



DOI: <https://doi.org/10.29298/rmcf.v12i63.709>

Artículo

Efecto de la corta de matarrasa en la diversidad de la regeneración arbórea en Durango, México

Effect of clearcutting on tree regeneration diversity in Durango, Mexico

Yadira Yesenia Guevara Fisher¹, Francisco Cruz Cobos^{1*}, Francisco Javier Hernandez¹, Juan Abel Nájera Luna¹, Francisco Cruz Garcia² y Gerónimo Quiñonez Barraza³

Abstract

In order to increase the forest production and productivity in *Durango State*, clearcuttings with plantations of two pine species were made in natural stands of *Pinus* and *Quercus* species. The objective of the present study was to evaluate the effect of clearcuttings with plantations in the diversity of tree regeneration. This study was carried out in three commercial plantations in the *Ejido La Ciudad Pueblo Nuevo, Durango*. Twenty plots of 150 m² were established at each plantation where the species name and diameter at the base of each individual sapling were recorded. In order to compare the diversity of the regeneration against natural stands that represent the original diversity that sustained the clearcutting areas, ten plots of 0.1 ha were located in the neighboring stands to register species name and diameter at breast height of each individual. Alfa and beta diversity as well as structure were evaluated using species richness, Shannon-Weiner, Jaccard, Sørensen and species importance value indexes. Rarefaction analysis was used to compare species richness and diversity. The rarefaction analysis indicated significant changes in species richness in one of the three plantations; diversity was significantly different in two of the three plantations in regard to the adjacent stands. Clearcutting tends to keep species richness and to modify species diversity.

Key words: Pine forest, clearcutting, dominance index, similitude index, forest plantations, rarefaction analysis.

Resumen

Con el propósito de incrementar la producción y productividad de los bosques en el estado de Durango, se realizaron cortas a matarrasa en rodales naturales de *Pinus* y *Quercus* que fueron sustituidos por plantaciones con dos especies de *Pinus*. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de las cortas de matarrasa con plantaciones inmediatas en la diversidad arbórea de la regeneración. El estudio se realizó en tres plantaciones comerciales dentro del ejido La Ciudad, Pueblo Nuevo, Durango; en cada una se establecieron 20 sitios de 150 m² en donde se registró la especie y el diámetro a la base de cada brinzal. Para comparar la diversidad de las plantaciones con la de los rodales adyacentes, que representan la condición original, se ubicaron diez sitios de 0.1 ha en los que se identificó la especie y se midió el diámetro normal de cada árbol presente. Para evaluar la diversidad alfa y beta se utilizaron los índices de riqueza, abundancia proporcional de *Shannon-Wiener*, similitud de *Jaccard* y *Sørensen*, así como el valor de importancia ecológica. Los cambios significativos en la riqueza y diversidad, se compararon con un análisis de rarefacción; el cual mostró cambios significativos en la riqueza de especies en una de las tres plantaciones, mientras que la diversidad evidenció diferencias significativas en dos de ellas, con respecto a los rodales adyacentes. Las cortas de matarrasa con plantación inmediata mantienen la riqueza de especies, pero modifican la diversidad.

Palabras clave: Bosques de pino, cortas totales, índices de dominancia, índices de similitud, plantaciones forestales, rarefacción.

Fecha de recepción/Reception date: 6 de diciembre de 2019

Fecha de aceptación/Acceptance date: 28 de septiembre de 2020

¹Instituto Tecnológico de El Salto. México.

²CIDIR-IPN-Unidad Durango. México.

³Campo Experimental Valle del Guadiana, INIFAP. México.

*Autor para correspondencia; correo-e: cobos_cruz@yahoo.com.mx

Introducción

El estudio de las causas y efectos que originan los disturbios forestales naturales y los provocados por el hombre son importantes para desarrollar estrategias de manejo sustentables. Las características actuales de un hábitat específico son producto de eventos naturales e inducidos que han ocurrido en el pasado (Kneitel, 2010), los cuales han modificado la diversidad, composición y estructura de los bosques bajo manejo (Kuuluvainen, 2002; Hernández *et al.*, 2013).

Cuando se adoptan sistemas de manejo para la formación de bosques regulares, se plantea como objetivo el incremento de la producción y productividad de la madera, y se simplifica tanto la estructura como la diversidad de especies arbóreas (Castellanos *et al.*, 2008). Esto es uno de los factores principales que aceleran los cambios y provocan la reducción de las funciones del ecosistema, así como la limitación del nivel de productividad del sitio a escala espacial y temporal (Monárrez *et al.*, 2018).

Independientemente de la estructura deseada (regular o irregular), el manejo forestal debe considerar la producción de bienes y servicios de manera sostenible. El reto principal es la gestión y utilización de los bosques y terrenos forestales conservando la diversidad biológica, la capacidad productiva y la de regeneración a través de la aplicación de los tratamientos silvícolas (Aguirre, 2015).

De manera particular, el método de regeneración de matarrasa con plantaciones inmediatas promueve la renovación del rodal con taxones de rápido crecimiento, lo que mejora la riqueza y la diversidad arbórea (Návar y González, 2009). Sin embargo, además de la presencia de las especies plantadas, puede surgir el establecimiento espontáneo de todos los taxa de árboles que ya estaban ahí antes de la aplicación de dicha corta; ya sea a partir de la semilla almacenada en el suelo o de los individuos adyacentes al área de corta, así como por la capacidad de reproducción vegetativa de algunos de ellos (Smith *et al.*, 1997).

Esta práctica silvícola incluida en los programas de manejo forestal se ha estado realizando en los bosques de *Pinus* y *Quercus* del estado de Durango y ha impactado en la biodiversidad de los bosques a nivel local y regional (Corral *et al.*,

2005; Solís *et al.*, 2006;). Por lo tanto, el objetivo de la presente investigación fue evaluar el efecto de las cortas de matarrasa en la diversidad arbórea de las plantaciones forestales comerciales en el ejido La Ciudad, Pueblo Nuevo, Durango.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en el ejido La Ciudad, en el municipio Pueblo Nuevo, estado de Durango, que pertenece a la Unidad de Manejo Forestal 1008 "El Salto", ubicada en el macizo montañoso de la Sierra Madre Occidental (Figura 1). El clima en el lugar es semifrío subhúmedo con lluvias en verano, temperatura media anual entre 5 °C y 12 °C, la temperatura del mes más frío varía de -3 °C a 18 °C, con un porcentaje de precipitación invernal de 5 a 10.2 % (García, 1973). La Carta Edafológica Serie II indica que el suelo se clasifica como Regosol (INEGI, 2010) y la vegetación arbórea está compuesta por especies de los géneros *Pinus* y *Quercus* (Carta Uso de Suelo y Vegetación Serie VI).

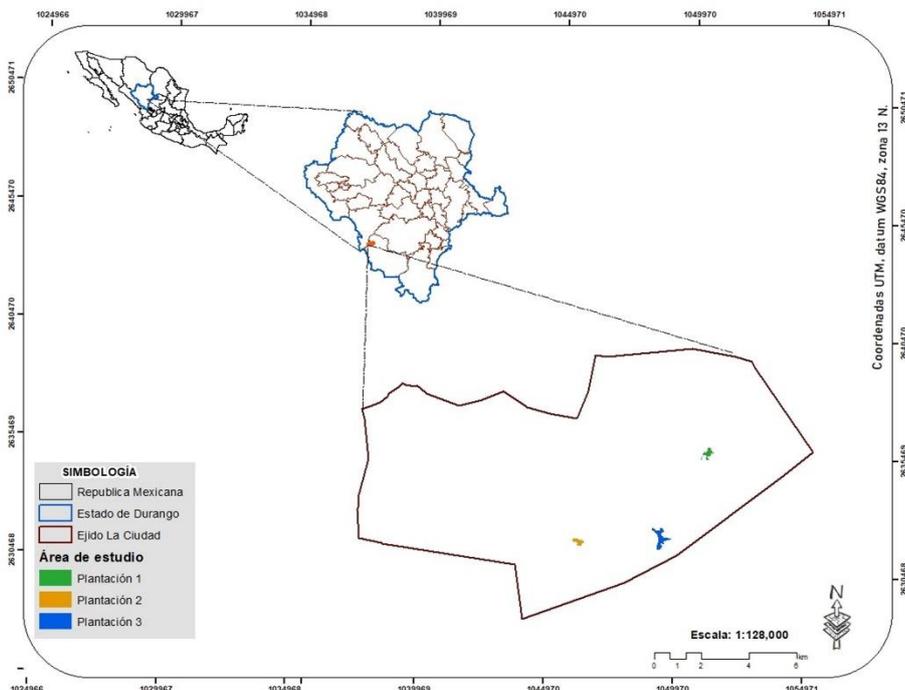


Figura 1. Localización de las plantaciones de estudio en el contexto ejidal y estatal.

Selección de la muestra

El muestreo incluyó la selección de tres áreas, en las que se aplicaron cortas de matarrasa con plantación inmediata en el verano del año 2010, y los rodales adyacentes (RA) con vegetación arbórea establecida de manera natural, que representan las condiciones que existían dentro de las áreas de plantaciones antes de la aplicación de las cortas de matarrasa. Las especies plantadas a espaciamientos de 3 × 3 m fueron *Pinus cooperi* Blanco y *Pinus durangensis* Martínez (50 % para ambas especies), provenientes de viveros de la región de estudio, con un año de edad, además son las de mayor crecimiento y valor económico en la región. Las áreas de plantación se denominaron: plantación 1 (P1), con una superficie de 10.29 ha; plantación 2 (P2), con 12.45 ha; y plantación 3 (P3), con 9.43 ha. A partir del centro de cada plantación y en dirección a los puntos cardinales y subcardinales, se ubicaron 20 sitios circulares de 150 m² a una distancia de 25 m entre ellos (60 sitios).

Con la finalidad de evaluar los cambios que ocurrieron en la diversidad arbórea de las plantaciones, se hizo una comparación de esta con la vegetación de los RA, los cuales se denominaron RA1, RA2 y RA3. En función de los mismos rumbos de las plantaciones hacia los RA, se localizaron dentro de cada uno 10 sitios de 0.1 ha (30 sitios).

Tanto en los sitios de las plantaciones, como de los RA, se identificaron todos los árboles por género y especie. Para el caso de las plantaciones se midió el diámetro a la base con un calibrador *Truper*[®] *Caldi-6MP*, y para los RA el diámetro normal a la altura de 1.30 m con una forcípula *Haglöf Mantax 59722*, esto debido a que los RA presentaban estructuras diamétricas regulares, con edades cercanas al turno y, por lo tanto, existe escasa presencia de renuevos.

Análisis de datos

A partir de la información del número de taxones nuevos por sitio, se obtuvieron las curvas de riqueza acumulada, para justificar que el esfuerzo de muestreo fuera suficiente e incluyera la mayoría de las especies presentes tanto en las plantaciones, como en los RA (Dzib *et al.*, 2014).

La descripción y comparación de la diversidad alfa de las plantaciones y de los RA, se realizó con los índices de Riqueza de especies (S) y el de Diversidad de *Shannon-Wiener* (H'). El primero, se definió como el número total de especies presentes dentro de cada plantación y rodal adyacente; mientras que H' se estimó de la sumatoria de las multiplicaciones de las proporciones de las abundancias de cada especie (p_i) por el logaritmo natural (\ln) de dichas proporciones:

$$H' = -\sum p_i(\ln p_i) \quad (1)$$

Para evaluar la ocurrencia de cambios significativos en S y en H' entre cada plantación y su rodal adyacente, este último representó las condiciones naturales del bosque, se hizo un análisis de rarefacción a partir del número de especies y abundancias por muestra, mediante el programa *Estimates* 9.1.0 (Colwell y Elsensohn, 2014). A través de un proceso de simulación Montecarlo, método que estima un promedio y varianza de S o H' para cada tamaño de muestra, y con ello genera intervalos de confianza que permiten realizar comparaciones estadísticas a un nivel de significancias deseado (para el presente estudio 0.05 %) al tamaño de muestra mínimo registrado (Gotelli y Colwell, 2011). El mínimo de muestras se obtuvo en los RA (10 sitios), en comparación como las plantaciones (20 sitios).

Índices de similitud

El nivel de reemplazamiento de especies, originado por la aplicación de la corta de matarrasa con plantaciones frente a los RA, se evaluó con los índices de similitud cualitativos de *Jaccard* (I_j) y *Sörensen* (I_s):

$$I_j = \frac{c}{a+b-c} \quad (2)$$

$$I_s = \frac{2c}{a+b} \quad (3)$$

Donde:

a = Número de especies en la plantación

b = Número de especies en el rodal adyacente

c = Número de especies comunes en ambas áreas

El intervalo de valores de ambos índices varía de cero, cuando no hay especies compartidas hasta uno, cuando los dos sitios comparten las mismas especies. El I_j mide diferencias en la presencia o ausencia de especies; mientras que el I_s relaciona el número de especies en común, con respecto a todas las especies registradas en las dos áreas (Magurran, 1988).

Índice de Valor de Importancia

El Índice del Valor de Importancia de especies (*IVI*) se estimó para evaluar la existencia de cambios estructurales en la composición de los taxones a consecuencia de la aplicación de la corta de matarrasa con plantación. El *IVI*, desarrollado por Curtis y McIntosh (1951) consiste en sumar los valores relativos de densidad (Ab_r), dominancia (D_r) y frecuencia (F_r). Este índice sintético estructural está orientado, principalmente, a jerarquizar la dominancia por especie en rodales mezclados (Sánchez *et al.*, 2018). Según Alvis (2009), la expresión general del *IVI* es la siguiente:

$$IVI = Ab_r + D_r + F_r \quad (4)$$

Donde:

Ab_r = Razón del número de árboles por especie (n_i) sobre el número total de árboles de todas las especies (n).

$$Abr = \frac{n_i}{n} \times 100 \quad (5)$$

La Dr es igual al área basal de cada especie (AB_i) sobre el área basal total de las especies (AB).

$$Dr = \frac{AB_i}{AB} \times 100 \quad (6)$$

La Fr es la razón del número de sitios en que se presenta cada una de las especies (F_i) sobre la sumatoria del número de sitios en el que están presentes todas las especies (F).

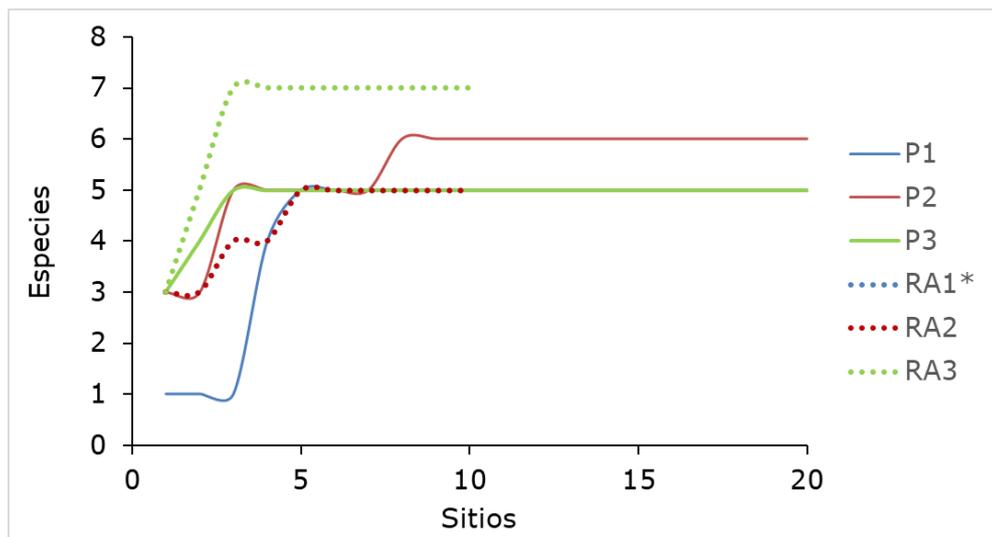
$$Fr = \frac{F_i}{\sum F} \times 100 \quad (7)$$

Resultados y Discusión

Riqueza y diversidad

El número de especies en una comunidad determinada es una expresión mediante la cual se obtiene una estimación rápida y sencilla de la diversidad (Jiménez, 2000). En la Figura 2 se observa el punto de inicio de la asíntota superior de las curvas de acumulación de especies, por lo que se deduce que el tamaño de muestra fue suficiente para registrar la riqueza de especies presentes tanto en las plantaciones, como en los rodales adyacentes (Magurran, 2004).





*La curva RA1 no se aprecia porque es idéntica a la curva RA2.

Figura 2. Curvas de acumulación de especies del muestreo de las tres plantaciones y rodales adyacentes.

Dentro del área de estudio (plantaciones y rodales adyacentes) se registró un total de ocho taxones distribuidos en los géneros *Pinus*, *Quercus*, *Juniperus* y *Arbutus*. Entre la P3 y el RA3 se identificó la mayor diferencia de especies (dos); P2 y RA2 discreparon por una especie, y no se obtuvieron diferencias entre P1 y RA1 (Cuadro 1). En términos generales, la riqueza de especies total registrada en esta investigación es mayor a las siete citadas por Hernández *et al.* (2013) para los bosques de Chihuahua. De igual manera, Návar y González (2009), en un estudio realizado en bosques templados de Durango, calcularon de 7 a 7.8 especies en promedio en áreas sin tratamiento silvícola (0 % de remoción). Asimismo, determinaron una disminución gradual en el número de taxa a medida que aumentaba el porcentaje de remoción del área basal, hasta 5.7 especies en promedio con el tratamiento de matarrasa (100 % de remoción).



Cuadro 1. Especies presentes en las plantaciones y rodales adyacentes en la región de Pueblo Nuevo, Durango.

No.	Especie	P1	P2	P3	RA1	RA2	RA3
1	<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth	1	1	1	0	0	1
2	<i>Juniperus deppeana</i> Steud.	1	1	1	1	1	1
3	<i>Pinus cooperi</i> Blanco	1	1	1	1	1	1
4	<i>Pinus durangensis</i> Martínez	1	1	1	1	1	1
5	<i>Pinus engelmannii</i> Carr.	0	0	0	1	1	0
6	<i>Pinus leiophylla</i> Schiede ex Schltdl. & Cham.	0	0	0	0	0	1
7	<i>Quercus rugosa</i> Née	0	1	0	0	0	1
8	<i>Quercus sideroxylla</i> Humb.& Bonpl.	1	1	1	1	1	1
Total de especies		5	6	5	5	5	7

P1 = Plantación 1; RA1 = Rodal adyacente 1; P2 = Plantación 2; RA2 = Rodal adyacente 2; P3 = Plantación 3; RA3 = Rodal adyacente 3; 1 = Presente; 0 = Ausente.

Las curvas de rarefacción indicaron que la riqueza de especies de la P3 fue significativamente menor a la del RA3. Esto coincide con los estudios de Corral *et al.* (2005) y Vásquez-Cortez *et al.* (2018), quienes documentan que el número de especies que se comparte puede disminuir en un área, al realizar tratamientos silvícolas. Las curvas de P1 y P2 con sus rodales adyacentes evidenciaron que la riqueza de especies tiende a mantener significativamente el mismo número de taxa, en relación con los rodales adyacentes (Figura 3). Al respecto, Leyva-López *et al.* (2010) y Hernández *et al.* (2013) señalan que la aplicación de cortas intensivas para propiciar la regeneración (árboles Padre), no garantiza solo el establecimiento del renuevo de los árboles del género seleccionado como árbol Padre, debido a que dentro de las áreas intervenidas existen otras especies con

mecanismos diferentes de regeneración. En este estudio, tanto en la P1 como en la P2 además de los taxones del género *Pinus* plantadas, se confirmó el surgimiento de otras especies de pino.

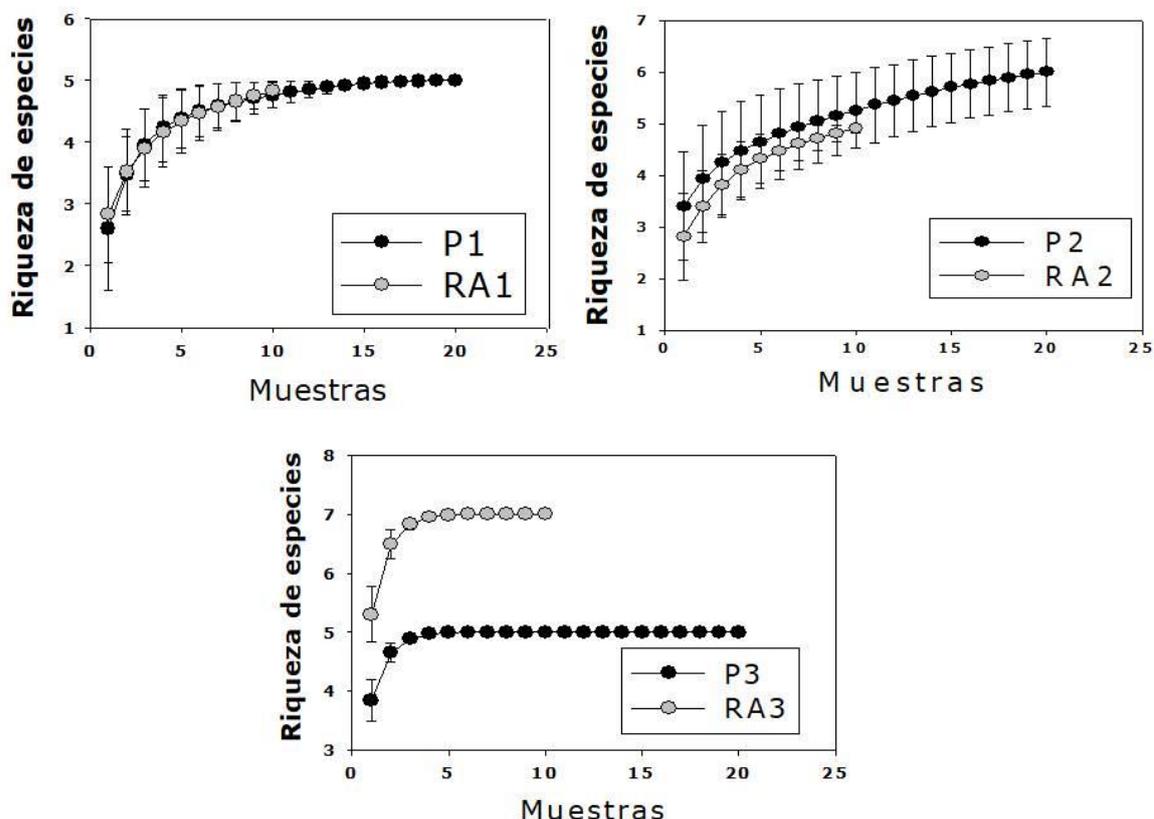


Figura 3. Gráficas de rarefacción construidas para la riqueza de especies (95 % de confianza).

En la Figura 4 se observa que no existe traslape en los intervalos de confianza en el Índice de Diversidad Proporcional de *Shannon* entre las plantaciones P2 y P3 con sus respectivos rodales adyacentes, lo que muestra que existen diferencias significativas entre la diversidad forestal de esas plantaciones y sus rodales adyacentes. Entre P1 y RA1 no se observaron cambios significativos, lo que indica que tanto la riqueza de especies como en su proporción fueron similares.

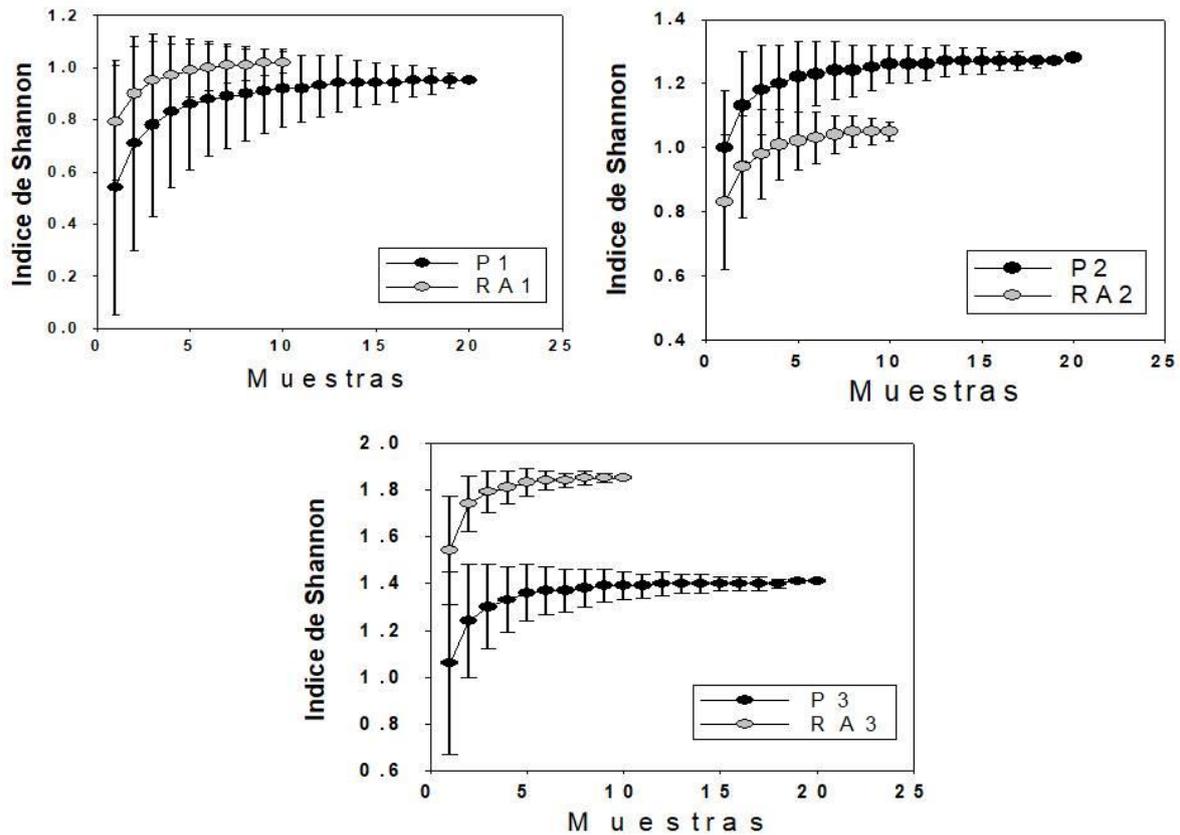


Figura 4. Graficas de rarefacci3n construidas para la diversidad proporcional de *Shannon-Wiener* (95 % de confianza).

Para P2 y su RA, las curvas de rarefacci3n basadas en la riqueza de especies no confirmaron diferencias significativas (Figura 3). Sin embargo, si existieron para H' . Esta característica coincide con lo consignado por Del R3o *et al.* (2003) y Hern3ndez *et al.* (2013), quienes reconocieron que la aplicaci3n peri3dica de pr3cticas silv3colas, aunque pueden mantener la riqueza de especies arb3reas, tienden a cambiar la abundancia proporcional del n3mero de individuos de cada uno de los taxa; y con ello, la diversidad.



Índices de similitud

Al evaluar la similitud de las especies presentes en las plantaciones con los rodales adyacentes, los índices de *Jaccard* y *Sörensen* permitieron deducir que la composición de especies entre la P3 y el RA3 tuvo mayor similitud (cinco especies en común), en comparación con las otras plantaciones y sus rodales adyacentes, las cuales presentaron menor similitud (Cuadro 2).

Cuadro 2. Índices de similitud de las plantaciones y sus rodales adyacentes.

P vs RA	I_J	I_S
1	0.66	0.80
2	0.57	0.72
3	0.71	0.83

P = Plantación; RA = Rodal adyacente; I_J = índice de similitud de *Jaccard*; I_S = Índice de similitud de *Sorensen*.

Del total de las especies registradas en el área de estudio: *Pinus durangensis*, *Pinus cooperi*, *Quercus sideroxyla* Humb.& Bonpl. y *Juniperus deppeana* Steud. estuvieron presentes tanto en las plantaciones, como en los RA (Cuadro 1). Con relación a las especies registradas en las áreas tratadas con cortas de matarrasa, la mayoría de los individuos de *P. durangensis* y *P. cooperi* provienen principalmente de la plantación, mientras que *Quercus sideroxyla*, *Q. rugosa* Née, *J. deppeana* y *Artus xalapensis* Kunth de las semillas contenidas en el suelo o por reproducción vegetativa. En este sentido, la similitud de especies y la diferencia en el número de ellas puede explicarse a partir de las estrategias de establecimiento y desarrollo que cada taxón presenta ante el tipo y grado de disturbio a los que fue expuesto (Leyva-López *et al.*, 2010).

Por otra parte, Hernández *et al.* (2013) determinaron que conforme prospera la masa forestal después de ser intervenida, se comparte un número menor de especies, pero su riqueza en el bosque se mantiene. Lo anterior coincide con este estudio, aunque la similitud entre la P2 y el RA2 fue de 0.57 para I_j y 0.72 para I_s , la diferencia entre esas áreas fue de solo una especie; y para la P2 y el RA2 la similitud fue de $I_j=0.66$ y $I_s=0.80$. Sin embargo, se observó el mismo número de especies, mientras que entre la P3 y el RA3 se verificó una diferencia mayor en la riqueza (2 especies), aunque la similitud fue mayor que para las otras áreas.

Índice de Valor de Importancia

Si se considera a los RA como la condición original y que fue modificada por las plantaciones, *P. cooperi* se mantuvo como el taxón de mayor *IVI* en la P2 y RA2; de la misma manera, *P. durangensis* no presentó cambios en el *IVI* entre la P3 y RA3, pero en la P1 desplazó con el mayor *IVI* a *P. cooperi* del RA1. En contraste, destaca la ausencia de *P. engelmannii* Carr. y *P. leiophylla* Schiede ex Schltdl. & Cham. en las plantaciones, respecto a sus rodales adyacentes donde tenían presencia (Cuadro 3).

J. deppeana no registró modificaciones considerables en el *IVI* en ninguna de las plantaciones. *Q. sideroxylla* aumentó su posición del *IVI* en las tres plantaciones y *A. xalapensis* se observó en la P1 y P2, pero no se le identificó en sus RA (Cuadro 3).

De manera general, se esperaría que en las plantaciones solo existieran *P. durangensis* y *P. cooperi* en la misma proporción que fueron plantadas (50 % para cada especie). Sin embargo, es importante señalar que tanto estas, como otras nativas pueden emerger de manera espontánea por la semilla depositada en el suelo antes y durante la corta, la semilla de rodales adyacentes o de forma vegetativa, a partir de las nuevas condiciones que se presentan en cada área. Con base en lo anterior, Oliver y Larson (1996) y Leyva-López *et al.* (2010) citan que la presencia de un mayor o menor número de taxones dentro de las áreas estudiadas se debe a la capacidad de cada una de ellas de reproducirse o regenerarse de manera vegetativa; así como a su vulnerabilidad al nivel de

disturbio, estrés y competencia. Además, Vásquez-Cortez *et al.* (2018) reconocen que las áreas aledañas a las matarrasas limitan la dominancia de las plantas y la pérdida de diversidad arbórea y arbustiva.

Cuadro 3. Índice de valor de importancia ecológica de las especies.

Especies	P1	RA1	P2	RA2	P3	RA3
<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth	51.98	0.00	31.34	0.00	37.46	48.72
<i>Juniperus deppeana</i> Steud.	50.98	75.97	75.99	84.37	60.07	50.63
<i>Pinus cooperi</i> Blanco	17.14	116.84	92.39	119.51	56.55	43.57
<i>Pinus durangensis</i> Martínez	130.18	47.80	39.65	51.56	91.17	52.28
<i>Pinus engelmannii</i> Carr.	0.00	21.64	0.00	17.63	0.00	0.00
<i>Pinus leiophylla</i> Schiede ex Schltdl. & Cham.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	29.10
<i>Quercus rugosa</i> Née	0.00	0.00	1.95	0.00	0.00	30.94
<i>Quercus sideroxyla</i> Humb.& Bonpl.	49.70	37.74	58.64	26.90	54.72	44.72
Sumatoria	300	300	300	300	300	300

P1 = Plantación 1; RA1 = Rodal adyacente 1; P2 = Plantación 2; RA2 = Rodal adyacente 2; P3 = Plantación 3; RA3 = Rodal adyacente 3.

Con respecto a *Juniperus*, Rzedowski (1981); Bakker *et al.* (1996) y Biondi y Ferrante (2004) precisaron que tiene la capacidad de colonizar lugares degradados y forma parte de la vegetación secundaria; es de aparición temprana y su presencia se asocia a disturbios originados por actividades humanas. Lo que sugiere una posibilidad de repoblación mayor y desarrollo del género cuando el nivel de competencia y sombra se reduce, significativamente, por las intervenciones silvícolas. De igual manera, Leverkus *et al.* (2014) documentaron que las especies de *Quercus* rebrotan de forma muy favorable en áreas incendiadas y degradadas, lo que les confiere resiliencia a los bosques que conforman.

Por otra parte, aunque existe escasa información sobre la capacidad de rebrote de *Arbutus* después de una corta, en el área de estudio se observó alta incidencia de nuevos ejemplares. Al respecto, Díaz-Hernández *et al.* (2014) confirmaron una elevada probabilidad de rebrote de *Arbutus* en una zona con disturbio ocasionado por un incendio forestal.

Conclusiones

Los resultados de este estudio permiten concluir que las cortas de matarrasa con plantaciones realizadas en bosques mezclados mantienen la riqueza de especies; sin embargo, la diversidad si es afectada significativamente en dos de las tres plantaciones estudiadas, con respecto a sus rodales adyacentes.

A pesar de que en las cortas de matarrasa se hace una remoción total de todas las especies arbóreas y solo se plantaron ejemplares de *P. durangensis* y *P. cooperi*, la similitud de especies entre las plantaciones y los rodales adyacentes es alta, debido al surgimiento espontáneo de otros taxones nativos presentes antes de la corta y a la influencia de los rodales adyacentes. Esto propicia que el Índice de Valor de Importancia de las especies mantuviera una estructura, jerarquía y dominancia similar entre los taxa de las plantaciones y los rodales adyacentes.

Agradecimientos

A la Unidad de Prestación de Servicios Ejidales (UPSE) de El Salto, Durango, por las facilidades brindadas para la toma de información de campo; así como, lalos datos proporcionados del área de estudio.

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

Contribución por autor

Yadira Yesenia Guevara Fisher: toma de datos de campo, captura de datos, análisis de datos y redacción de manuscrito original; Francisco Cruz Cobos: toma de datos de campo, análisis de datos, análisis estadístico, interpretación de resultados y revisión del manuscrito; Francisco Javier Hernández: análisis de datos y resultados y revisión del manuscrito; Juan Abel Nájera Luna: análisis estadístico y revisión del manuscrito final; Francisco Cruz García: interpretación de resultados y revisión del manuscrito; Gerónimo Quiñonez Barraza: análisis de datos, interpretación de resultados y revisión del manuscrito.

Referencias

Aguirre C., O. A. 2015. Manejo forestal en el siglo XXI. *Madera y bosques* 21:17-28. Doi:10.19136/era.a4n12.1114.

Alvis G., J. F. 2009. Análisis estructural de un bosque natural localizado en zona rural del Municipio de Popayán. *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial* 7(1):115-122.

http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1692-35612009000100013&nrm=iso (3 de mayo de 2020).

Bakker, J. P., E. S. Bakker., E. Rosén G., L. Verweij and R. M. Bekker. 1996. Soil seed bank composition along a gradient from dry alvar grassland to *Juniperus* shrubland. *Journal of Vegetation Science* 7(2):165-176. Doi:10.2307/3236316.

Biondi, E. and L. Ferrante. 2004. Demographic and spatial analysis of a population of *Juniperus oxycedrus* L. in an abandoned grassland. *Plant Biosystems* 138(2):89-100. Doi:10.1080/11263500412331283735.

Castellanos B., J. F., E. J. Treviño G., Ó. A. Aguirre C., J. Jiménez P., M. Musalem S. y R. López A. 2008. Estructura de bosques de pino pátula bajo manejo en Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México. *Madera y bosques* 14(2):51-63. <https://doi.org/10.21829/myb.2008.1421212>.

- Colwell, R. K. and J. E. Elsensohn. 2014. EstimateS turns 20: statistical estimation of species richness and shared species from samples, with non-parametric extrapolation. *Ecography* 37(6): 609-613. Doi: 10.1111/ecog.00814.
- Corral R., J. J., O. A. Aguirre C., J. Jiménez P. y S. Corral R. 2005. Un análisis del efecto del aprovechamiento forestal sobre la diversidad estructural en el bosque mesófilo de montaña «El Cielo», Tamaulipas, México. *Investigación Agraria. Sistemas y Recursos Forestales* 14(2):217-228.
<https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=1223634> (3 de mayo de 2020).
- Curtis, J. T. and P. McIntosh R. 1951. An upland forest continuum in the prairie-forest border region of Wisconsin. *Ecology* 32(3):476-496.
<http://www.jstor.org/stable/1931725> (3 de mayo de 2020).
- Del Río. M., G. Montero., F. Montes e I. Cañellas. 2003. Revisión: Índices de diversidad estructural en masas forestales. *Investigación Agraria Sistemas y Recursos Forestales* 12(1):159-176.
https://www.researchgate.net/profile/Miren_Rio2/publication/28061992_Indices_de_diversidad_estructural_en_masas_forestales/links/0deec51c3fa0f63666000000.pdf (3 de mayo de 2020).
- Díaz-Hernández, D., R. Rodríguez-Laguna, D. A. Rodríguez-Trejo, O. A. Acevedo-Sandoval y C. C. Maycotte-Morales. 2014. Tolerancia al fuego de *Alnus arguta* (Schl.) Spach. y *Arbutus xalapensis* Kunth, en Singuilucan, Hidalgo. *Revista Iberoamericana de Ciencias* 1(7):103-112.
<https://www.researchgate.net/publication/292996332> (3 de mayo de 2020).
- Dzib C., B., C. Chanatasig V. y N. A. Gonzalez V. 2014. Estructura y composición en dos comunidades arbóreas de la selva baja caducifolia y mediana subcaducifolia en Campeche, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85(1):167-178. Doi:10.7550/rmb.38706.
- García M., E. 1973. Modificación al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). UNAM. Instituto de Geografía. México, D. F., México. 246 p.

- Gotelli, N. J. and R. K. Colwell. 2011. Estimating species richness. *Biological diversity: Frontiers in measurement and assessment*. In: Magurran, A. E. and B. J. McGill (eds.). Oxford University Press. Oxford, U.K. pp.39-54.
- Hernández S., J., Ó. A. Aguirre C., E. Alanís R., J. Jiménez P., E. J. Treviño G., M. A. González T. y A. Domínguez P. 2013. Efecto del manejo forestal en la diversidad y composición arbórea de un bosque templado del noroeste de México. *Revista Chapingo. Serie ciencias forestales y del ambiente* 19(2):189-200. Doi:10.5154/r.rchscfa.2012.08.052.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2010). Conjunto de datos vectoriales de la carta de Uso del suelo y vegetación. Escala 1:250 000. Serie IV (Continuo Nacional). Durango, Dgo., México. s/p.
- Jiménez V., A. 2000. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología* 8:151-161. <https://ci.nii.ac.jp/naid/20001123750/#cit> (3 de mayo de 2020).
- Kneitel, J. M. 2010. Successional changes in communities. *Nature Education Knowledge* 3(10): 41. Doi:10.1890/09-1541.1.
- Kuuluvainen, T. 2002. Introduction, disturbance dynamics in boreal forests: defining the ecological basis of restoration and management of biodiversity. *Silva Fennica* 36(1): 5-11. Doi: 10.14214/sf.547.
- Leverkus, A., B. Castro J. y J. M. Rey B. 2014. Regeneración post-incendio de la encina en pinares de repoblación mediterráneos. *Revista Ecosistemas* 23(2): 48-54. Doi.: 10.7818/ECOS.2014.23-2.07.
- Leyva-López, J. C., A. Velázquez-Martínez y G. Ángeles-Pérez. 2010. Patrones de diversidad de la regeneración natural en rodales mezclados de pinos. *Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente* 16:227-239. Doi:10.5154/r.rchscfa.2010.06.038.7

- Magurran, A. E. 1988. Why diversity?. In *Ecological Diversity and Its Measurement*. Princeton University Press. Princeton, NJ, USA. pp.1-5.
Doi:10.1007/978-94-015-7358-0_1.
- Magurran, A. E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science Inc. Malden, MA, USA. 256 p.
- Monárrez G., J. C., G. Pérez V., C. López G., M. A. Márquez L. y M. d. S. González E. 2018. Efecto del manejo forestal sobre algunos servicios ecosistémicos en los bosques templados de México. *Madera y Bosques* 24(2):1-16.
Doi:10.21829/myb.2018.2421569.
- Návar C., J. D. J. y S. González E. 2009. Diversidad, estructura y productividad de bosques templados de Durango, México. *Polibotánica* 27:71-87.
http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-27682009000100005&lng=es&tlng=pt (5 de mayo de 2020).
- Oliver, C. D. and B. C. Larson. 1996. *Forest stand dynamics: updated edition*. John Wiley and Sons, New York, NY, USA. 520 p.
- Rzedowski, J. 1981. *Vegetación de México*. Ed. Limusa, México, D. F., México. 432 p.
- Sánchez H., M. A., A. M. Fierros G., A. Velazquez M., H. M. De los Santos P., A. Aldrete y E. Cortez D. 2018. Estructura, riqueza y diversidad de especies de arboles en un bosque tropical caducifolio de Morelos. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 9(46):131-156. Doi:10.29298/rmcf.v9i46.115.
- Smith, D. M., B. C. Larson M., J. Kelty and P. M. S. Ashton. 1997. *The practice of silviculture: applied forest ecology (vol. 9)*. John Wiley & Sons, Inc. New York, NY, USA. 537 p.
- Solís M., R., O. A. Aguirre C., E. J. Treviño G., J. Jiménez P., E. Jurado y J. Corral R. 2006. Efecto de dos tratamientos silvícolas en la estructura de ecosistemas forestales en Durango, México. *Madera y bosques* 12(2):49-64.
Doi:10.21829/myb.2006.1221242.

Vásquez-Cortez, V. F., R. Clark-Tapia, F. Manzano-Méndez, G. González-Adame y V. Aguirre-Hidalgo. 2018. Estructura, composición y diversidad arbórea y arbustiva en tres condiciones de manejo forestal de Ixtlán de Juárez, Oaxaca. *Madera y bosques* 24(3): e2431649. Doi: 10.21829/myb.2018.2431649



Todos los textos publicados por la **Revista Mexicana de Ciencias Forestales** –sin excepción– se distribuyen amparados bajo la licencia *Creative Commons 4.0* [Atribución-No Comercial \(CC BY-NC 4.0 Internacional\)](#), que permite a terceros utilizar lo publicado siempre que mencionen la autoría del trabajo y a la primera publicación en esta revista.