere al arreglo espacial de los componentes de un ecosistema (McElhinny *et al.* 2005) o la distribución de la biomasa en el espacio, es decir, la variación en las especies y clases de edad, la disposición de las especies en diferentes capas de dosel, y distribución de individuos entre las clases de diámetro (Smith, 1997).

Está determinada por las condiciones ambientales locales (clima, suelo, topografía y perturbaciones) (Perry, 2008; Gairola *et al.* 2008) y se considera una distribución de edades balanceada cuando existen abundantes individuos en las clases diamétricas menores y progresivamente el número de árboles va disminuyendo hacia las clases de diámetro mayores (Veblen, 1992).

La estructura horizontal corresponde al arreglo espacial de los árboles, su especie y dimensión, asociada a la edad, mientras que la estructura vertical está determinada por la distribución de los organismos a lo alto del perfil del bosque, lo cual permite diferenciar estratos, formados por las copas de los árboles que han alcanzado los niveles energéticos suficientes para sus necesidades (Valerio y Salas, 1997). De acuerdo a la posición de la copa los árboles se pueden clasificar en (Oliver y Larson, 1996; Valerio y Salas, 1997):

Dominantes: las copas de los árboles están totalmente expuestas y libres de competencia lateral y se extienden por encima del nivel general del dosel;

Co-dominantes: aquellos individuos en los que la parte superior de la copas está totalmente expuesta a la luz vertical, pero se encuentran adyacentes a otras de igual o mayor altura que impiden la luz lateral y forman el nivel general del dosel forestal;

Intermedios: los árboles son más cortos, pero sus copas se extienden debajo del nivel general del dosel que está conformado principalmente de copas dominantes y co-dominantes;

Suprimidos: las copas se encuentran por completo por debajo del nivel general del dosel y están físicamente restringidos desde arriba.

II.4 Regeneración

La regeneración es el proceso que hay entre la sustitución de una masa arbórea por una nueva población de forma natural o artificial, lo cual garantiza la perpetuación de la masa forestal, su composición botánica y su calidad en sí (Pieter, 1988; IPCC, 2000). En el proceso se incorporan nuevos individuos a la población reproductora, mediante la producción, dispersión, germinación de semillas y el establecimiento de la repoblación natural en el suelo forestal, al mismo tiempo otros van desapareciendo, producto de la mortalidad natural o inducida (Harper, 1977).

La regeneración puede diferenciarse en dos tipos: la artificial o inducida, aquella obtenida tras un acción humana de siembra o plantación de material procedente de rodales alejados, y la natural, obtenida a partir de la dispersión de las semillas de la masa adulta circundante (Aroca-Fernández, 2016).

II.4.1 Dinámica de la regeneración natural

El proceso inicia cuando el arbolado adulto llega total o parcialmente a un periodo de senectud, reduce su velocidad de crecimiento hasta detenerse, paulatinamente se debilita y empieza a ser susceptible al ataque de plagas y enfermedades, hasta que finalmente muere. El espacio abierto es aprovechado por las semillas que se

encuentran en el sustrato, mismas que han sido liberadas por el arbolado adulto. La condiciones favorables permitirán la germinación de las semillas que darán origen a nuevos individuos que irán sustituyen paulatinamente el árbol muerto o en decadencia (Spurr y Barnes, 1982).

La regeneración atraviesa tres etapas: competencia, tolerancia y sucesión. Al inicio, la gran cantidad de plántulas compiten entre ellas por agua y nutrientes, principalmente a nivel radicular, debido a que las raíces que poseen están muy próximas e incluso entretrejidas. Una vez que el sotobosque se establece pueden distinguirse dos tipos de plantas, las tolerantes (esciófita), aquellas que pueden germinar, crecer y desarrollarse bajo la sombra, y las intolerantes aquellas que para su pleno desarrollo necesitan recibir luz directa (heliófita) (Spurr y Barnes, 1982).

La sucesión ocurre cuando una planta que ha permanecido bajo la sombra de una planta intolerante reactiva su crecimiento y sobrepasa en crecimiento y altura a la planta intolerante. Aquellos árboles que pueden sobrevivir como plantas de sotobosque pasan a alcanzar un tamaño que les permite incorporarse a la masa arbórea (Spurr y Barnes, 1982).

II.4.2 Modos de regeneración

Se refiere al tipo de regeneración que ocurre como resultado de una perturbación y usualmente puede ser inferido a partir de la edad de la estructura y los patrones de las poblaciones de los árboles. Veblen (1992) identifica tres tipos: catastrófica, por claros y continua.

a) Catastrófica

Es el establecimiento de la mayoría de la población local en un periodo corto de tiempo después de una perturbación catastrófica (incendios, erupciones volcánicas). Las poblaciones son inicialmente de la misma edad y se encuentran aglomeradas en parches que llegan a medir más de una hectárea.

b) Por claros

Se refiere a la regeneración que se produce en los claros como resultado de la muerte de uno o varios árboles (Watt, 1947; Bray, 1956). También, es el resultado de perturbaciones endógenas (caída de árboles) que inevitablemente ocurren en bosques maduros cerca del equilibrio composicional (Bormann y Likens, 1979; Oliver, 1981).

c) Continua

Los individuos alcanzan la madurez en la ausencia de perturbaciones que permitan la apertura del dosel. Si el dosel no es muy denso, algunas especies tolerantes a la sombra pueden crecer lentamente hasta alcanzar un tamaño adulto pero raramente alcanzar la parte superior del dosel (Spurr y Barnes, 1980; Canham, 1989).

II.5 Descripción y distribución de *Pinus hartwegii*

Pinus hartwegii (Lindl.), denominado ocote o pino de las alturas pertenece a la clase: Pinopsida, orden: Pinales, familia: Pinaceae y género: *Pinus* (Farjon, 2013). Se distribuye entre los 2800 y 4200 m s.n.m (Campos, 1993) en los picos y montañas más altas de México en los estados de Colima, Chiapas, Distrito Federal, Guerrero, Hidalgo, Jalisco, Estado de México, Michoacán, Morelos, Nuevo León, Oaxaca, Puebla, Tamaulipas, Tlaxcala y Veracruz (Martínez, 1948; Eguiluz-Piedra, 1978, 1985b; Perry, 1991) (figura 2).

Es una especie típica de las zonas templadas de México. Forma masas puras en los volcanes más altos de la región central donde no prosperan otras especies de *Pinus* y en las partes bajas alcanza entre los 15 y 20 m, mientras que hacia los 4000 m s.n.m el bosque es chaparro y abierto con alturas de 5 -8 m (Rzedowski, 1983).

Figura 2. Distribución geográfica de *Pinus hartwegii* en México



Fuente: Perry (1991).

II.5.1 Morfología y fenología

Es un árbol de 15 a 30 m de altura con 40 a 70 cm de diámetro normal. La corteza es agrietada, color pardo rojizo, con ramas extendidas y colocadas irregularmente, copa gruesa y redondeada (Perry, 1991). Las hojas miden entre 10 y 17 cm de longitud y presenta de 3 a 5 hojas por fascículo. Las semillas son negras de 5 a 7 mm de largo, con ala café obscuro de 15 mm de largo y 5 mm de ancho, las cuales se albergan en conos ovoides, acuminados, ligeramente oblicuos de entre 8 y 10 cm de largo (Martínez, 1948; Patiño, 1973; Eguiluz-Piedra, 1978, 1985b; Velázquez-Holguín, 1984)

Su etapa de floración abarca los meses de marzo y abril en el Estado de México y Puebla; la fructificación se presenta en el mes de diciembre, mientras que los conos se

desarrollan en invierno y maduran de octubre a enero. Se estima que su ciclo semillero es cada 6 ó 7 años (Patiño *et al.* 1983)

II.5.2 Requerimientos ambientales

La especie se establece en climas templados, subhúmedos, con lluvias deficientes en invierno, del tipo Cwc (semifríos húmedos con veranos cortos) (García, 1967). Las precipitaciones oscilan entre 700 y 1800 mm, mientras que la temperatura media es de 12°C y con extremas máximas de 38°C y mínimas de -20°C siendo la especie del género *Pinus* en México la más tolerante a las temperaturas bajas (Eguiluz-Piedra, 1978, Rzedowski, 1983; Santillán, 1991).

Crece sobre suelos profundos, ricos en materia orgánica, buen drenaje y texturas franca y migajón arenosa (Look, 1950), además pueden desarrollarse en pendientes pronunciadas sin mayores complicaciones durante su crecimiento (Perry, 1991).

II.5.3 Factores que intervienen en el establecimiento de la regeneración de *Pinus hartwegii*

Entre los factores limitantes más importantes destacan: la producción de semilla, el clima, las condiciones del sitio, la vegetación herbácea, la presencia de organismos nocivos y animales depredadores como roedores y aves. También, las condiciones topográficas, la exposición a la luz y la altura sobre el nivel del mar son elementos limitantes para la viabilidad de la regeneración (May-Ek, 2001).

a) Producción de semillas

La regeneración natural está determinada directamente por la cantidad y calidad de semilla que se dispersa (Velázquez-Martínez, 1984). Se estima que del 100% de la producción total de semillas, sólo el 2% tiene posibilidad de establecerse, el resto es destruida por insectos, es afectada por factores climáticos, roedores y enfermedades (Niembro, 1979). La producción también es influenciada por la edad, el desarrollo y el vigor de la copa, así como la posición en el dosel (Daniel *et al.* 1982). Los árboles dominantes al tener mayor superficie foliar y mayor soporte de conos producen mayor cantidad de semillas que los dominados o suprimidos (Musalém *et al.* 1985).

b) Factores climáticos

El microclima cerca del suelo es la suma de la energía solar recibida y de las condiciones atmosféricas (movimiento del aire y humedad atmosférica) en esta pequeña región (Fierros-Gonzales, 1985).

Radiación solar

La cantidad y calidad de la radiación solar recibida sobre la superficie del suelo afecta la distribución, establecimiento e incluso la sobrevivencia de los árboles al influir de modo determinante en la temperatura y humedad del suelo (Spurr y Barnes, 1982). Por

ejemplo, en áreas con 100% de luz se tiene una menor germinación debido a la acelerada pérdida de humedad en el sustrato (Cetina-Alcala, 1984).

Temperatura y humedad de la superficie del suelo

La temperatura de la cama de siembra tiene un efecto sobre la germinación y la sobrevivencia inicial de las plántulas (Noble y Alexander, 1977; Domínguez-Álvarez, 1990). Las altas temperaturas pueden retrasar o inhibir la regeneración, mientras que las bajas temperaturas pueden causar daños por heladas y germinación. En condiciones de excesiva humedad, las semillas enraízan sin germinar y la falta de humedad puede hacer que mueran o permanezcan en dormancia (Valdéz-Lazalde, 1992).

c) Factores fisiográficos

Los cambios en la fisiografía tienen efectos en otros factores como la temperatura y profundidad del suelo, que a su vez tienen influencia sobre el desarrollo del bosque (Spurr y Barnes, 1982; Hocker *et al.* 1990). En este sentido, la pendiente del terreno determina el grado potencial del suelo (Valdéz-Lazalde, 1992). En pendientes pronunciadas existe la posibilidad de daño a las plántulas por arrastre de suelo y piedras, lo cual es determinante para el desarrollo radicular (Pritchett, 1986). Así mismo la exposición influye en la humedad del suelo. En el hemisferio norte, la exposición orientada al sur recibe una mayor intensidad de luz por lo que los terrenos suelen tener condiciones de menor humedad.

d) Factores edáficos

El suelo mineral es la cama de siembra más favorable para la germinación que una capa gruesa de materia orgánica (Hermann, 1978) debido a que las semillas al introducirse bajo capas gruesas en materia orgánica y humedad, se pudren o son atacadas por hongos. Sin embargo, el horizonte orgánico es importante al mantener estable el rango de variación de la temperatura en las capas más superficiales del suelo (Pritchett, 1986). También la profundidad, temperatura y humedad del suelo, son determinantes para el establecimiento de la regeneración, ya que la primera tiene influencia en la disponibilidad de agua y nutrientes (Valdéz-Lazalde, 1992). Mientras que la humedad es necesaria por lo menos al 45% para activar los mecanismos biológicos que requiere para su germinación.

e) Factores bióticos

La presencia de aves, roedores, microorganismos del suelo, insectos, hongos y mamíferos mayores (pastoreo) también influyen en la regeneración y establecimiento de las plántulas (May-Ek, 2001; Valdéz-Lazalde, 1992).

Los factores mencionados anteriormente influyen en el establecimiento de la regeneración, sin embargo el 95% del éxito depende de la estructura, el número de árboles adultos, y el área basal que ocupan, es decir, un rodal con pocos árboles adultos pero de grandes diámetros y la mayor cantidad de árboles ubicados en el

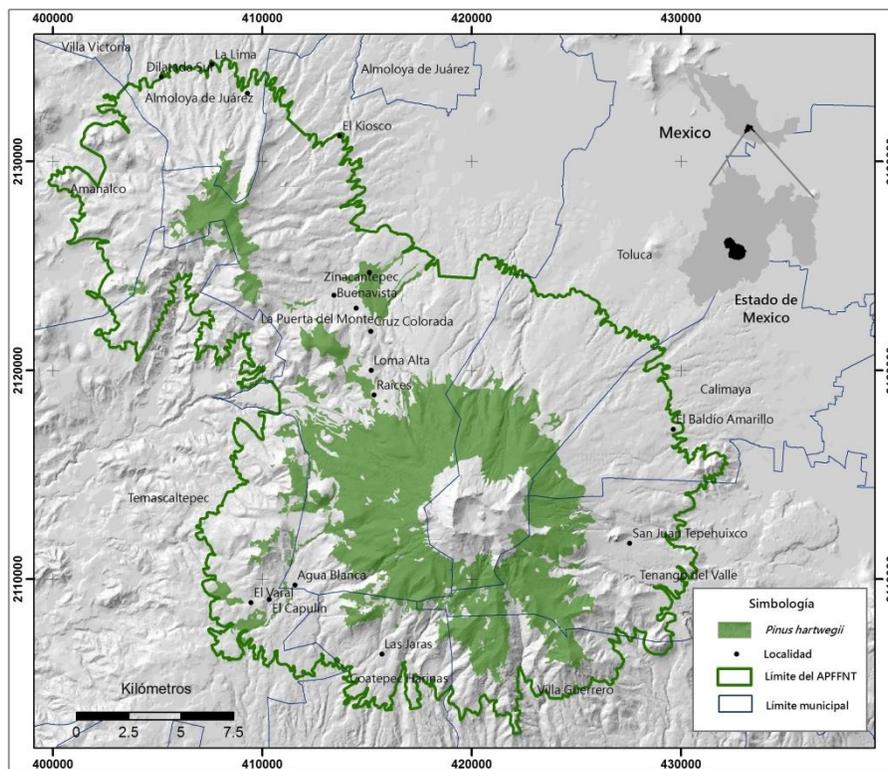
estrato intermedio, ofrecen las condiciones adecuadas de densidad y cobertura de dosel; el 5% restante influyen los otros (May-Ek, 2001).

III. MATERIALES Y MÉTODOS

III.1 Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en el Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca (APFFNT) localizada al suroeste del Valle de Toluca, a 63 km de la Ciudad de México. El polígono delimita el volcán Xinantécatl, que forma parte del Sistema Volcánico Transmexicano, a partir de la cota 3000 m (figura 3). Los municipios que conforman el área son: Zinacantepec, Villa Guerrero, Texcaltitlan, Temascaltepec, Amanalco, Villa Victoria, Almoloya de Juárez, Toluca, Calimaya, Coatepec de Harinas y Tenango del Valle, y comprende una superficie de 53,590 ha (DOF, 2016).

Figura 3. Localización del Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca



El clima es semifrío subhúmedo con temperaturas promedio máxima y mínima anual de 8.4°C y -0.7°C y la precipitación total anual es de 1090.6 mm. El régimen de lluvias es en verano durante los meses de junio a septiembre (CONAGUA, 2016). El tipo de suelo predominante es andosol, en el 87% del área, seguido de feozem, regosol, cambisol y latosol (CONANP, 2013).

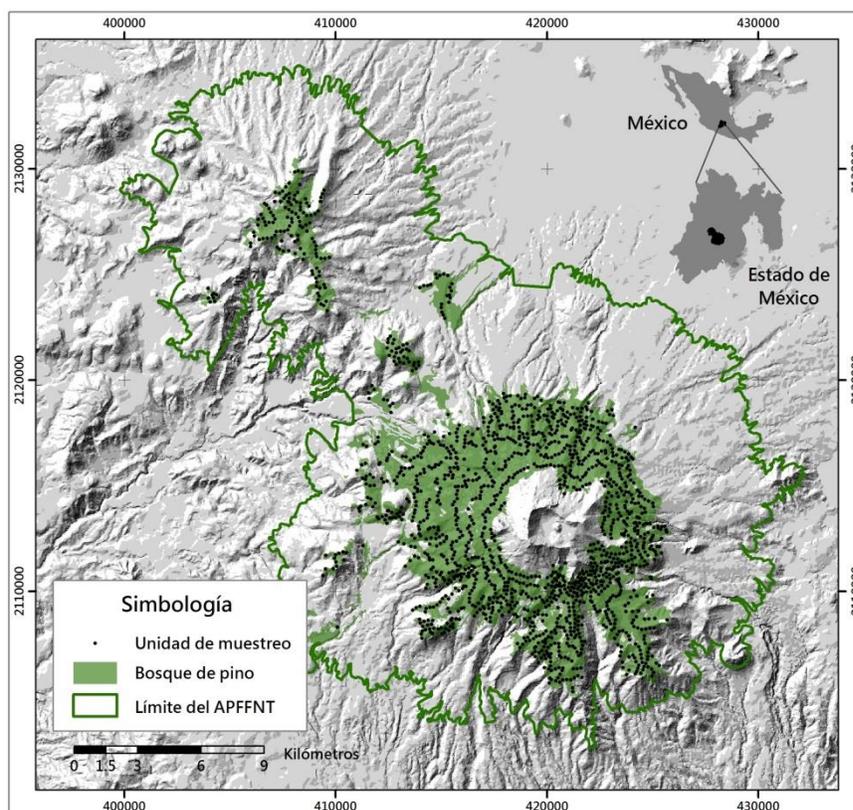
El 41%¹ de la superficie del APFFNT son bosques conformados principalmente por especies de coníferas (*Pinus* spp. y *Abies religiosa*) y en menor proporción por especies de latifoliadas (*Alnus jorullensis* y *Quercus laurina*). Los bosques de pino registran una reducción de más del 40% de densidad del arbolado entre 1972 y 2000 principalmente por la extracción intensiva y semi-intensiva con fines comerciales como principal causa de deforestación (Franco et al. 2006; Endara et al. 2012). Para el presente estudio se consideró el bosque *Pinus hartwegii*, el cual se distribuye dentro del área a partir de los 3000 hasta los 4100 m (Calderón de Rzedowski y Rzedowski, 2005; Endara et al. 2012).

III.2 Ubicación de unidades de muestreo (UM)

Diagnóstico preliminar

Se establecieron 1,835 unidades de muestreo en 17,633 ha de bosque de pino por encima de la cota altitudinal de los 3000 m (figura 4), utilizando las curvas de nivel como líneas de acceso al bosque con base en el método de transectos (Mostacedo y Fredericksen, 2000). Para ubicar las unidades de muestreo se empleó una adaptación del inventario forestal sistemático (Dauber, 1995; CONAFOR, 2015), por lo que cada UM se distribuyó de forma sistemática sobre los transectos a una equidistancia de 200 m.

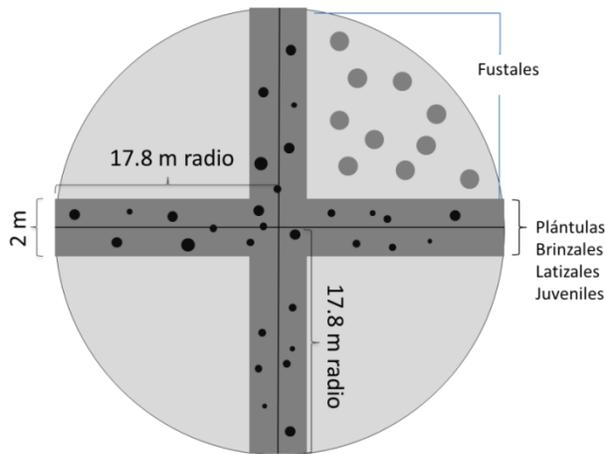
Figura 4. Localización de unidades de muestreo



¹ Porcentaje calculado con la capa de uso de suelo elaborada por Regil-García (2009).

Las UM consistieron en un círculo de 17.8 m de radio (0.1 ha) donde se tomaron datos de sitio, regeneración, número de juveniles, fustales (cuadro 1) y árboles semilleros, así como el estado fitosanitario de acuerdo a la metodología de Hawksworth (1977) (cuadro 2) y número de tocones. La regeneración y los juveniles se contabilizaron en dos subparcelas de 35.6 x 2 m en dirección norte-sur y este-oeste. Para la delimitación de la parcela se emplearon cintas largas de fibra de vidrio TRUPER que cruzaron el punto central de la UM (figura 5).

Figura 5. Diseño de la unidad de muestreo



Cuadro 1. Clasificación de individuos por categoría diamétrica

	Rango	Categoría
Regeneración	≥ 10 cm < 0.30 m altura	Plántula
	≥ 0.30 cm < 1.5 m altura	Brinzal
	≥ 1.5 m < 2.5 cm DAP	Latizal
	> 2.5 - 7.4 cm DAP	Juvenil
	> 7.5 cm DAP	Fustal

Fuente: Adaptado de Valdez-Hernández (2002).

Cuadro 2. Clasificación y cálculo del nivel de infestación por muérdago

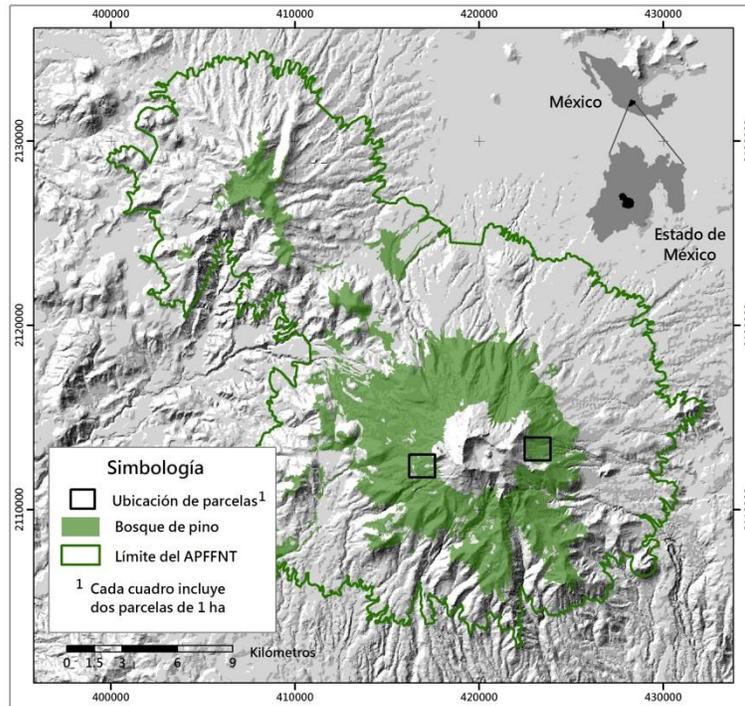
Calificación	Característica
0	Infestación no visible
1	Infestación ligera ($\frac{1}{2}$ o menos de las ramas infectadas)
2	Infestación severa (más de $\frac{1}{2}$ de las ramas infectadas)

Fuente: Hawksworth (1977).

III.3 Ubicación de parcelas con extracción

Para determinar los impactos de la extracción selectiva sobre la regeneración natural, se estableció una parcela en la ladera este (LE-E) y en la ladera oeste (LO-E), entre los 3800 y 3900 m s.n.m (cotas que registran el mayor porcentaje de extracción y las poblaciones mejor conformadas) en condiciones similares de pendiente y con evidencia de extracción selectiva (tocones) en el último año, además se estableció una parcela control sin extracción aparente en cada ladera (LE-C, LO-C) (figura 6).

Figura 6. Ubicación de parcelas con extracción



III.4 Procedimiento de muestreo

Se delimitó en cada parcela una superficie de 1 ha en las que se midieron las variables de estructura y regeneración. Cada parcela se dividió en cuadrados de 20 x 20 m y de 10 x 10. Para delimitar los cuadrados o subparcelas se colocaron estacas en cada esquina y se designaron coordenadas rectangulares (0:0) a partir de un punto de origen (figura 7) que identificaron la subparcela y los árboles que se encuentran dentro (BOLFOR y PROMABOSQUE, 1999). La medición de los límites se realizó con una cinta métrica de 50 metros y orientada con una brújula (foto 1).

Figura 7. Diseño de parcelas de muestreo en zonas con extracción

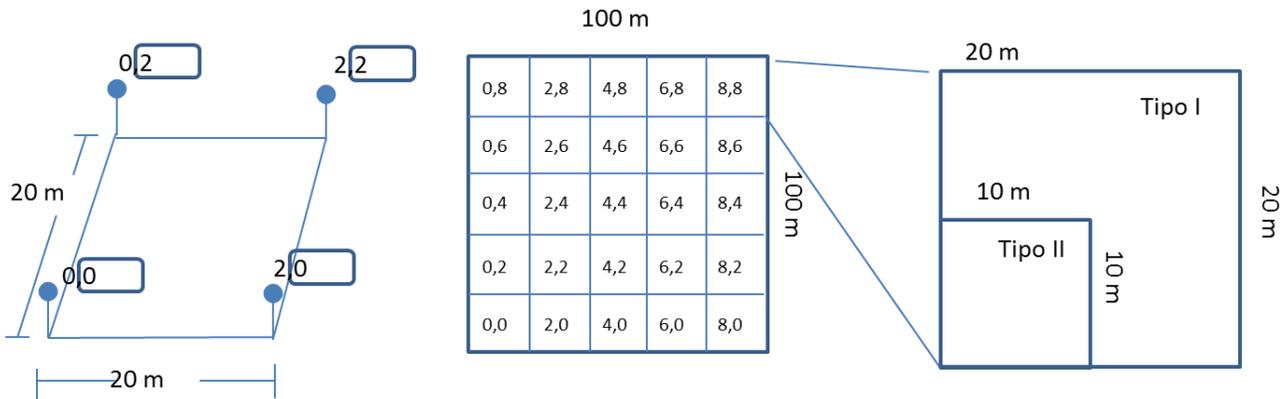


Foto 1. Delimitación de parcela de muestreo con cinta métrica



III.5 Medición de variables: estructura y regeneración

En las subparcelas tipo I se midieron las siguientes variables: coordenadas rectangulares X, Y, diámetro del tronco a la altura de 1.30 m (DAP), altura total, estado fitosanitario de acuerdo a la metodología de Hawksworth (1977), diámetro de copa (Husch *et al.* 2003), árboles semilleros y daños por perturbaciones (incendios, ocoteado, falta de ápice) de los individuos mayores a 2.5 cm de DAP. Así mismo, se contabilizó y midió el área basal de los tocones que no presentaran señales de descomposición.

La regeneración (cuadro 1) se contabilizó en un área de 100 m² en las subparcelas tipo II. El perímetro de las áreas con regeneración agrupada (parches) se delimitó con un GPS mediante la función de track.

III.6 Análisis estadístico

Los datos de DAP de los individuos se clasificaron en clases diamétricas en intervalos de 5 cm (2.5-7.4, 7.5-12.4, etc) para obtener la distribución horizontal del número de individuos por categoría diamétrica, la cual se representó mediante una curva de ajuste polinomial de quinto grado. Para las categorías de regeneración también se obtuvo la curva de ajuste del mismo grado.

Se determinaron los estratos arbóreos comparando las alturas de todos los individuos por categorías diamétricas mediante una ANOVA de una vía y una prueba de Tukey al 95% de confianza. El área basal (AB): $AB = (\pi/4)DAP^2$ se calculó con el diámetro de todos los individuos por clase diamétrica.

Cobertura del dosel

Se empleó el software ArcMap versión 10.0 para localizar cada árbol en las coordenadas reales. La proyección de la superficie de copa de los árboles en pie y de los tocones se representó en mediante un buffer utilizando como parámetro el promedio del diámetro de copa por categoría diamétrica obtenido de los árboles en pie. Posteriormente se creó una nueva capa de información tanto para árboles en pie, como para tocones mediante la fusión de los círculos que se superpusieron. La superficie total de dosel residual y de dosel extraído se obtuvo sumando la superficie de los polígonos creados en cada capa, mientras que la superficie de dosel sin cobertura de forma natural se obtuvo restando la superficie dosel residual y de dosel extraído en una superficie de 1 ha.

III.7 Análisis espacial puntual

La determinación del tipo de distribución espacial se realizó empleando el método del promedio del vecino más cercano sobre la capa georrefenciada de la ubicación de árboles (entidades), la cual calcula el índice del valor más cercano, dado por las siguientes fórmulas:

Radio del promedio del vecino más cercano:

$$ANN = \frac{\bar{D}_O}{\bar{D}_E}$$

Donde \bar{D}_O es la distancia media observada de cada entidad y su vecino más cercano (figura 8) dada por:

$$\bar{D}_O = \frac{\sum_{i=1}^n d_i}{n}$$

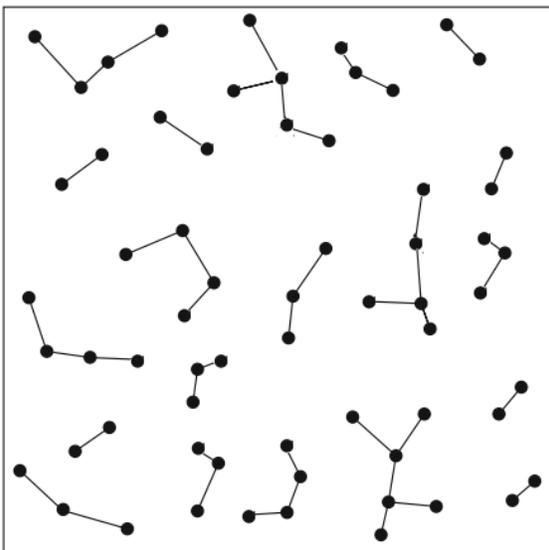


Figura 8. Para calcular la distancia media observada, la distancia del vecino más cercano de cada árbol es registrada Adaptado de Pretzsch (2009).

y \bar{D}_E es la distancia media esperada de las entidades calculada a partir de un patrón aleatorio dada por:

$$\bar{D}_E = \frac{0.5}{\sqrt{n/A}}$$

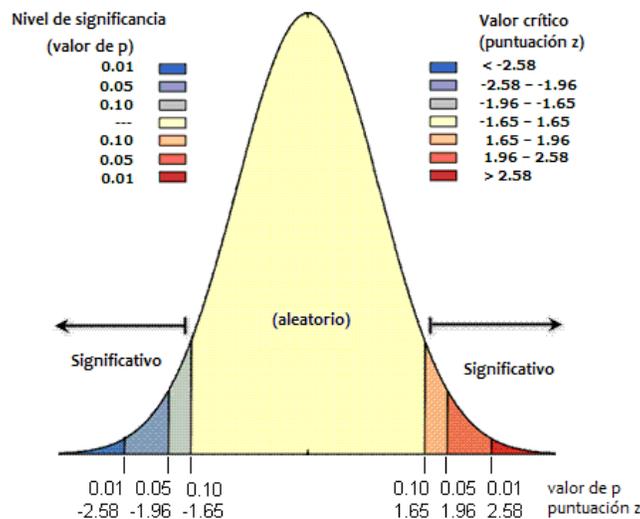
en las ecuaciones anteriores d_i equivale a la distancia entre la entidad i y su vecino más cercano, n corresponde al número total de entidades, y A es el área mínima rectangular que incluye todas las entidades, o un valor de superficie especificado (10 000 m² para el estudio).

La puntuación z son desviaciones estándar y se basan en la suposición de que los puntos que se miden son libres para ubicarse en cualquier lugar del área de estudio (por ejemplo, no existen barreras y todos los casos o las entidades se ubican de forma independiente entre sí) (Esri, 2018), está dada por las siguientes fórmulas:

$$z = \frac{\bar{D}_O - \bar{D}_E}{SE} \quad \text{donde:} \quad SE = \frac{0.26136}{\sqrt{n^2/A}}$$

Por lo tanto, si el índice (relación de vecino más cercano promedio) es menor que 1, el patrón exhibe un patrón aglomerado. Si el índice es mayor que 1, tiende a la aleatoriedad y a la dispersión dependiendo de los valores críticos de z y de p (figura 9).

Figura 9. Distribución donde se muestra la relación del valor de z y del valor de p



Fuente: Esri (2018).

El valor p es una probabilidad. Para las herramientas de análisis de patrón (AP), existe la probabilidad de que el patrón espacial observado se haya creado mediante algún proceso aleatorio. Cuando el valor p es muy pequeño, significa que es muy poco probable (pequeña probabilidad) que el patrón espacial observado sea el resultado de procesos aleatorios, por lo tanto puede rechazar la hipótesis nula.

La hipótesis nula para las herramientas de AP es la aleatoriedad espacial completa (CSR), ya sea de las entidades o de los valores asociados con esas entidades. Las puntuaciones z y los valores p devueltos por las herramientas de análisis de patrón indican si se puede rechazar esa hipótesis nula o no (Esri, 2018).

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se presentan los resultados obtenidos en la investigación en dos secciones, cada una corresponde a un objetivo:

IV.1 Artículo científico

Objetivo 1: Se llevó a cabo para establecer el rango altitudinal en el que mejor se desarrollan las poblaciones de *Pinus hartwegii* respecto a la estructura y regeneración sin verse afectadas por los máximos y mínimos ecológicos de la especie asociados a las variaciones ambientales a lo largo del gradiente altitudinal.

Stand Structure and regeneration of a High Mountain Forest in Central Mexico along an Altitudinal Gradient

En cumplimiento del envío de un artículo de investigación para requisito de obtención del grado de Maestría en Ciencias Agropecuarias y Recursos Naturales este trabajo fue enviado a la revista *Journal of Forestry Research* (31 de enero de 2018).

Journal of Forestry Research

Stand Structure and regeneration of a High Mountain Forest in Central Mexico along an Altitudinal Gradient

--Manuscript Draft--

Manuscript Number:	
Full Title:	Stand Structure and regeneration of a High Mountain Forest in Central Mexico along an Altitudinal Gradient
Short Title:	Stand Structure and regeneration of a High Mountain Forest
Article Type:	Original Article
Section/Category:	Forest ecology
Keywords:	Temperate forest; forest structure; regeneration; Pinus hartwegii; species competition
Corresponding Author:	Angel Rolando Endara Agramont, Ph.D. Universidad Autónoma del Estado de México Toluca, México MEXICO
Corresponding Author Secondary Information:	
Corresponding Author's Institution:	Universidad Autónoma del Estado de México
Corresponding Author's Secondary Institution:	
First Author:	Leticia Bermúdez Rodríguez
First Author Secondary Information:	
Order of Authors:	Leticia Bermúdez Rodríguez Octavio Monroy Vilchis, Ph.D. Todd S. Fredericksen, Ph.D. Angel Rolando Endara Agramont, Ph.D.
Order of Authors Secondary Information:	
Manuscript Region of Origin:	MEXICO
Abstract:	Changes in regeneration and stand structure were analyzed along an altitudinal gradient (3400-4100 m) in a high mountain forest within the Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca, México. A total of 1,835 sampling plots were located at 200 m intervals along contour lines within forests dominated by Pinus hartwegii and with an altitudinal separation of 100 m between elevation zones. Forest structure and regeneration varied over the elevation gradient. Mean tree density was 192 stems/ha and mean basal area was 17.16 m ² /ha. Stem density and regeneration was lowest near the upper elevation limit (3900-4100m) as a result of competition with other species and environmental factors. The highest density regeneration was founded between 3700-3800 m with an abundance of seedlings, saplings and pole-sized trees. In this elevation range, the canopy was dominated by large trees with a more open canopy and regeneration concentrated within canopy gaps.
Suggested Reviewers:	Sergio Franco Maass, Ph.D Researcher, Universidad Autonoma del Estado de Mexico sfrancom@uaemex.mx Humberto Nelson Sainz Mendoza, Ph.D Profesor, Universidad Mayor de San Andrés humbertosainz@hotmail.com Fernando Fernando Paz Pellat, Ph.D Researcher, Colegio de Postgraduados

Stand Structure and regeneration of a High Mountain Forest in Central Mexico along an Altitudinal Gradient

Author names and affiliations

Leticia Bermúdez Rodríguez¹, Octavio Monroy Vilchis², Angel Rolando Endara Agramont^{1*} and Todd Fredericksen³

Present/permanent address

¹Instituto de Ciencias Agropecuarias y Rurales (ICAR), Universidad Autónoma del Estado de México

²Centro de Investigación en Ciencias Biológicas Aplicadas (CICBA), Universidad Autónoma del Estado de México

Instituto Literario N° 100, Col. Centro. PO. Box 50000. Toluca, México

³Ferrum College, Virginia, USA

***Corresponding author:** Angel Rolando Endara Agramont

Email: arendaraa@uaemex.mx; rolandoendara@hotmail.com

Phone: + 0052-722-2965552

Abstract

Changes in regeneration and stand structure were analyzed along an altitudinal gradient (3400-4100 m) in a high mountain forest within the Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca, México. A total of 1,835 sampling plots were located at 200 m intervals along contour lines within forests dominated by *Pinus hartwegii* and with an altitudinal separation of 100 m between elevation zones. Forest structure and regeneration varied over the elevation gradient. Mean tree density was 192 stems/ha⁻¹ and mean basal area was 17.16 m²/ha⁻¹. Stem density and regeneration was lowest near the upper elevation limit (3900-4100m) as a result of competition with other species and environmental factors. The highest density regeneration was founded between 3700-3800 m with an abundance of seedlings, saplings and pole-sized trees. In this elevation range, the canopy was dominated by large trees with a more open canopy and regeneration concentrated within canopy gaps.

Keywords

Temperate forest, forest structure, regeneration, *Pinus hartwegii*, species competition.

Introduction

The horizontal and vertical structure of a forest ecosystem is closely related to its biodiversity (Zenner and Hibbs 2000; Del Río et al. 2016). It is also used to evaluate the stand condition and suitability of habitat for native species (Koop et al. 1994; Watson et al. 2001; Parkes et al. 2003), examine patterns of forest succession (Spies

and Franklin 1991), predict forest productivity (Wikstrom and Eriksson 2000; Bachofen and Zingg 2001) and determine how changes in structure may affect species composition (Dewalt et al. 2003).

Forest structure is determined by local environmental conditions including climate, soils, topography and disturbances (Perry 2008; Gairola et al. 2008). In *Pinus thunbergii*, tree diameter, height, and volume increases on less steep lower slopes and sites with similar characteristics within the landscape can be identified to locate forests with similar structure (Enoki et al. 1996).

Forest conditions differ markedly over short intervals in elevation in both tropical and temperate mountain forests. Regeneration and structure (Wangda and Ohsawa 2006; Holeksa et al. 2007; Homeier et al. 2010), diversity (Sharma et al. 2009), species composition and spatial patterns, (Singh et al. 1994; Doležal and Šrůtek 2002) gap formation (Ogden and Fordham 1991), and soil formation (Strong et al. 2011) are some of the characteristics that have been described along gradients in elevation. Most studies, however, have been conducted in species-rich tropical forests. Fewer studies have been conducted in temperate mountain forests, especially those dominated by only one or a few species.

In mountain forests, climate and soils vary along altitudinal gradients. Mean annual temperature decreases 0.6-0.7 °C for each 100 m increase in altitude (Reisigl and Keller 1987; Mayer and Ott 1991), while precipitation increases up to the zone where cloud formation occurs (Perry 2008). Cold and humid conditions reduce biological activity in soils at high altitudes, while sites on steep slopes cause erosion that lead to loss of nutrients such as calcium, magnesium, and potassium (Strong et al. 2011). As a result, modifications occur in the morphology and growth of trees and patterns of regeneration (Holeksa et al. 2007).

In Mexico, mountain forests above 3500 m are dominated by *Pinus hartwegii* (Endara et al. 2013). They are located in central México on the upper slopes of the highest volcanoes (Pico de Orizaba, Popocatepetl, Iztaccihuatl, Nevado de Toluca y La Malinche, Sierra Negra, Monte Tláloc, El Telapón, Nevado de Colima, Ajusco) along the Transmexicano volcanic system. The majority of these forests are within protected areas, such as national parks, that provide important ecosystem services for large urban areas in the Valley of Mexico. These forests, however, are still subjected to fragmentation and selective logging, as well as impacts from pests and pathogens (Endara et al. 2016).

Despite a long history of forest harvesting in high-elevation mountain forests in Mexico, studies of the regeneration and structure of these forests over altitudinal gradients are scarce (Endara et al. 2012; Endara et al. 2013). The objective of this study was to analyse possible changes in regeneration and structure with elevation in the Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca in Central Mexico. The research expect a decrease in the number of individuals per diametric category as altitude

increases, therefore, horizontal and vertical structure are expected to present significant differences.

Materials and methods

Study area

The Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca is located in the state of México, surrounding the Xinantécatl volcano with an elevation between 3000-4600 m (Fig. 1). The forest is comprised mostly of conifer species (*Pinus* spp. and *Abies religiosa*) with a smaller component of deciduous trees (*Alnus jorullensis* and *Quercus laurina*). *Pinus hartwegii* forests occur between 3400-4100 m, having the largest elevation range (Endara et al. 2012) (Fig.2). Average annual minimum and maximum temperature is -0.7 and 8.4°C, respectively, and total annual precipitation is 1,091 mm, with a summer rainy season (CONAGUA 2016).

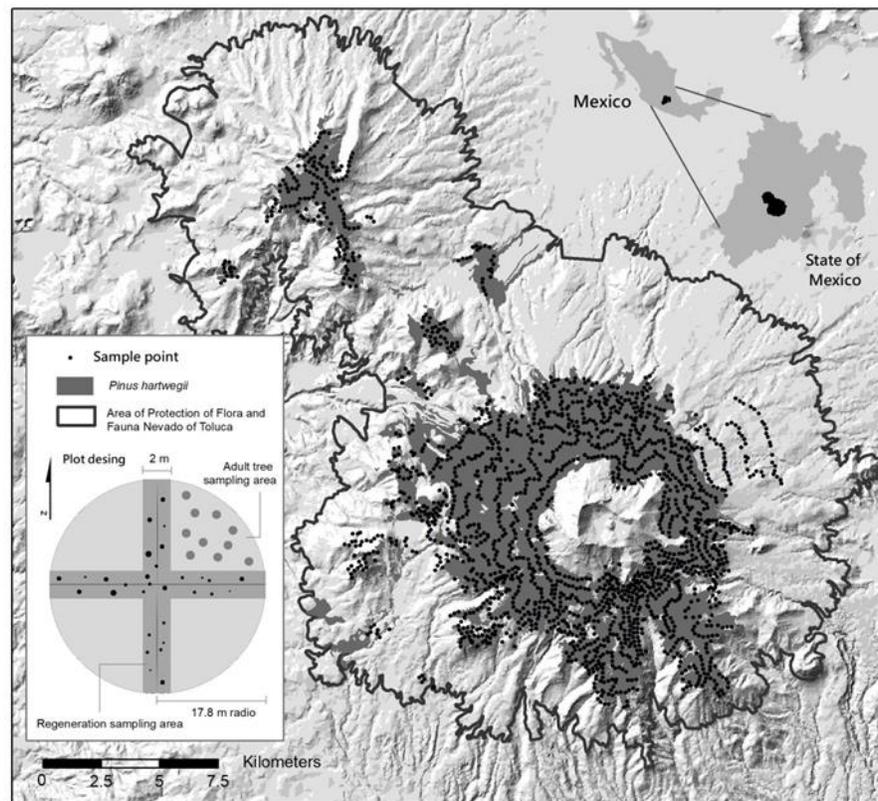


Fig.1 Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca with location of sampling sites

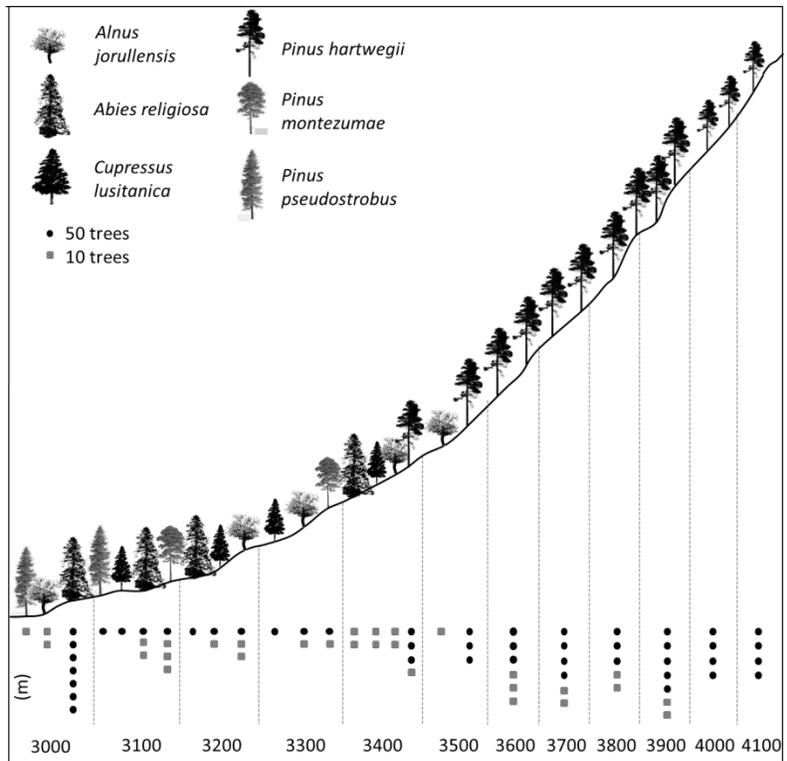


Fig.2 Forest profile of Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca across an altitudinal gradient. Circles and squares denote abundance per specie (ha⁻¹), data obtained in field.

Data collection

A total of 1,835 sampling plots was established within 17,633 ha of pine forest above 3000 m in elevation using the transect method of Mostacedo and Fredericksen, (2000). Contour levels were used with an altitudinal separation of 100 m, considering climate variability associated with elevation change (Reisigl and Keller 1987; Mayer and Ott 1991). Each sampling plot was circular with a radius of 35.68 m (0.1 ha in total area). Plots were distributed systematically over transects with an equidistant separation of 200 m which surpassed the minimum sampling size recommended by Dauber (1995). All individuals > 7.5 cm in diameter at breast height (dbh) were recorded and identified by species. Total height, dbh, health status, and stem quality were recorded using the methods of Hawksworth (1977). The diameter of recently cut stumps was also recorded and slope and aspect of the plot was also noted. Tree regeneration was classified into size classes according to Valdez (2002) as seedlings (<30 cm in height), small saplings (≥ 30 cm < 1.5 m in height) and large saplings (≥ 1.5 m in height and <2.5 cm dbh). We also classified small trees as stems ≥ 2.5 < 7.4 cm dbh. These measurements were made in two transects of 35.68 x 2 m in N-S and E-W directions (Fig.1).

Data analysis

Sites were classified by altitude (3400-4100 m). Horizontal distribution of stems was arranged in dbh classes of 5 cm (7.5-12.4, 12.5-17.4, etc). To identify *Pinus hartwegii* distribution along altitudinal gradient, only native populations (3400 aslm) with presence of trees in all diametric categories were considered. Chi-square test was used to identify significant differences between the number of trees by diametric categories across elevation as well as regeneration. To describe size distribution curves, a fifth order polynomial regression was used.

Canopy strata were identified by significant differences in heights between diameter classes using a one-way analysis of variance followed by Tukey's mean separation test with 95% confidence. While two-way analysis of variance was used to identify differences between strata across elevation. Basal area (BA) $BA = \pi/4 * dbh^2$ was calculated for all individuals in each size class.

Results

Pinus hartwegii populations start at 3600 m as monospecific forest of this species extends to 4100 m. Horizontal structure along the gradient in this forest shows significant differences ($X^2=279.863$; $df=105$; $p < 0.05$) between the number of trees by diametric categories. The highest differences were founded at 4100 m (10-15cm, 30-65cm and 80cm), while 80 and 85 cm categories show similar abundance along the altitudinal gradient. Mean tree density of *Pinus hartwegii* was 192 stems/ha⁻¹. The lowest densities were recorded between 3400 and 3500 m (160 and 158 stems/ha⁻¹, respectively where *P. hartwegii* competes with other species (*Abies religiosa*, *P. montezumae*, *P. pseudostrobus*, *Alnus jorullensis*). The highest density occurred at 3900 m. Basal area increased with elevation (Fig. 4), with the highest basal areas occurring in diameters between 30 a 70 cm and at elevations beginning at 3800 m. Mean basal area was 17.16 m²·ha⁻¹. Between 3400 - 3700 m, there was the highest occurrence of seedlings and saplings, while between 4000 - 4100 m, there was a dominance of mature trees.

Logging intensity was highest at 3900 m with an annual extraction rate of 6%. Trees harvested the most fell between 25-60 cm. The presence of dwarf mistletoes (*Arceuthobium globosum grandicaule* (Hawksw y Wiens), *A. vaginatum* (Willd. Presl.) and the bark beetle (*Dendroctonus adjunctus* (Blandford)) were observed throughout the all diameter distribution.

Three vertical strata were identified at all altitudinal elevations and there are significant differences between strata by elevation at 4100 m ($F= 4.59$; $df=7,23$; $p < 0.05$), while in the others elevations there are no differences (Fig. 5). The heights, densities and diameters present a decrease in the distribution limits, being lower between 4000 a 4100 m.

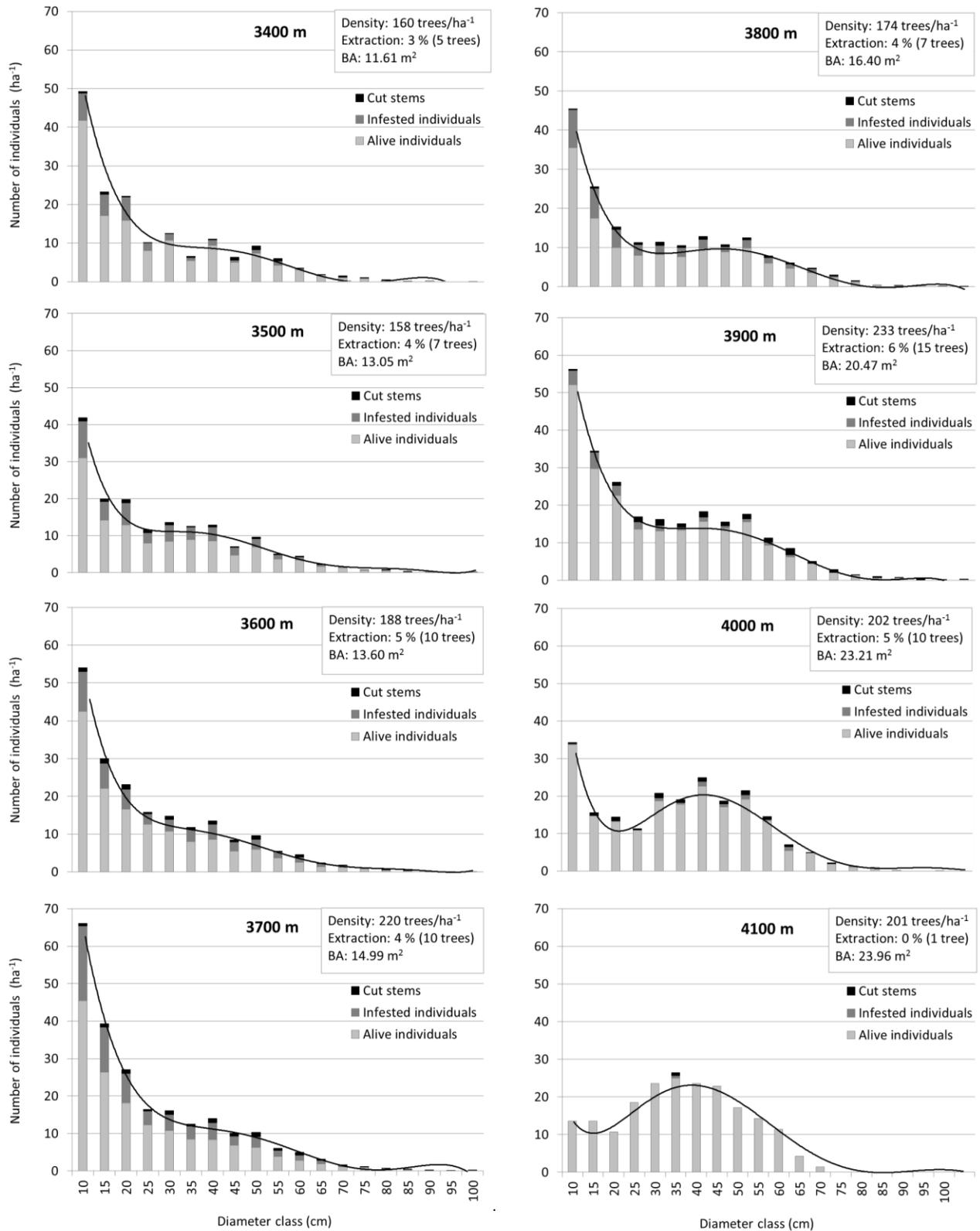


Fig. 4 Horizontal structure of *Pinus hartwegii* between elevations of 3400-4100 m.

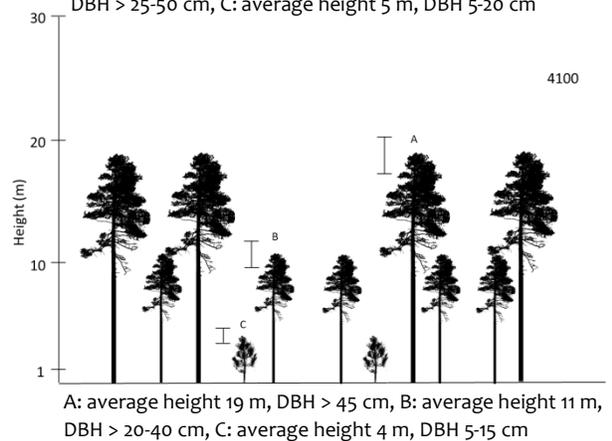
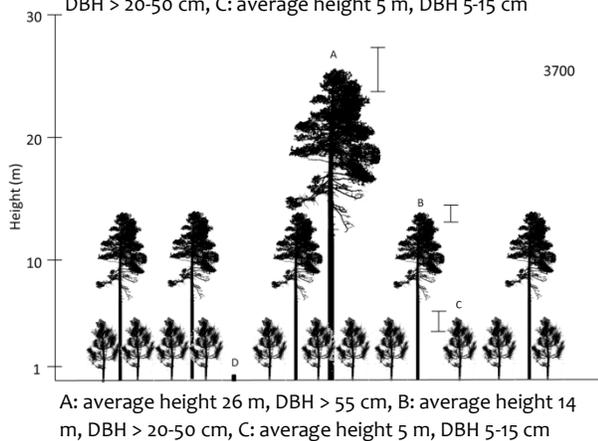
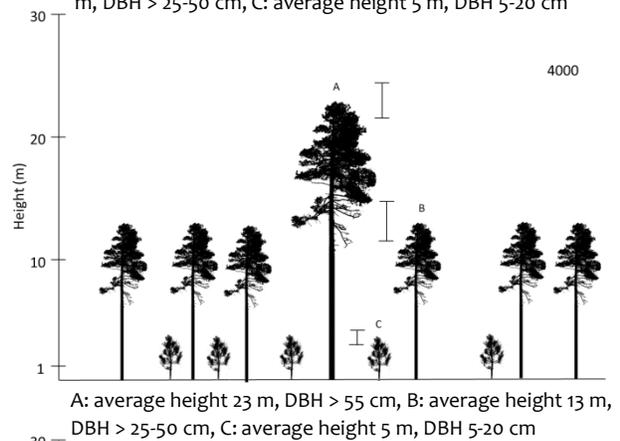
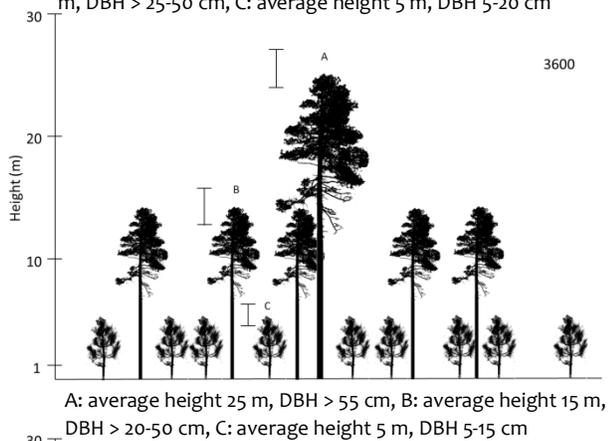
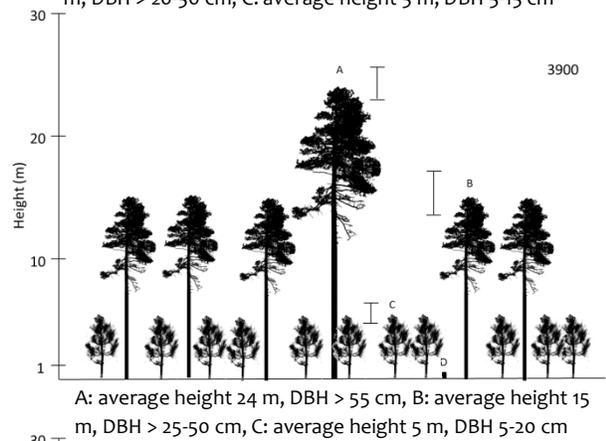
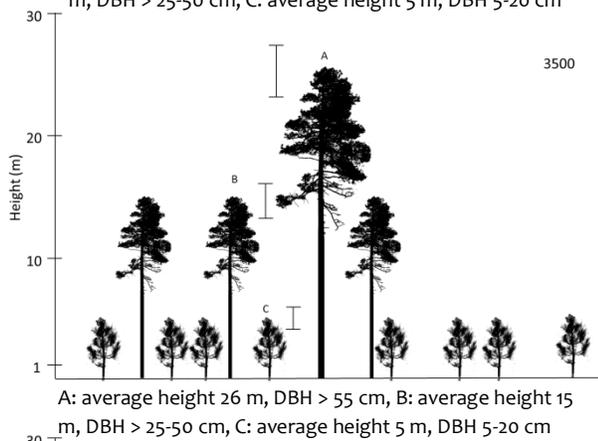
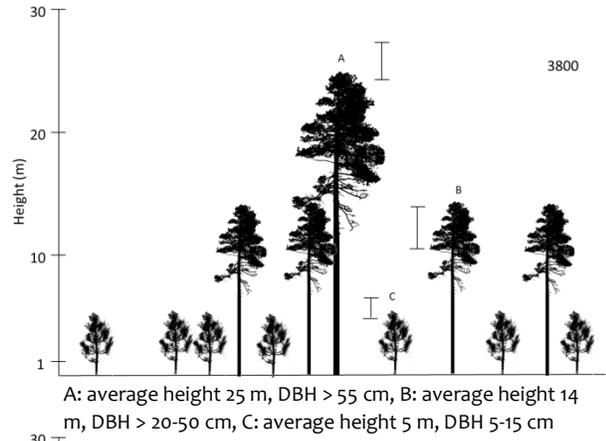
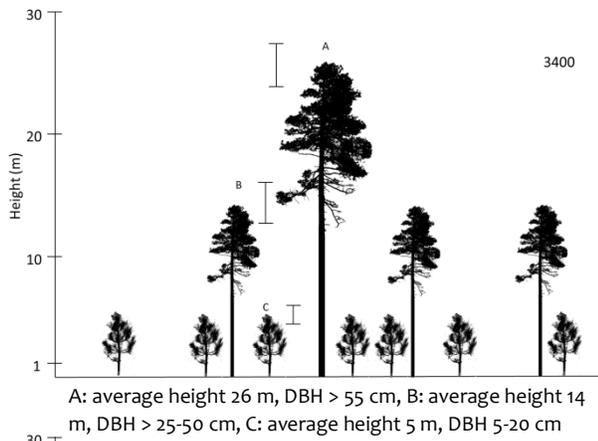


Fig. 5 Vertical structure of *Pinus hartwegii* stands across the elevation gradient. The letters denote the stratum as follow: A: Upper canopy, B: Midstory strata, C: Lower strata and D: Stumps. For a visual representation of vertical stratification, original photographs of each species were used in a profile of 10 x 50 m.

Pinus hartwegii regeneration occurred in patches with a tendency to increase in density with elevation. The greatest density of regeneration occurred at the middle part of the gradient (3700-3800m) (Fig. 6). Also, chi-square test show significant differences between the number of seedlings, small saplings, large saplings and small trees across elevation ($X^2=136.04$; $df=21$; $p < 0.05$).

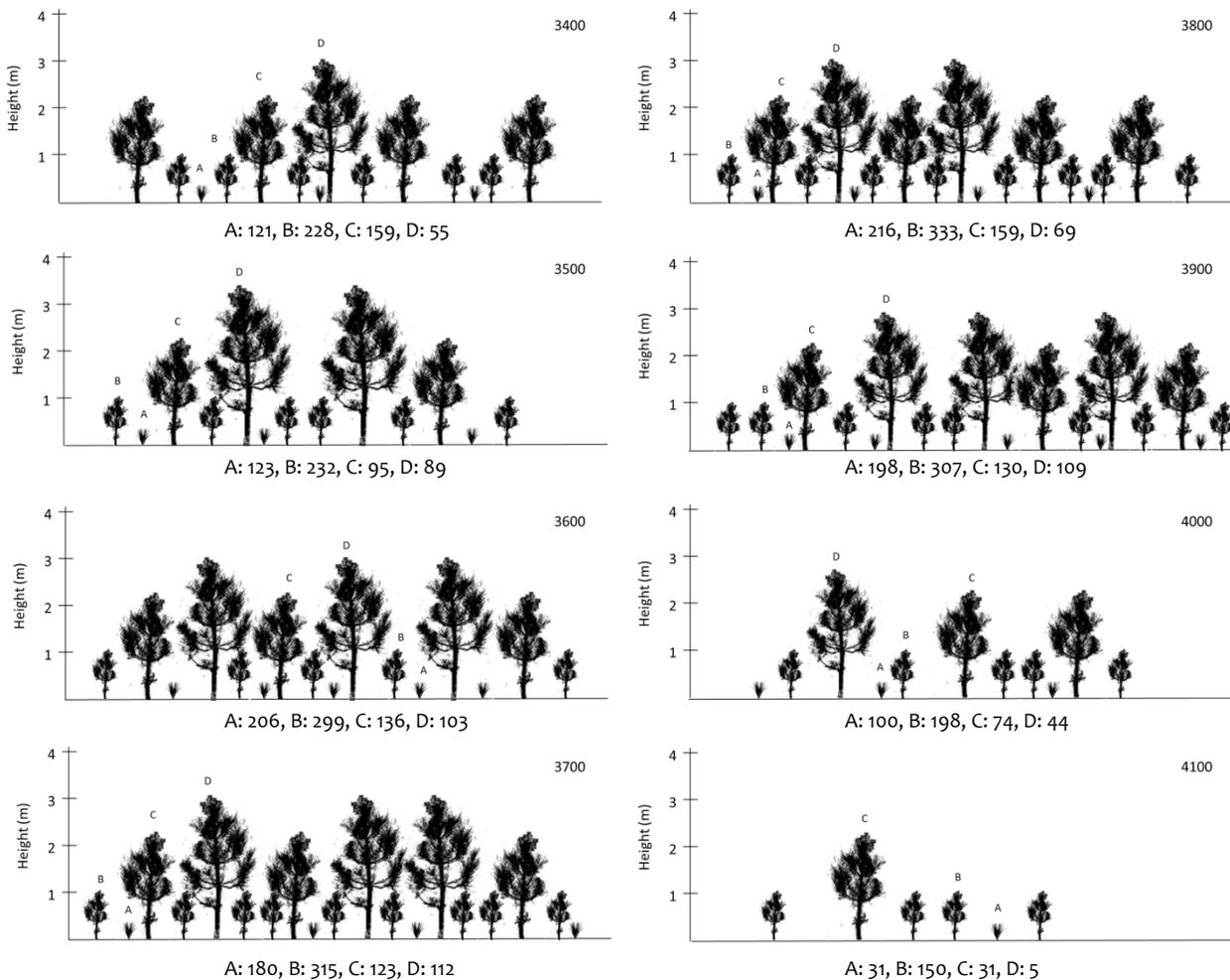


Fig. 6 Regeneration of *Pinus hartwegii* stands across the elevation gradient. A: Seedlings, B: Small saplings, C: Large saplings and D: Small trees. Number denote of individuals per hectare.

Discussion

Stands of *Pinus hartwegii* exhibits an inverse-J diameter distribution which is characteristic of natural forest populations (Fig. 4) (Lamprecht 1990; Peters 1994), but with increasing elevation the inflections of the curve suggested more irregular establishment of regeneration (Peters 1994). Also, density distribution is typical of

species along an elevation gradient with respect to environmental tolerance (Shelford 1913). Competition for light and water with other species in the lower elevations (Fig. 2) (Cervantes and Cuevas 1981) and low temperatures in the higher elevations contribute to this pattern (Brang et al. 2001). Other studies show similar decrement species distributions along elevation gradients (Singh et al. 1994; Gariola et al. 2008; Lingua et al. 2008).

Better shaped stands of *Pinus hartwegii* have been reported to be above 3400 m in elevation (Eguiluz 1982). This study suggests that the distribution of the better shaper stands mostly occurs between 3400-3900 m, with abundant regeneration and mature density in all size classes. Above 3900 m, the density of individuals increases for diameter classes larger than 30 cm dbh, because tree growth and successional processes are slower at higher elevations due to the climate and mortality of regeneration is higher because of frost injury (Tranquillini 1979; Brang et al. 2001; Masaka et al. 2010).

The phytosanitary condition and extraction are strongly related. Extraction results in forest fragmentation and loss of genetic variability (Ledig 1992) making it more susceptible to pests. The presence of pests in the smaller categories and the continuous extraction of the individuals of the major categories can produce changes in the structure of the forest from dense forests to fragmented forests, and from fragmented forests into grasslands (Endara et al. 2013).

Vertical structure did not differ along the altitudinal gradient except for at the upper elevation limits (4100m). This result is consistent with that observed in other temperate forests the height of the canopy differed very little with changes in elevation (Ohsawa 1995; Miyajima and Takahashi 2007), because as altitude increase available energy for tree growth decreases (Miyajima and Takahashi 2007).

The tallest *Pinus hartwegii* stems were found above 3400 m where heights exceeded 35 m. In previous studies in this region, however, Endara et al. (2012) reported three different strata with a maximum height of 30 m. Differences between studies may have been due to sampling intensity. Another study at the Zoquiapan Experimental Station in the reported Iztaccihuatl National Park reported a maximum height of 36.5 m for this species (García 2005).

The patchiness of regeneration of *Pinus hartwegii* in this study is also typical of other pine species (*Pinus jeffreyi*, *P. strobus* L., *P. sylvestris*) and is likely due to better recruitment of regeneration in canopy gaps (Stephens and Fry 2005; Brumelis et al. 2009; Fredericksen and Endara et al. 2013). The most abundant regeneration was found in the middle of the elevation gradient where competition with other species is lower and adult trees with large diameters dominate the intermediate stratum; suitable density conditions and canopy cover for the establishment of regeneration of this specie (May-Ek 2001).

Conclusions

The horizontal and vertical structure of a high mountain temperate forest exhibits variations along the altitudinal gradient. The best shaped populations are distributed between 3700 and 3800 m and have, despite variations in local environmental conditions, three strata dominated by adult tree and abundant regeneration with a tendency to agglomerate in patches as the altitude increases. Although the structure has favorable conditions for regeneration, it can be compromised in the long term by the presence of pests.

Acknowledgments

The authors thank the Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología and the Comisión Nacional Forestal for their finance and other support of this project.

References

- Bachofen H, Zingg A (2001) Effectiveness of structure improvement thinning on stand structure in subalpine Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stands. *Forest Ecology and Management* 145(1): 137-149.
- Brang P, Schönenberger W, Ott E, Gardner, B. 2001. Forests as protection from natural hazards. In: Evans J (ed) *The forests handbook, Volume 2 Applying forest science for sustainable management*, Blackwell Science Ltd, Cornwall, pp 53-81.
- Brumelis G, Strazds M, Eglava Z (2009) Stand structure and spatial pattern of regeneration of *Pinus sylvestris* in a natural treed mire in Latvia. *Silva Fennica* 43(5): 767-781.
- Cervantes MA, Cuevas RA. 1981. Análisis Radicular de *Pinus hartwegii*, *Abies religiosa*, *Pinus moctezume*, *Pinus ayacahuite* var. *Veitchii* y de algunas especies herbáceas en relación con la humedad y otras propiedades físicas del suelo. Tesis de licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México, México, p 181.
- CONAGUA, 2016. Estaciones climatológicas - 00015062. <http://smn.cna.gob.mx/es/emas> [accessed 12.06.17].
- Dauber E. 1995. Guía práctica y teórica para el diseño de un inventario forestal de reconocimiento. BOLFOR. Santa Cruz, Bolivia, p 24.
- Del Río M, Pretzsch H, Alberdi I, Bielak K, Bravo F, Brunner A, Condés S, Ducey MJ, Fonseca T, von Lüpke N, Pach M, Peric S, Perot T, Souidi Z, Spathelf P, Sterba H, Tijardovic M, Tomé M, Vallet P, Bravo-Oviedo A (2016) Characterization of the structure, dynamics, and productivity of mixed-species stands: review and perspectives. *European Journal of Forest Research* 135(1): 23-49.
- Dewalt SJ, Maliakal SK, Denslow JS (2003) Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. *Forest Ecology and Management* 182(1-3): 139-151.
- Doležal J, Šrůtek M (2002) Altitudinal changes in composition and structure of mountain-temperate vegetation: a case study from the Western Carpathians. *Plant Ecology*, 158(2): 201-221.

- Eguiluz PT (1982) Clima y distribución del género *Pinus* en México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 7: 30-44.
- Endara AAR. 2010. Análisis de los procesos de recuperación en el bosque templado del Parque Nacional Nevado de Toluca. Tesis de Doctorado. Universidad Autónoma del Estado de México, México, p 100.
- Endara AAR, Franco MS, Nava BG, Valdez HJI, Fredericksen TS (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(1): 39-44.
- Endara AAR, Calderón CR, Nava BG, Franco MS (2013) Analysis of fragmentation processes in high-mountain forests of the centre of Mexico. *American Journal of Plant Sciences* 4(03): 697-704.
- Endara AAR, Herrera TF (2016) Deterioro y conservación de los bosques del Nevado de Toluca y el rol de los actores locales. *CIENCIA ergo-sum* 23(3): 247-254.
- Enoki T, Kawaguchi H, Iwatsubo G (1996) Topographic variations of soil properties and stand structure in a *Pinus thunbergii* plantation. *Ecological Research* 11(3): 299-309.
- Fredericksen TS, Endara AAR (2013) Regeneration patterns of Eastern white pine (*Pinus strobus* L.) in hardwood-dominated forests in Virginia, USA. *New Forests* 44(1): 51-61.
- García SA. 2005. Función de producción de resina para *Pinus hartwegii* en la Estación Forestal Experimental Zoquiapan (EFEZ), Edo. de México. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de Chapingo, México, p 80.
- Gairola S, Rawal RS, Todaria NP (2008) Forest vegetation patterns along an altitudinal gradient in sub-alpine zone of west Himalaya, India. *African Journal of Plant Science* 2(6): 042-048.
- Hawksworth FG. 1977. The 6 class dwarf mistletoe rating system. Gen. Tech. Rep. RM-48. USDA Forest Service, Fort Collins, Colorado, p 14.
- Holeksa J, Saniga M, Szwagrzyk J, Dziedzic T, Ferenc S, Wodka M (2007) Altitudinal variability of stand structure and regeneration in the subalpine spruce forests of the Pol'ana biosphere reserve, Central Slovakia. *European Journal of Forest Research* 126(2): 303-313.
- Homeier J, Breckle SW, Günter S, Rollenbeck RT, Leuschner C (2010) Tree diversity, forest structure and productivity along altitudinal and topographical gradients in a species-rich Ecuadorian montane rain forest. *Biotropica* 42(2): 140-148.
- Koop H, Rijkssen HD, Wind J. 1994. Tools to diagnose forest integrity: an appraisal method substantiated by Silvi-Star assessment of diversity and forest structure. In: Boyle, TJB, Boontawee, B (eds) *Measuring and Monitoring Biodiversity in Tropical and Temperate Forests*. CIFOR, Bogor, Indonesia, pp 309-331.
- Lamprecht H. 1990. Silvicultura en los trópicos los ecosistemas forestales en los bosques tropicales y sus especies arbóreas, posibilidades y para un aprovechamiento sostenido. *Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit, Alemania*, p 335.
- Ledig FT (1992) Human impacts on genetic diversity in forest ecosystems. *Oikos* 63(1): 87-108.

- Lingua E, Cherubini P, Motta R, Nola P (2008) Spatial structure along an altitudinal gradient in the Italian central Alps suggests competition and facilitation among coniferous species. *Journal of Vegetation Science* 19(3): 425-436.
- Masaka K, Sato H, Kon H, Torita H (2010) Mortality of planted *Pinus thunbergii* Parl. saplings subject to coldness during winter and soil types in region of seasonal soil frost. *Journal of Forest Research* 15(6): 374-383.
- May-Ek, NG. 2001. Dinámica de la regeneración de *Abies religiosa* (HBK) Schl. et. Cham. y *Pinus hartwegii* Lindl., en la Estación Forestal Experimental Zoquiapan, Estado de México. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma Chapingo, México, p 78.
- Mayer H. and Ott E. 1991 *Gebirgswaldabau-Schutzwaldpflege: ein waldbaulicher Beitrag zur Landschaftsökologie und zum Umweltschutz*. Elsevier, München, p 587.
- Miyajima Y, Takahashi K (2007) Changes with altitude of the stand structure of temperate forests on Mount Norikura, central Japan. *Journal of forest research* 12(3): 187-192.
- Mostacedo B, Fredericksen TS (2000) *Manual de Métodos Básicos de Muestreo y Análisis en Ecología Vegetal*. Santa Cruz, Bolivia: BOLFOR.
- Ogden J, Fordham, RA, Pilkington S, Serra RG (1991) Forest gap formation and closure along an altitudinal gradient in Tongariro National Park, New Zealand. *Journal of vegetation science* 2(2): 165-172.
- Ohsawa M (1995) Latitudinal comparison of altitudinal changes in forest structure, leaf-type, and species richness in humid monsoon Asia. *Global Change and terrestrial ecosystems in monsoon Asia* 121(1/2): 3-10.
- Parkes D, Newell G, Cheal D (2003) Assessing the quality of native vegetation: the 'habitat hectares' approach. *Ecological Management & Restoration* 4(s1): S29-S38.
- Perry DA, Oren R. Hart SC. 2008. *Forest Ecosystems*. Second edition. Johns Hopkins University Press, USA, p 632.
- Peters CM. 1994. Sustainable harvest of non-timber plant resources in tropical moist forest: an ecological primer. Biodiversity Support Programme, World Wildlife Fund, Washington DC, p. 73.
- Reisigl H and Keller R. 1987. *Alpenpflanzen Im Lebensraum*. Gustav Fischer-Verlag, Stuttgart, p 149.
- Sharma CM, Suyal S, Gairola S, Ghildiyal SK (2009) Species richness and diversity along an altitudinal gradient in moist temperate forest of Garhwal Himalaya. *Journal of American Science* 5(5): 119-128.
- Shelford VE. 1913. *Animal communities in temperate America*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA, p 362.
- Singh SP, Adhikari BS, Zobel DB (1994) Biomass, productivity, leaf longevity, and forest structure in the central Himalaya. *Ecological Monographs* 64(4): 401-421.
- Spies TA, Franklin JF. 1991. The structure of natural young, mature, and old-growth Douglas-Fir forests in Oregon and Washington. In: Aubry KB, Brookes MH, Agee JK, Anthony RG, Franklin JF (eds) *Wildlife and Vegetation of Unmanaged Douglas-Fir Forests*. USDA Forest Service, Portland, Oregon, pp. 91-109.

- Stephens SL, Fry DL (2005) Spatial distribution of regeneration patches in an old-growth *Pinus jeffreyi*-mixed conifer forest in northwestern Mexico. *Journal of Vegetation Science* 16(6): 693-702.
- Strong CL, Boulter SL, Laidlaw MJ, Maunsell SC, Putland D, Kitching RL (2011) The physical environment of an altitudinal gradient in the rainforest of Lamington National Park, southeast Queensland. *Memoirs of the Queensland Museum Nature* 55(2): 251-270.
- Tranquillini W (1964) The physiology of plants at high altitudes. *Plant Physiology* 15: 345-362.
- Valdez HJI (2002) Aprovechamiento forestal de manglares en el estado de Nayarit, Costa Pacífica de México. *Madera y bosques* 8(Número especial 1): 129-145.
- Wangda P, Ohsawa M (2006) Structure and regeneration dynamics of dominant tree species along altitudinal gradient in a dry valley slopes of the Bhutan Himalaya. *Forest ecology and management* 230(1): 136-150.
- Watson J, Freudenberger D, Paull D (2001) An assessment of the focal-species approach for conserving birds in variegated landscapes in southeastern Australia. *Conservation Biology* 15(5): 1364-1373.
- Wikstrom P, Eriksson LO (2000) Solving the stand management problem under biodiversity-related considerations. *Forest Ecology and Management* 126(3): 361-376.
- Zenner EK, Hibbs DE (2000) A new method for modelling the heterogeneity of forest structure. *Forest Ecology and Management* 129(1): 75-87.

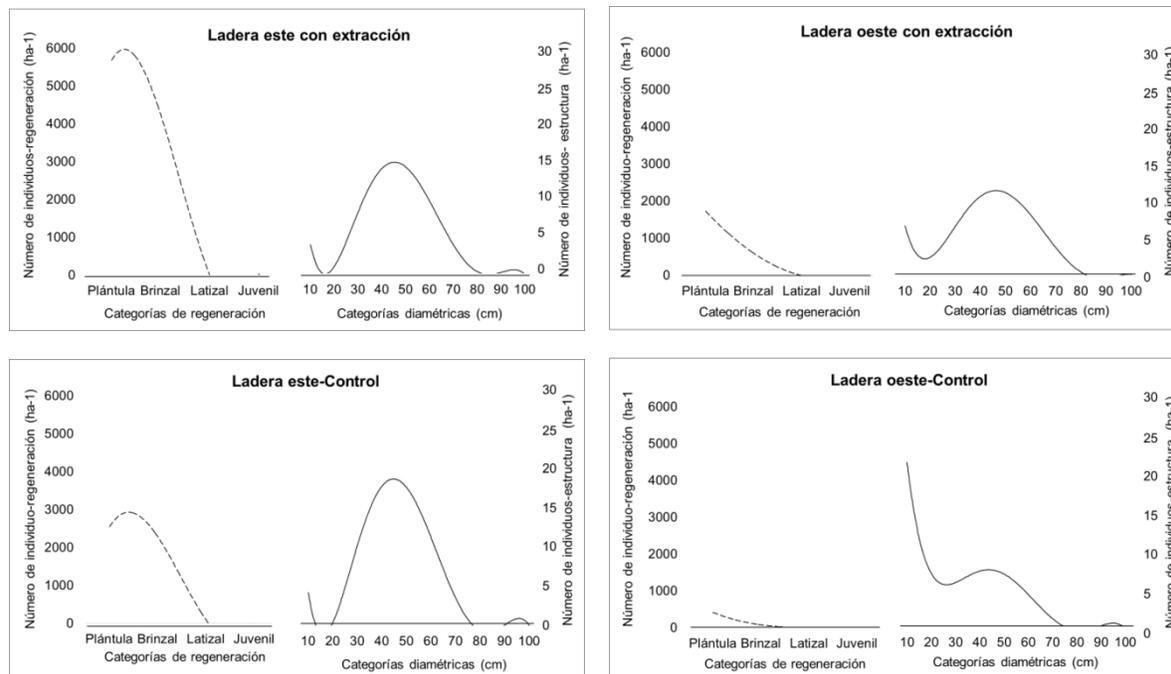
IV.2 Análisis de la distribución espacial de la estructura y su relación con los procesos de regeneración en zonas con evidencia de extracción

Objetivo 2: Se llevó a cabo con la finalidad de conocer si las poblaciones presentan un patrón de espacial que al ser modificado por la extracción produzcan una reducción en la abundancia y establecimiento de la regeneración.

IV.2.1 Estructura horizontal y vertical

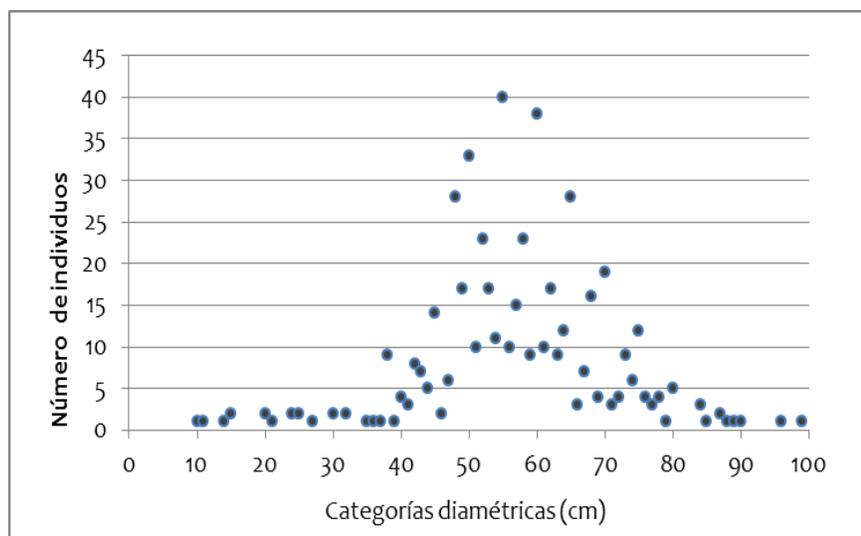
Los efectos de la extracción en la estructura a una mayor escala (ha^{-1}) se observan en las curvas de ajuste de la distribución de individuos por categoría diamétrica, las cuales presentan inflexiones en ambas laderas y una distribución de tipo normal (figura 10). Esto sugiere el establecimiento irregular de la regeneración o poblaciones cuya regeneración ha sido temporalmente interrumpida por exceso de colecta de semilla o daño directo a las plántulas (Peters, 1994), principalmente por incendios forestales, pastoreo y extracción en la zona (Franklin y Forman, 1987; Endara-Agramont, et al. 2012).

Figura 10. Estructura horizontal y regeneración en ambas laderas representada por las curvas de ajuste polinomial de quinto grado



La extracción está asociada al saneamiento por presencia de plagas y enfermedades (*Dendroctonus adjunctus* y *A. vaginatum* (Willd. Presl.)). Las categorías más afectadas son de 35 a 75 cm de DAP, rango donde se observa la mayor cantidad de individuos semilleros potenciales (figura 11). Por lo tanto, la disminución de estos, puede reducir el suministro de semillas y producir la pérdida de variabilidad genética (Ledig, 1992).

Figura 11. Distribución de los árboles semilleros considerando todos los registros de lo largo del gradiente altitudinal



Destaca la curva de distribución de LO-C cuya forma tiende a la J invertida característica de poblaciones naturales conservadas, sin embargo el 49% del arbolado está infestado por muérdago negro a partir de la categoría de 10 cm de DAP, aunado a la regeneración natural inexistente, posiblemente por la menor abundancia de los individuos semilleros potenciales (cuadro 3), no se garantiza la incorporación de individuos a las categorías mayores.

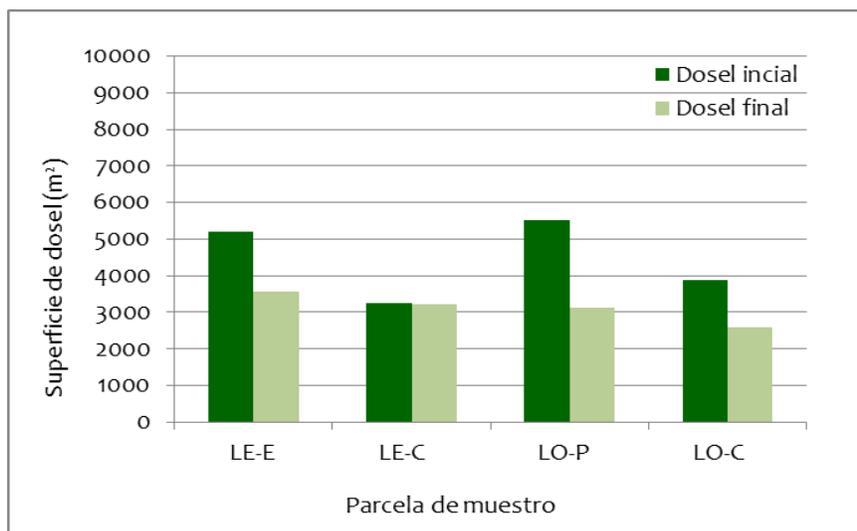
Cuadro 3. Datos estructurales y del dosel en sitios con extracción y su control

Parcela	AB (m ²)	Abundancia (árboles/ha)	% de árboles semilleros potenciales	% de extracción	Árboles extraídos	Sup. dosel extraída m ²	Sup. sin dosel no extraída %	Sup. parches de regeneración
LE-E	20.40	152	55	25	52	1,652.62	48	1158.03
LE-C	22.97	165	61	0.6	1	21.66	68	1046.54
LO-E	18.09	104	68	40	68	2,406.56	45	0
LO-C	16.07	207	31	23	23	1,276.65	61	0

Por otro lado, la estructura vertical presenta tres estratos con individuos de hasta 35 m de altura (figura 14). Los árboles del estrato dominante registran copas con un diámetro aproximado de 5 a 11 m, el estrato codominante de 1.6 a 2.6 m y el estrato suprimido de 0.5 a 1.0 m. El estrato con mayor extracción es el codominante y el superior en ambas laderas debido a que en estos están conformados por las categorías (25-55 cm) con mayor posibilidad de ataque de descortezador (Guadarrama-de Nova, 2017).

LO-E es la parcela con el mayor porcentaje de pérdida de individuos pertenecientes al estrato dominante y codominante (45% y 33% respectivamente), lo que representa una reducción del 24% de la superficie del dosel, mientras las otras parcelas registran una disminución del 13% (LO-C) y 16% (LE-E) por extracción. No obstante, la superficie de cobertura de dosel previa a la extracción cubre solo cerca de la mitad de la hectárea o menos (figura 12). Lo anterior evidencia que a diferencia de los bosques tropicales el dosel, de forma natural no es cerrado en su totalidad. Coomes (2007) reporta resultados similares donde a altitudes mayores el dosel tiende a ser más abierto.

Figura 12. Cambios de en la superficie de dosel antes y después de la extracción



IV.2.2 Distribución espacial del arbolado

El análisis del índice de vecino más cercano muestra una distribución agrupada en sitios con mayor abundancia de árboles (LE-C y LO-C) y una distribución aleatoria en sitios con mayor extracción (LE-E, LO-E) (cuadro 4). La distancia de un árbol con respecto a su vecino más cercano aumenta o disminuye en función de la distribución espacial inicial del rodal y del patrón de extracción. En la zona de estudio, debido a que la mayor extracción se produce por actividades de saneamiento de descortezador, cuyo comportamiento es atacar un árbol y pasar a los más cercanos (Chávez-Campuzano, 2015), los patrones de extracción también muestran esta tendencia. De tal modo que en un rodal con distribución aleatoria o agrupada inicial tiene a disminuir la distancia entre vecinos, pero aumentar la distancia entre los grupos residuales puesto que la superficie considerada es la misma (figura 13). Las implicaciones ecológicas se abordan en la siguiente sección.

Cuadro 4. Resultados del análisis del promedio del vecino más cercano

Parcela	Tiempo	Radio del vecino más cercano	Valor de P	Puntaje de Z	Tipo de distribución
LE-E	T1	1.045041	0.269820	1.103477	Aleatoria
	T2	1.015681	0.750876	0.317485	Aleatoria
LE-C	-	0.676933	0.000000	-7.127701	Agrupada
LO-E	T1	1.014983	0.706982	0.375912	Aleatoria
	T2	0.942483	0.261809	-1.122126	Aleatoria
LO-C	T1	0.754846	0.000000	-7.112683	Agrupada
	T2	0.662393	0.000000	-9.292392	Agrupada

T1: antes de la extracción, T2: después de la extracción

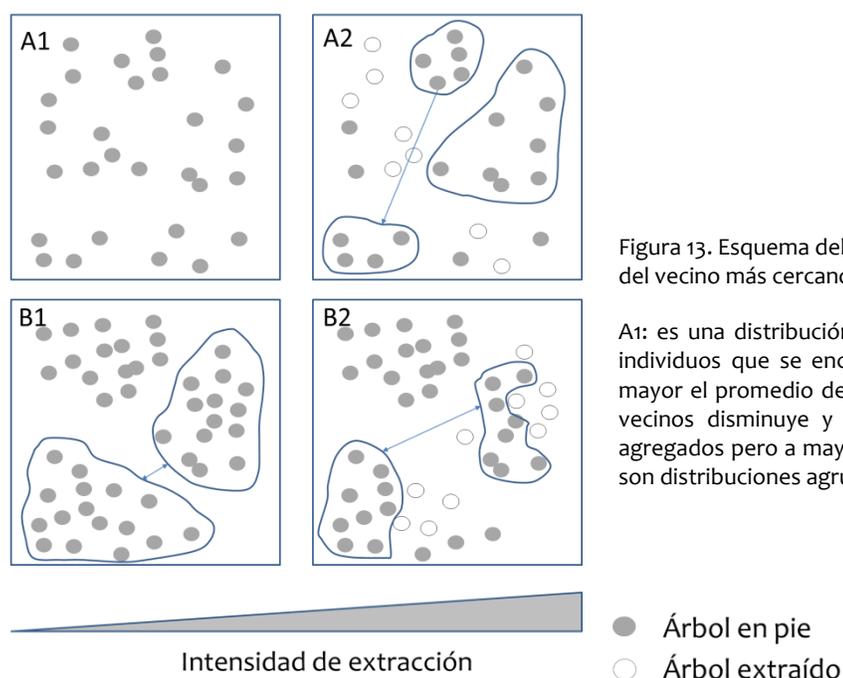
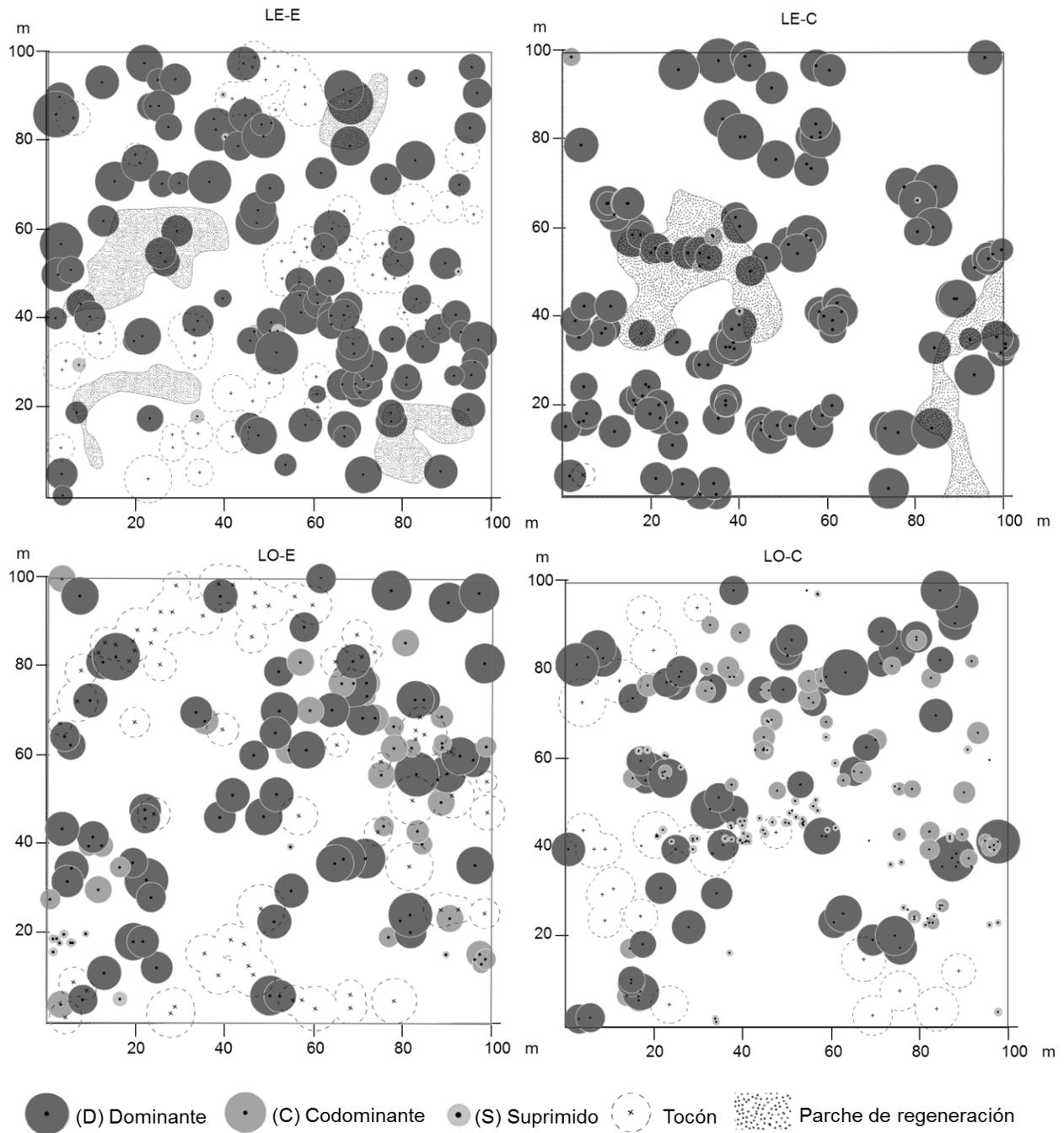


Figura 13. Esquema del decremento del radio del vecino más cercano

A1: es una distribución aleatoria, al eliminarse individuos que se encuentran a una distancia mayor el promedio de las distancias con otros vecinos disminuye y puede aparecer grupos agregados pero a mayor distancia (A2). B1 y B2 son distribuciones agrupadas.

Figura 14. Distribución espacial de los árboles, regeneración, tocones y cobertura de dosel en los sitios de muestreo



Estratos arbóreos: LE-E (D: 18 m, >25 cm; S: 5, 5-20 cm); LE-C (D: 22 m, >35 cm; C: 10, 20-25 cm; S: 4 m, 10-15 cm); LO-E (D: 27 m, >45 cm; C: 19 m, 25-40 cm; S: 6, 10-20 cm) y LO-C (D: 23 m, >40 cm; C: 12 m, 20-35 cm; S: 4 m, 5-15 cm). Donde D, C y S = estrato: altura promedio; categorías diamétricas (DAP).

IV.2.3 Efectos de la formación de claros y parches de regeneración

La reducción de cobertura del dosel tiene un impacto inmediato en la cantidad de luz que llega al piso forestal (Healey *et al.* 2000). *P. hartwegii* al ser una especie heliófita durable coloniza espacios abiertos y el modo de regeneración es mediante claros (Finegan, 1992; Veblen, 1992; Yamamoto, 1996), como se observa en la regeneración natural en la ladera este (foto 2 y 3, figura 14).



Foto 2. Vista inferior del dosel en el sitio.

Foto 3. Regeneración distribuida y agrupada en parches en la ladera este control



Al igual que otros estudios en ecosistemas forestales subalpinos y en otras especies de pino (*Pinus jeffreyi*, *P. strobus* L., *P. sylvestris*) la apertura de claros aumenta el reclutamiento y favorece la regeneración natural (Alexander, 1986; Collins *et al.* 2010) agrupada en parches, establecida antes de la extracción (Yamamoto, 2000). Esta distribución genera competencia intraespecífica, aumentando el número de individuos dominantes (en etapa de regeneración) pero en menor abundancia, capaces de sobrevivir a los incendios (Velázquez-Martínez, 1984; Velázquez-Martínez *et al.* 1986) y por lo tanto incorporarse a las categorías mayores.

En la ladera oeste la distribución aleatoria de la estructura, permite una mayor disponibilidad de luz, sin embargo estudios previos (Velázquez-Martínez, 1984) muestran que la mortalidad de las plántulas es mayor en la condición de dosel abierto, debido al aumento de temperatura en el suelo y la pérdida de humedad que tiene un efecto sobre la germinación y la sobrevivencia inicial de las plántulas (Noble y Alexander, 1977; Spurr y Barnes, 1982; Cetina-Alcala, 1984; Domínguez-Álvarez, 1990). Así mismo, los continuos daños de las operaciones de saneamiento y aprovechamiento de la madera recurrente compactan el suelo y reducen las posibilidades de incorporación de pequeñas plántulas (Van Gardingen *et al.* 1998), aunado a los incendios y pastoreo, están afectando seriamente los procesos de regeneración (foto 4 y 5).

Foto 4. Daños por operaciones de extracción en LO-E



Foto 5. Estructura residual después de la extracción por saneamiento



En general, estos resultados indican que la extracción cambia la curva de distribución de J invertida a una de tipo normal. Si existe una regeneración natural establecida con una distribución espacial agregada del dosel intermedio y superior, la regeneración se verá beneficiada con la apertura de dosel.

Sin embargo, la extracción recurrente de los árboles, en zonas sin regeneración natural, plantea dos escenarios: a) aumento de la distancia de un árbol respecto a su vecino más cercano, si esta tendencia continúa el rodal pasará a tener una distribución dispersa con árboles aislados que no proporcionan la cobertura de dosel que regule las condiciones ambientales del sitio para el establecimiento de la regeneración, la cual pasará a tener una distribución aleatoria, y b) la superficie sin dosel aumenta generando una distribución agregada de grupos de árboles, pero la distancia entre estos agregados incrementa, también disminuye la superficie con las condiciones ambientales adecuadas para el establecimiento de la regeneración.

En este sentido el presente trabajo aprueba la hipótesis planteada ya que la curva de ajuste de la estructura horizontal muestra una distribución de tipo normal diferente de la distribución con forma de J invertida de los bosques primarios. Mientras que la regeneración exhibe variaciones en la abundancia y en la forma de establecimiento (de natural-aglomerada a inducida y aleatoria). Con base en esto, el trabajo constituye un punto de partida para futuras investigaciones que podrían centrarse en determinar los umbrales de intensidad de extracción a partir de los cuales es insuficiente, adecuado y excesiva la abundancia de árboles por estrato de acuerdo a los objetivos de restauración o aprovechamiento.

V. CONCLUSIONES GENERALES

Analizar el efecto de la extracción forestal sobre la estructura y regeneración del bosque de *Pinus hartwegii* del Nevado de Toluca, permitió determinar que la extracción selectiva en el área de estudio incide en la curva de ajuste de la distribución de individuos por categoría diamétrica; como resultado del establecimiento irregular de la regeneración, así como en la abundancia y distribución de la regeneración.

La densidad promedio a lo largo del gradiente altitudinal es de 192 árboles/ha⁻¹ y el área basal promedio es de 17.16 m²/ha⁻¹, mientras que la extracción se presenta en un rango de 3 a 6% anual, siendo la cota 3900 m s.n.m la que presenta mayor extracción. Las poblaciones no muestran diferencias significativas en la distribución de frecuencias entre los 3400 y 3900 m s.n.m, la extracción selectiva y presencia plagas afecta todas las categorías diamétricas, disminuyendo la abundancia de plántulas, latizales y juveniles, lo cual no garantiza la incorporación de individuos a las categorías mayores.

El análisis de las variables a mayor detalle muestra que la extracción está asociada al saneamiento por presencia de plagas y enfermedades (*Dendroctonus adjunctus* y *A. vaginatum* (Willd. Presl.)), lo cual genera una distribución de frecuencias de tipo normal, debido a la baja abundancia en las categorías menores (10-35 cm). Sin embargo, las zonas con extracción pero con mayor número de árboles potenciales semilleros (ubicados en las categorías de 40 a 75 cm de DAP), presentan una mayor abundancia de regeneración natural y posibilidades de sobrevivencia a otras perturbaciones en la zona (incendios y pastoreo).

Por el contrario, la extracción intensiva de árboles con potencial semillero, asociada a la selección de los mejores individuos para fines comerciales y al saneamiento realizado de forma inadecuada, aumenta los claros y genera grupos aislados de árboles cada vez más alejados, disminuyendo la superficie con las condiciones adecuadas para el establecimiento de la regeneración debido a los cambios en la disponibilidad de luz, temperatura y humedad del suelo.

La presencia de plagas y plantas parásitas en todas las categorías diamétricas y en zonas sin regeneración natural, compromete la sobrevivencia de los individuos. Por lo que son necesarias acciones de manejo como reforestaciones con individuos que sean resistentes a la plagas.

Por otra parte, en las zonas sin extracción aparente (0.6% de tocones ha⁻¹), el dosel no es completamente cerrado, presenta un patrón de distribución agrupado en árboles adultos y en la regeneración, como resultado de la extracción histórica e incendios forestales en el área.

En este sentido, los resultados de este trabajo contribuyen en la comprensión de la respuesta de los bosques de montaña monoespecíficos ante la extracción selectiva. Así mismo, la metodología empleada puede ser utilizada en otros bosques de montaña con poblaciones de *Pinus hartwegii* u otra especie dominante, principalmente en Áreas Naturales Protegidas.

Referencias

- Alexander, R.R., 1986. *Engelmann spruce seed production and dispersal, and seedling establishment in the central Rocky Mountains*. USA: For. Serv. Rocky Mt. For. Exp. Stn. Gen. Tech. Rep. No. RM-134.
- Aroca-Fernández, P., 2016. *La regeneración natural del pino silvestre (Pinus sylvestris L.) en el valle del Lozoya (Madrid): Germinación y supervivencia inicial*. Tesis doctoral. Universidad politécnica de Madrid, Madrid, España.
- Ávila-Flores, D.Y., Aguirre-Calderón, O.A., Treviño-Garza, E.J. y Vargas-Larreta, B. 2012. Stand structure of *Pinus hartwegii* affected by fire using neighbourhood parameters in the Sierra Madre Oriental, Mexico. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 15(2), pp.377- 387.
- Ávila-Flores, D.Y., González-Tagle, M.A., Jiménez-Pérez, J., Aguirre-Calderón, O.A., Treviño-Garza, E., Vargas-Larreta, B. y Alanís Rodríguez, E. 2014. Efecto de la severidad del fuego en las características de la estructura forestal en rodales de coníferas. *Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente*, 20(1), pp.34-45.
- Benítez, M. E., Guevara, J. y Arends, E., 1996. Dinamica sucesional en claros producidos por perturbaciones naturales y explotaciones forestales. *Revista Forestal Venezolana*, 40(2), pp.21-28.
- BOLFOR y PROMABOSQUE, 1999. *Guía para la Instalación y Evaluación de Parcelas Permanentes de Muestreo (PPMs)*. Santa Cruz, Bolivia.
- Bormann, F.H. and Likens, G.E., 1979. *Pattern and process in a forested ecosystem*. New York: Srpinger-Verlag.
- Bray, J.R., 1956. Gap phase replacement in a maple-basswood forest. *Ecology*, 37(3), pp.598-600.
- Calderón de Rzedowski, G. y Rzedowski, J., 2005. *Flora fanerogámica del Valle de México. Michoacán*. México: INECOL-CONABIO.
- Campos, J.L., 1993. *Claves para la determinación de los pinos mexicanos*. México: Universidad Autónoma Chapingo.
- Canham, C.D., 1989. Different responses to gaps among shade-tolerant tree species. *Ecology*, 70(3), 548-50.
- Cetina-Alcala, V.M., 1984. *Estudio sobre germinación de Pinus cembroides Zucc., en condiciones naturales*. Tesis de maestría. Colegio de Posgraduados.

Chávez-Campuzano, L.M., 2015 *Análisis de la dispersión estacional de Dendroctonus adjunctus (Blanford) en el Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca*. Tesis de maestría. Universidad Autónoma del Estado de México.

Clements, F.E., 1916. *Plant succession: an analysis of the development of vegetation*. Washington: Carnegie Institution of Washington.

Collins, B.J., Rhoades, C.C., Underhill, J. and Hubbard, R.M., 2010. Post-harvest seedling recruitment following mountain pine beetle infestation of Colorado lodgepole pine stands: a comparison using historic survey records. *Canadian journal of forest research*, 40(12), pp.2452-2456.

Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), 2013. *Estudio Previo Justificativo para la Modificación de la Declaratoria del Parque Nacional Nevado de Toluca*. [En línea] Disponible en: <<http://www.toluca.gob.mx/archivos/Nevado-de-Toluca-2013.pdf>> [Consultado 7 de noviembre de 2017].

Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), 2016. *Estaciones climatológicas - 00015062*. Disponible en: <<http://smn.cna.gob.mx/es/emas>> [Consultado 12 junio 2017].

Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), 2013. *Superficie afectada por plagas y enfermedades forestales por entidad federativa, 1990-2012* [El Medio Ambiente en México 2013-2014 > Ecosistemas terrestres > Procesos del cambio de uso del suelo > Plagas y enfermedades forestales] [En línea] Disponible en: <http://apps1.semarnat.gob.mx/dgeia/informe_resumen14/02_ecosistemas/2_3.html> [Consultado 10 de abril de 2018].

Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), 2015. *Inventario Nacional Forestal y de Suelos. Procedimientos de muestreo*. [pdf] Guadalajara, México: CONAFOR. Disponible en: <<https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&cad=rja&uact=8&ved=0ahUKEwicouWs5OfaAhWF2YMKHTTPBLMQFggnMAA&url=http%3A%2F%2Fwww.cnf.gob.mx%3A8090%2Fsnif%2Fportal%2Fcomponent%2Fphocadownload%2Fcategory%2F267-2015%3Fdownload%3D1228%3Aanexo-procedimientos-de-muestreo-infys-2015&usg=AOvVaworIRhKLd5v4hH-VkJ7FpUw>> [Consultado 15 de marzo de 2016].

Connell, J.H., 1989. Some processes affecting the species composition in forest gaps. *Ecology*, 70(3), pp.560-562.

Coomes, D.A. and Allen, R.B., 2007. Effects of size, competition and altitude on tree growth. *Journal of Ecology*, 95(5), pp.1084-1097.

Dauber, E. 1995. *Guía práctica y teórica para el diseño de un inventario forestal de reconocimiento*. BOLFOR. Santa Cruz, Bolivia.

Dale, V.H., Joyce, L.A., McNulty, S., Neilson, R.P., Ayres, M.P., Flannigan, M.D., Hanson, P.J., Irland, L.C., Lugo, A.E., Peterson, C.J. Simberloff, D., Swanson, F.J., Stocks, B.J. and

Wotton, B.M. 2001. Climate change and forest disturbances. *Bioscience* 51(9), pp.723-734.

Daniel, T.W, Helms, J.A, y Baker, F.S., 1982. *Principios de silvicultura*. México: McGraw-Hill.

DOF, 1994. NORMA Oficial Mexicana NOM-060-ECOL-1994, que establece las especificaciones para mitigar los efectos adversos ocasionados en los suelos y cuerpos de agua por el aprovechamiento forestal.

DOF, 2016. ACUERDO por el que se da a conocer el Resumen del Programa de Manejo del Área Natural Protegida con categoría de Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Domínguez-Álvarez, A., 1990. *Factores que intervienen en el establecimiento de la regeneración. Apuntes de clase*. México: Universidad Autónoma de Chapingo.

Duaber, E., 1995. *Guía práctica y teórica para el diseño de un inventario forestal de reconocimiento*. BOLFOR.

Eguiluz-Piedra, T. 1978. *Ensayo de la Integración de Conocimientos sobre el Género Pinus en México*. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma Chapingo.

Eguiluz-Piedra, T., 1985b. *Descripción botánica de los pinos mexicanos*. México: División de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo.

Endara-Agramont, A.R., 2007. *Estructura forestal de Pinus hartwegii en el Parque Nacional Nevado de Toluca*. Masters Thesis. Universidad Autónoma del Estado de México. México.

Endara-Agramont, A.R., Cedillo-Alonso.M. y Nava-Bernal, E.G., 2014. *Actualización del mapa de plagas y enfermedades forestales del Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca*. México: Universidad Autónoma del Estado de México. En prensa.

Endara-Agramont, A.R., Franco-Maass, S., Nava-Bernal, G.E., Valdez-Hernández, J.I. and Fredericksen, T.S., 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(1), pp.39-44.

ESRI, 2018. *Cómo funciona Vecino más cercano promedio*. [En línea] Disponible en: <<http://desktop.arcgis.com/es/arcmap/10.3/tools/spatial-statistics-toolbox/h-how-average-nearest-neighbor-distance-spatial-st.htm>> [Consultado 13 de febrero de 2018].

Farjon, A. 2013. *Pinus hartwegii*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2013*. [En línea] Disponible en: <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T42367A2975679.en.>> [Consultado 27 de noviembre de 2017].

Fedrowitz, K., Koricheva, J., Baker, S.C., Lindenmayer, D.B., Palik, B., Rosenvald, R., Beese, W., Franklin, J. F., Kouki, J., Macdonald, E., Messier, C., Sverdrup-Thygeson, A. and Gustafsson, L., 2014. Can retention forestry help conserve biodiversity? A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 51(6), pp.1669-1679.

Fierros-Gonzales, A.M., 1985. *Microenvironmental factors that affect natural regeneration of conifers and its manipulation through silvicultural treatments*. PhD. Yale University School of Forestry and Environmental Studies.

Finegan, B., 1992. The management potential of neotropical secondary lowland rain forest. *Forest ecology and management*, 47(1-4), pp.295-321.

Franco-Maass, S., Regil-García, H.H. y Ordoñez-Díaz, J.A.B., 2006. Dinámica de perturbación recuperación de las zonas forestales en el Parque Nacional Nevado de Toluca. *Madera y Bosques*, 12(1), pp.17-28.

Franco M.S., Endara A.A.R., Regil G.H.H. y Nava-Dotor, A., 2010. *Estudio fitosanitario forestal del parque nacional nevado de Toluca*. México: CONANP.

Franklin, J.F. and Forman, R.T., 1987. Creating landscape patterns by forest cutting: ecological consequences and principles. *Landscape ecology*, 1(1), pp.5-18.

Gairola, S., Rawal, R.S. and Todaria, N.P., 2008. Forest vegetation patterns along an altitudinal gradient in sub-alpine zone of west Himalaya, India. *African Journal of Plant Science*, 2(6), pp.042-048.

Gallegl, M. and Craih D., 1983. *Forest for the Future, Growing New Forests in the Pacific Northwest*. USA: United States Department of Agriculture, Forest Service.

García, E. 1967. *Apuntes de climatología*. México: Instituto de Geografía, UNAM.

Gómez-Pompa, A. and Burley, F.W., 1991. The management of tropical forests. In: A Gómez-Pompa, T.C. Whitmore, and M. Hadley, eds. 1991. *Rain forest regeneration and management*. París: UNESCO y The Parthenon Publishing Group. pp. 3-20.

Grimm, V., Revilla, E., Berger, U., Jeltsch, F., Mooij, W., Railsback, S.F., Thulke, H., Weiner, J., Wiegand, T. and DeAngelis, D.L., 2005. *Individual-Based Modeling and Ecology*. USA: Princeton University Press.

Guadarrama-de Nova C., 2017. *Identificación de brotes de descortezadores en el" Área de Protección de Flora y Fauna del Nevado de Toluca*. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma del Estado de México.

Harper, J.L., 1977. *Population biology of plants*. London, England: Academic Press.

Hartshorn, G.S., 1980. Neotropical forest dynamics. *Biotropica*, 12 (suppl.), pp.23-30.

Hawksworth, F.G. 1977. *The 6 class dwarf mistletoe rating system*. Gen. Tech. Rep. RM-48. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station.

Healey, J.R., Price, C. and Tay, J., 2000. The cost of carbon retention by reduced impact logging. *Forest Ecology and Management*, 139 (1-3), pp.237-255.

Hermann, 1978. Citado por Gutiérrez, F.I., 1987. *Un modelo de regeneración y mortalidad para Pinus arizonica Engelm.* Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados.

Hocker et al. 1990. Citado por Aldrete, A., 1990. *Evaluación de la regeneración natural de Pinus montezumae Lamb. en áreas tratadas con el método de árboles padres* Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados.

Husch, B., Beers, T.W. y Kershaw, Jr J.A., 2003. *Forest mensuration*. 4a ed. Nueva York: John Wiley and Sons.

IPCC, 2000. *Land Use, Land-Use Change and Forestry*. England: Cambridge University Press.

Kräuchi, N., Brang, P. y Schönenberger, W., 2000. Forests of mountainous regions: gaps in knowledge and research needs. *Forest Ecology and Management*, 132(1), pp.73-82.

Kulakowski, D., Jarvis, D., Veblen, T.T. and Smith, J., 2012. Stand-replacing fires reduce susceptibility to mountain pine beetle outbreaks in Colorado. *Journal of Biogeography*, 39(11), pp.2052-2060.

Ledig, F.T., 1992. Human impacts on genetic diversity in forest ecosystems. *Oikos*, 63(1), pp.87-108.

Loock, E.E.M., 1950. The pines of Mexico and British Honduras. *Union of South Africa Forestry Bulletin*, 35, pp. pp 12-133.

Martínez, M. 1948. *Los pinos mexicanos*. México: Ediciones Botas.

May-Ek, N.G., 2001. *Dinámica de la regeneración de Abies religiosa (HBK) Schl. et. Cham. y Pinus hartwegii Lindl., en la Estación Forestal Experimental Zoquiapan, Estado de México*. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma Chapingo, México.

McElhinny, C., Gibbons, P., Brack, C., Bauhus, J., 2005. Forest and woodland stand structural complexity: its definition and measurement. *Forest Ecology and Management*, 218(1), pp.1-24.

McIntire, E.J.B. and Fajardo, A., 2009. Beyond description: The active and effective way to infer processes from spatial patterns. *Ecology*, 90(1), pp.46-56.

Murrieta-Hernández, D.M., Pineda-López, M.R., Noa-Carrazana, J.C., Mata-Rosas, M., Zulueta-Rodríguez, R. y Flores-Estévez, N. 2014. The structure of *Pinus hartwegii* at the Cofre de Perote, Veracruz, México. *Open Journal of Forestry*, 4(4), pp.291-301.

Musalém, M.A., Velázquez, M.A y González, G.M de J. 1985. Algunas consideraciones sobre el establecimiento y evaluación de la regeneración natural. *Memorias del simposio sobre silvicultura y manejo de bosques en México*. México.

Mostacedo, B. y Fredericksen, T.S., 2000. *Manual de Métodos Básicos de Muestreo y Análisis en Ecología Vegetal*. Santa Cruz, Bolivia: BOLFOR

Niembro, R.A., 1979. *Semillas forestales. Apuntes. Departamento de Bosques*. México: Universidad Autónoma Chapingo.

Noble, L.D. and Alexander, R.R., 1977. Environmental factors affecting natural regeneration on Engelmann spruce in the central Rocky Mountains. *Forest Science*, 23 (4), pp.420-429.

Oliver, C.D. and Larson, B.C., 1996. *Forest stand dynamics*. New York: John Wiley.

Oliver, C.D., 1981. Forest development in North America following major disturbances. *Forest Ecology and Management*, 3, pp.153-68.

Patiño, F., de la Garza, P., Villagómez, Y. y Camacho, F. 1983. *Guía para la recolección y manejo de semillas de especies forestales*. Boletín divulgatorio N°. 63. Inst. Nal. Invest. For. México.

Patiño, V.F., 1973. Floración, fructificación y recolección de conos y aspectos sobre semillas de pinos mexicanos. *Revista Bosques y Fauna*, 10(4), pp.20-30.

Perry, D.A., Oren, R. and Hart, S.C., 2008. *Forest Ecosystems*. Second edition. USA: Johns Hopkins University Press.

Perry, Jr. J.P., 1991. *The Pines of México and Central America*. USA: Timber Press Inc.

Peters, C.M., 1994. *Sustainable harvest of non-timber plant resources in tropical moist forest: an ecological primer*. Biodiversity Support Programme, World Wildlife Fund, Washington DC.

Pieter, G.I., 1988. *Producción forestal*. México, D.F: Trillas.

Pretzsch, H., 2009. *Forest dynamics, growth, and yield*. Germany: Springer, Berlin, Heidelberg.

Pritchett, W.L., 1986. *Suelos forestales: propiedades, conservación y mejoramiento*. México: Limusa.

Rain forest regeneration and management. París: UNESCO y The Parthenon Publishing Group. pp. 91-118.

Regil-García, H.H., 2009. Capa de uso de suelo del Parque Nacional Nevado de Toluca.

Rzedowski, J., 1983. *Vegetación de México*. México: Limusa.

Santillán, P.J. 1991. *Silvicultura de las coníferas de la región central*. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma Chapingo.

Saulei, S. and Lamb, D., 1991. Regeneration following pulpwood logging in lowland rain forest in Papua New Guinea. In: A. Gómez-Pompa, T.C. Whitmore, y M. Hadley, eds. 1991.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), 2014. *Fragmentación de algunos ecosistemas terrestres en México, 1976-2011* [El Medio Ambiente en México 2013-2014 > Ecosistemas terrestres > Procesos del cambio de uso del suelo > Fragmentación] [En línea] Disponible en: <http://apps1.semarnat.gob.mx/dgeia/informe_resumen14/02_ecosistemas/2_3.html> [Consultado 10 de abril de 2018].

Smallidge, P. 2016. *Forest Succession and Management*. [En línea] Disponible en: <<http://smallfarms.cornell.edu/2016/04/04/forest-succession-and-management/>> [Consultado 25 de mayo de 2018].

Smith, D.M., Larson, B.C., Kelty, M.J. and Ashton, P.M.S., 1997. *The practice of silviculture: applied forest ecology*. 9th. New Dehli: John Wiley and Sons, Inc.

Spurr, S.H. y Barnes, B.V., 1982. *Ecología forestal*. México, D.F.: A.G.T. Editor. S.A.

Terradas, J., 2001. *Ecología de la vegetación*. Barcelona: Omega.

Torres-Rojo J.M., 2004. *Estudio de tendencias y perspectivas del sector forestal en América Latina al año 2020. Informe Nacional México*. México: FAO. Disponible en: <http://www.fao.org/docrep/006/j2215s/j2215s06.htm#P655_52584> [Consultado 12 de julio de 2017].

Valdez-Hernández, J.I., 2002. Aprovechamiento forestal de manglares en el estado de Nayarit, Costa Pacífica de México. *Madera y bosques*, 8(Número especial 1), pp.129-145.

Valdéz-Lazalde, J.R., 1992. *Evaluación de la regeneración natural de Pinus hartwegii Lindl., en Zoquiapan, México*. Tesis de licenciatura. Colegio de Posgraduados.

Valerio J. y Salas C., 1998. *Selección de prácticas silviculturales para bosques tropicales. Manual técnico*. Santa Cruz, Bolivia: BOLFOR.

Van Gardingen, P.R., Clearwater, M.J., Nifinluri, T., Effendi, R., Rusmantoro, W., Noor, M., Mason, P.A., Ingleby, K. y Munro, R.C., 1998. Impacts of logging on the regeneration of lowland dipterocarp forest in Indonesia. *The Commonwealth Forestry Review*, 77(2), pp.71-82.

Veblen, T.T., 1992. Regeneration dynamics. In: D.C. Glenn-Lewin, R.K. Peet, and T.T. Veblen, eds. 1992. *Plant Succession: Theory and Prediction*. London: Chapman & Hall. pp.152-187.

Velázquez Holgín, M.A., 1984. *Algunas características de conos y semillas de Pinus hartwegii Lindl., en Zoquiapan, México*. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma Chapingo.

Velázquez-Martínez, A., 1984. *Estudio de algunos factores que influyen en la regeneración natural de Pinus hartwegii Lindl. En Zoquiapan, Méx.* Tesis de maestría. Colegio de Posgraduados. Chapingo, México.

Velázquez-Martínez, A., Musálem-Santiago, M.A., Keyes, M.R. y Zárata, L. G., 1986. Influencia del tratamiento en el suelo y la condición de apertura del dosel en el establecimiento inicial de la regeneración natural de *Pinus hartwegii* Lindl. *Agrociencia*, 64, pp.147-170.

Watt, A.S. 1947. Pattern and process in the plant community. *Journal of ecology*, 35(1/2), pp.1-22.

West, D.C., Shugart, H.H. and Botkin, D.F., 2012. *Forest succession: concepts and application*. New York: Springer Science & Business Media.

Whitmore, T.C. 1982. On pattern and process in forests. In: E.I. Newman, ed. 1982. *The plant community as a working mechanism*. Oxford: Blackwell Science Inc. pp. 45-59.

Whitmore, T.C. 1991. Tropical rain forest dynamics and its implications for management. In: A Gómez-Pompa, T.C. Whitmore, and M. Hadley, eds. 1991. *Rain forest regeneration and management*. París: UNESCO y The Parthenon Publishing Group. pp. 67-86.

Wiegand, T., Jeltsch, F., Hanski, I. and Grimm, V., 2003. Using pattern-oriented modeling for revealing hidden information: A key for reconciling ecological theory and application. *Oikos*, 100(2), pp.209-222.

Woodcock, P., Halme, P., Edwards, D.P., 2015. Ecological Effects of Logging and Approaches to Mitigating Impacts In: K.S.H. Peh, R.T. Corlett, and Y. Bergeron, eds. 2015. *Routledge Handbook of Forest Ecology*. London: Routledge Handbooks. pp.424-437.

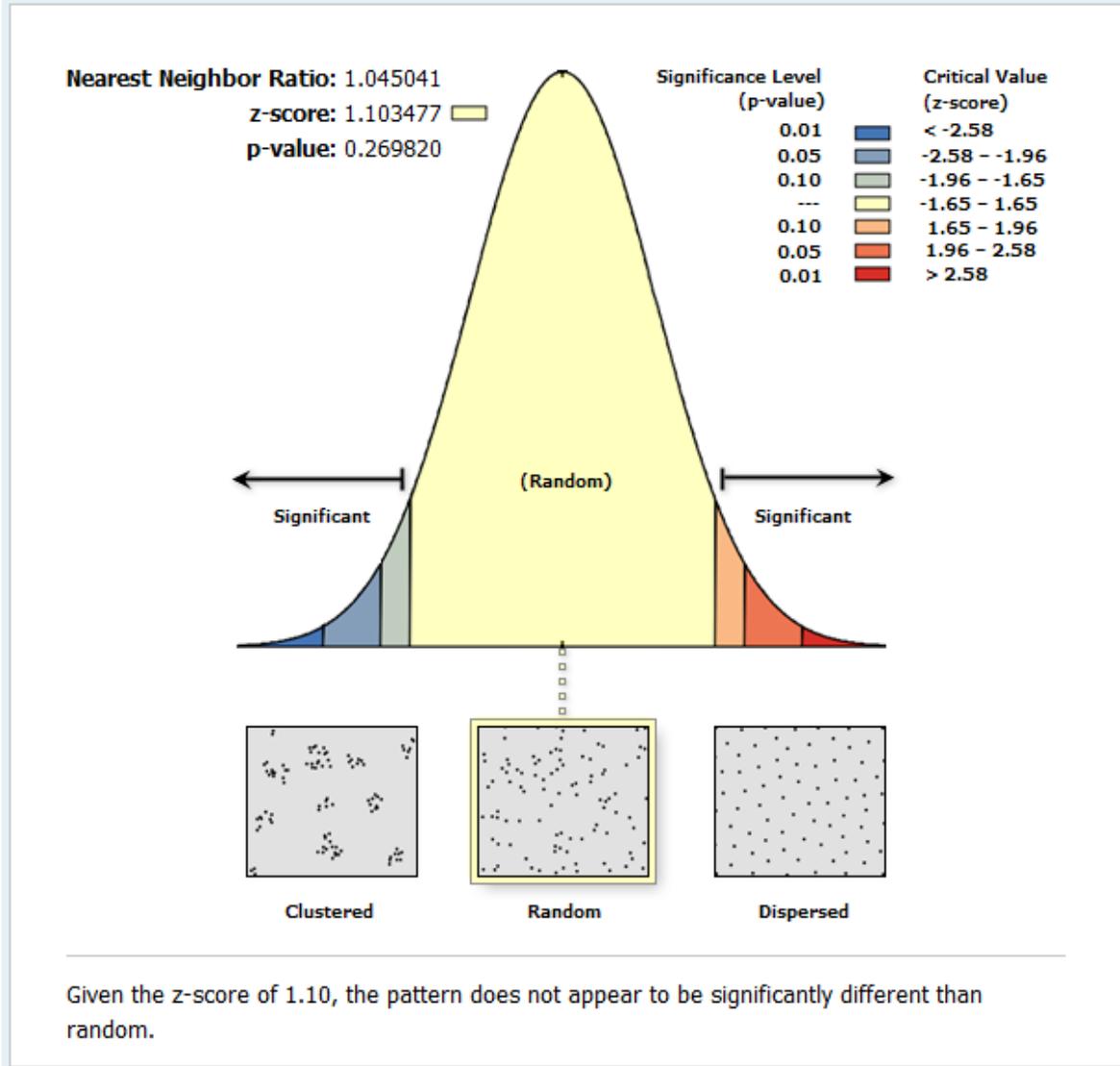
Yamamoto, S., 1996. Gap regeneration of major tree species in different forest types of Japan. *Vegetatio*, 127(2), pp.203-213.

Yamamoto, S.I., 2000. Forest gap dynamics and tree regeneration. *Journal of forest research*, 5(4), pp.223-229.

Yáñez, L. 2004. *Las principales familias de árboles en México*. México: Universidad Autónoma Chapingo.

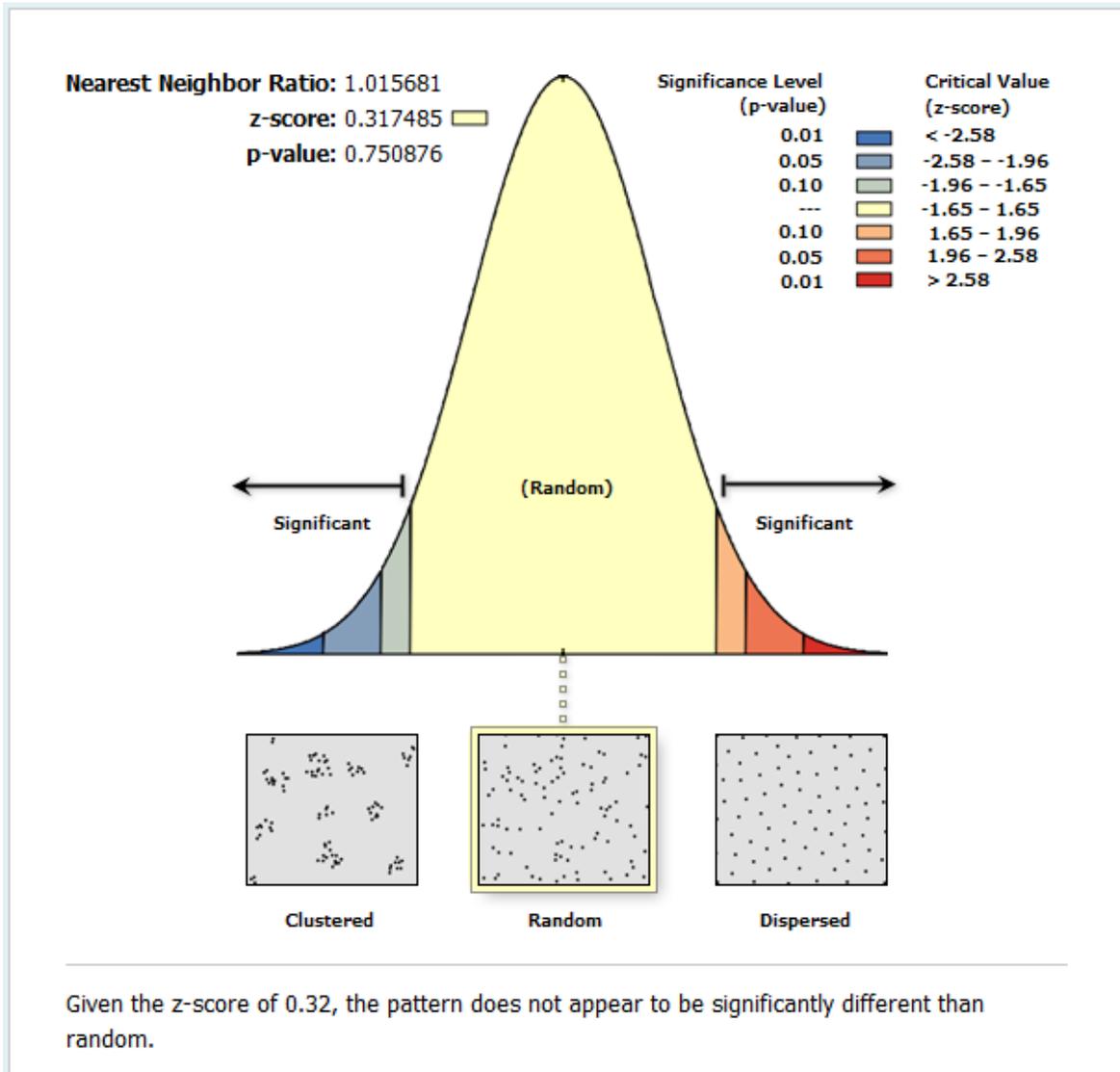
Anexo: Resultados resumen del análisis del promedio de vecinos más cercanos

Average Nearest Neighbor Summary



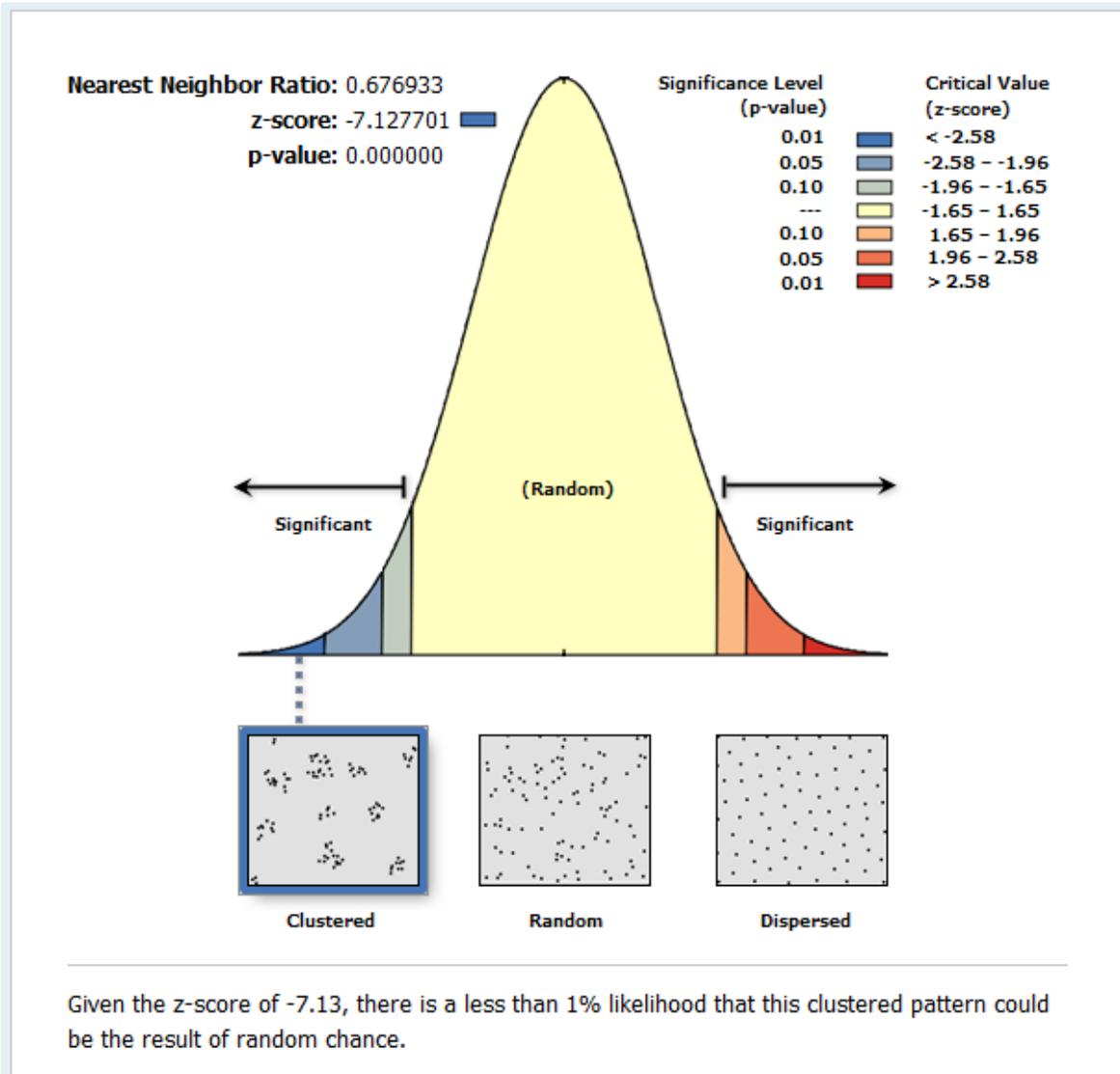
Observed Mean Distance:	4.080201
Expected Mean Distance:	3.904344
Nearest Neighbor Ratio:	1.045041
z-score:	1.103477
p-value:	0.269820
Distance Method:	EUCLIDEAN
Study Area:	10000
Input Feature Class:	LE-E_T1

Average Nearest Neighbor Summary



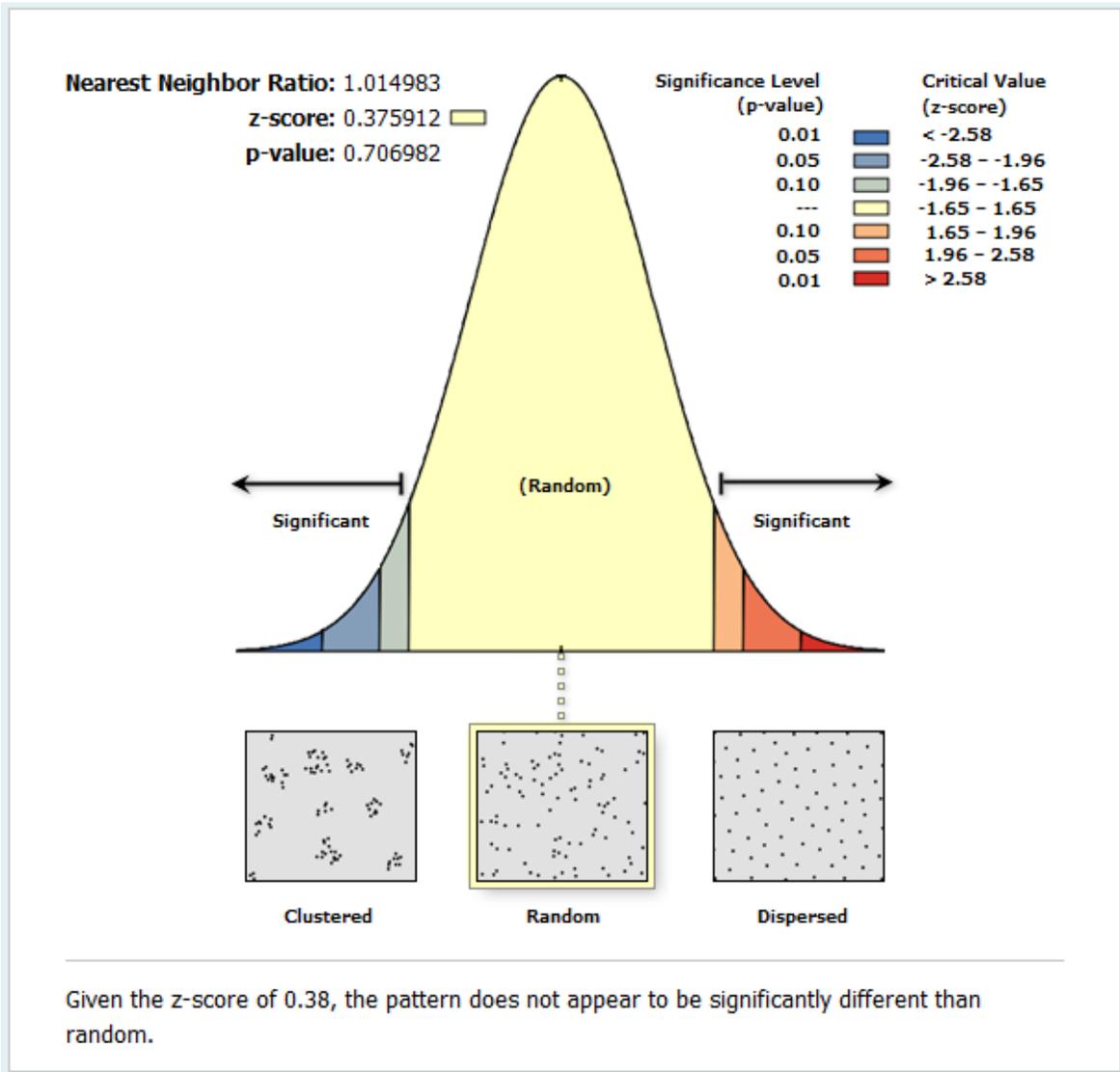
Observed Mean Distance:	4.798643
Expected Mean Distance:	4.724556
Nearest Neighbor Ratio:	1.015681
z-score:	0.317485
p-value:	0.750876
Distance Method:	EUCLIDEAN
Study Area:	10000
Input Feature Class:	LE-E_T2

Average Nearest Neighbor Summary



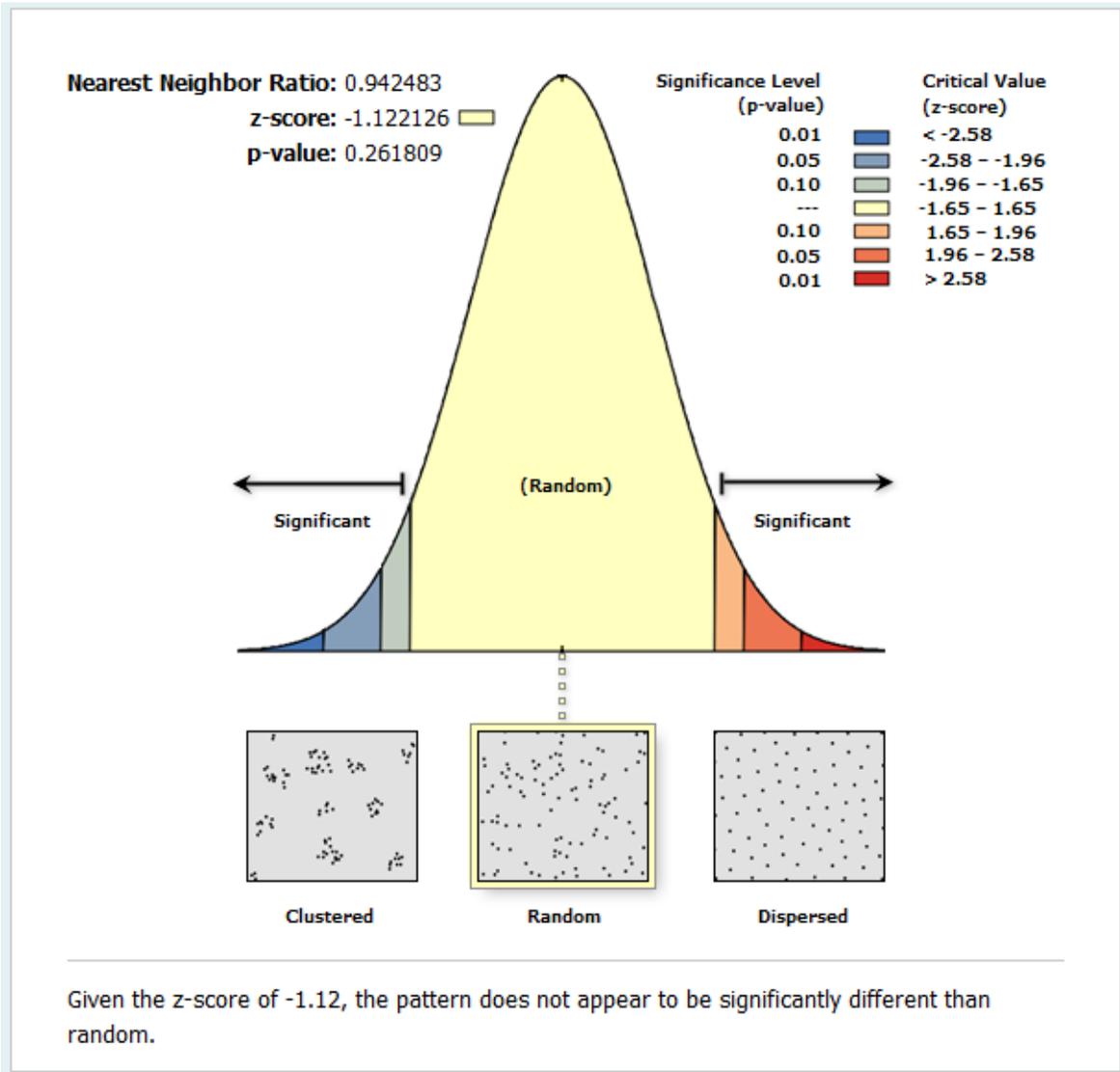
Observed Mean Distance:	2.934876
Expected Mean Distance:	4.335550
Nearest Neighbor Ratio:	0.676933
z-score:	-7.127701
p-value:	0.000000
Distance Method:	EUCLIDEAN
Study Area:	10000
Input Feature Class:	LE-C

Average Nearest Neighbor Summary



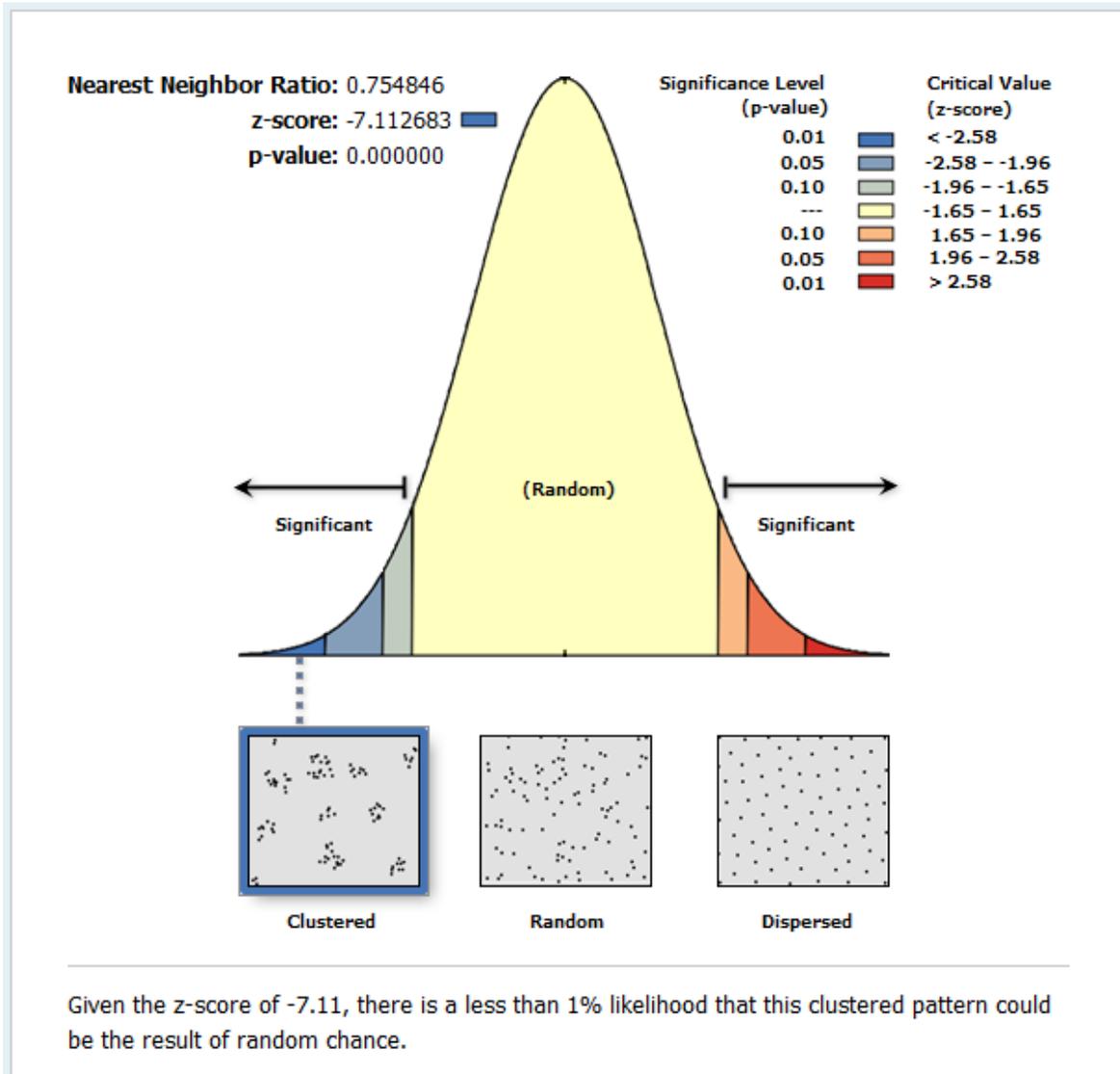
Observed Mean Distance:	3.869585
Expected Mean Distance:	3.812464
Nearest Neighbor Ratio:	1.014983
z-score:	0.375912
p-value:	0.706982
Distance Method:	EUCLIDEAN
Study Area:	10000
Input Feature Class:	LO-E_T1

Average Nearest Neighbor Summary



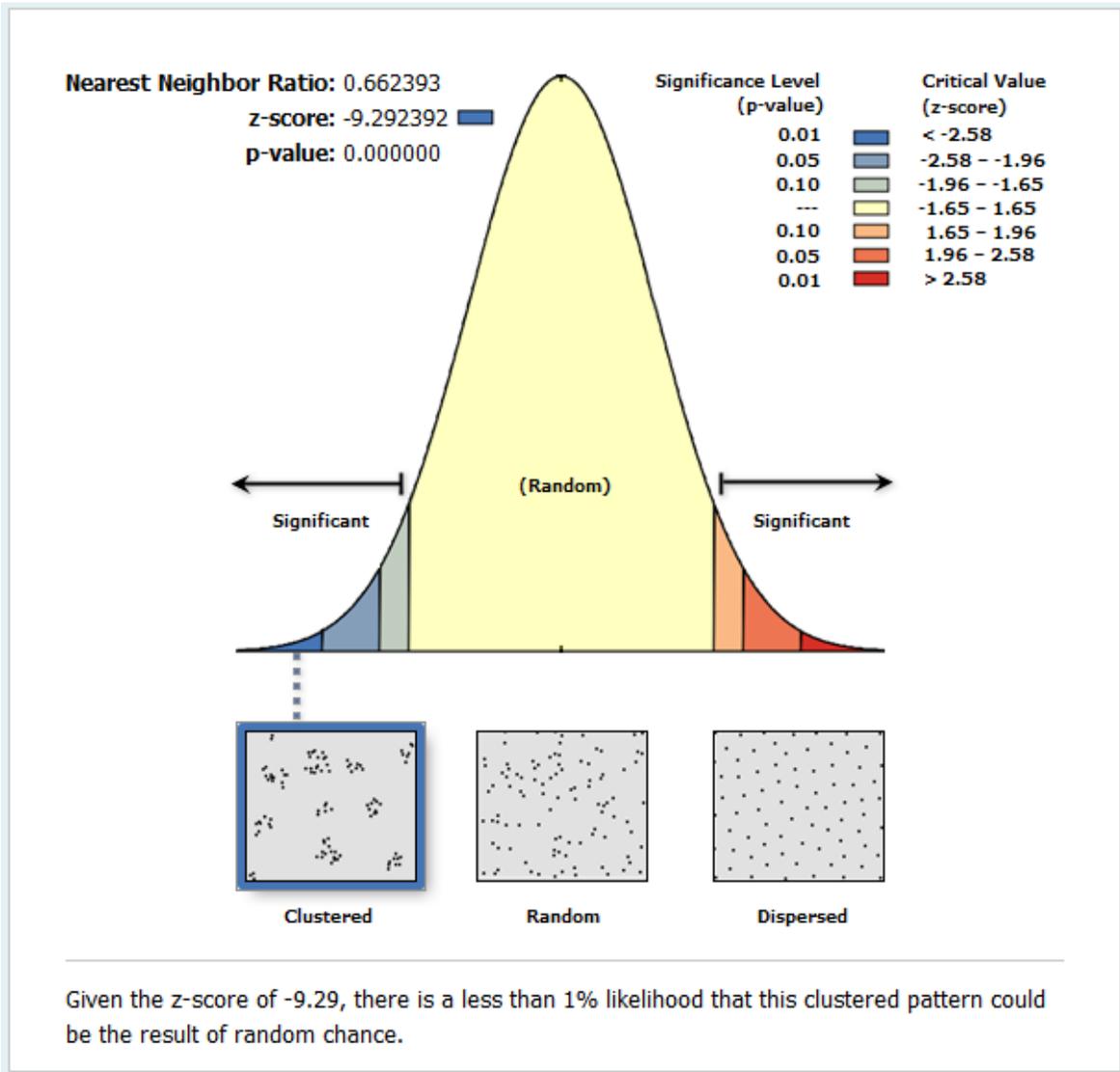
Observed Mean Distance:	4.620905
Expected Mean Distance:	4.902903
Nearest Neighbor Ratio:	0.942483
z-score:	-1.122126
p-value:	0.261809
Distance Method:	EUCLIDEAN
Study Area:	10000
Input Feature Class:	LO-E_T2

Average Nearest Neighbor Summary



Observed Mean Distance:	2.488654
Expected Mean Distance:	3.296902
Nearest Neighbor Ratio:	0.754846
z-score:	-7.112683
p-value:	0.000000
Distance Method:	EUCLIDEAN
Study Area:	10000
Input Feature Class:	LO-C_T1

Average Nearest Neighbor Summary



Observed Mean Distance:	2.488654
Expected Mean Distance:	3.296902
Nearest Neighbor Ratio:	0.754846
z-score:	-7.112683
p-value:	0.000000
Distance Method:	EUCLIDEAN
Study Area:	10000
Input Feature Class:	LO-C_T2

