

# Revista Mexicana de Ciencias Forestales



**inifap**

Instituto Nacional de Investigaciones  
Forestales, Agrícolas y Pecuarias

# REVISTA MEXICANA DE CIENCIAS FORESTALES

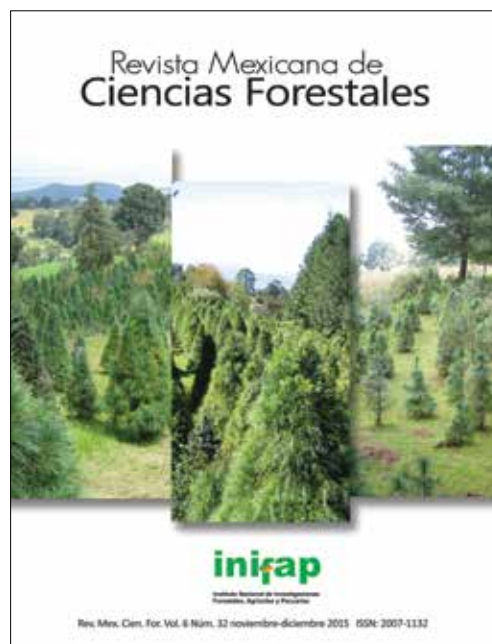
www.cienciasforestales.inifap.gob.mx

ISSN: 2007-1132

La *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* (antes *Ciencia Forestal en México*) es una publicación científica del sector forestal del Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP), Centro Público de Investigación y Organismo Público Descentralizado de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (Sagarpa). Tiene como objetivo difundir los resultados de la investigación que realiza el propio Instituto, así como la comunidad científica nacional e internacional en el ámbito de los recursos forestales. El contenido de las contribuciones que conforman cada número es responsabilidad de los autores y su aceptación quedará a criterio del Comité Editorial, con base en los arbitrajes técnicos y de acuerdo a las normas editoriales. Se autoriza la reproducción de los trabajos si se otorga el debido crédito tanto a los autores como a la revista. Los nombres comerciales citados en las contribuciones, no implican patrocinio o recomendación a las empresas referidas, ni crítica a otros productos, herramientas o instrumentos similares.

*Revista Mexicana de Ciencias Forestales* está inscrita en el Índice de Revistas Mexicanas de Investigación Científica y Tecnológica, del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt). Es referida en el servicio de CABI Publishing (Forestry Abstracts y Forest Products Abstracts) de CAB International, así como en el Catálogo de Revistas del Sistema Regional de Información en Línea para Revistas Científicas de América y El Caribe, España y Portugal (LATINDEX); en el Índice de Revistas Latinoamericanas en Ciencias (PERIÓDICA); en el Catálogo Hemerográfico de Revistas Latinoamericanas, Sección de Ciencias Exactas y Naturales (HELA), Sistema de Información Científica Redalyc y en la Scientific and Electronic Library Online (SciELO-México).

La *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* Volumen 6, Número 32, noviembre-diciembre 2015, es una publicación bimestral editada por el Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP). Av. Progreso No. 5, Barrio de Santa Catarina, delegación Coyoacán, C. P. 04010, México D. F. [www.inifap.gob.mx](http://www.inifap.gob.mx), [cienciasforestales@inifap.gob.mx](mailto:cienciasforestales@inifap.gob.mx). Distribuida por el Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en Conservación y Mejoramiento de Ecosistemas Forestales (Cenid Comef). Editor Responsable: Marisela C. Zamora Martínez. Reservas de Derechos al Uso Exclusivo No. 04-2010-012512434400-102. ISSN: 2007-1132, otorgados por el Instituto Nacional del Derecho de Autor (Indautor). Certificado de Licitud de Título y Licitud de Contenido: en trámite por la Comisión Calificadora de Publicaciones y Revistas Ilustradas de la Secretaría de Gobernación. El presente archivo digital PDF correspondiente al Volumen 6, Número 32 de la Revista Mexicana de Ciencias Forestales, es una versión íntegra y fiel de la impresa en noviembre de 2015 por: Graphx, S.A. de C.V. Tacuba 40 - 205 Col. Centro, C.P. 06010, deleg. Cuauhtémoc, México, D.F.



Portada: Plantación de árboles de Navidad en la delegación Xochimilco, D. F. Marisela C. Zamora-Martínez

## COMITÉ EDITORIAL

M.C. Marisela C. Zamora Martínez  
EDITORA EN JEFE

Dra. Adriana Rosalía Gijón Hernández  
EDITORA ADJUNTA

Dra. Cecilia Nieto de Pascual Pola  
COORDINADORA EDITORIAL

## CONSEJO CONSULTIVO INTERNACIONAL

Dr. Celedonio Aguirre Bravo  
USDA Forest Service. Estados Unidos de América

Dra. Amelia Capote Rodríguez  
Instituto de Investigaciones Fundamentales en Agricultura Tropical. La Habana, Cuba

Dr. Carlos Rodríguez Franco  
US Forest Service Research. Estados Unidos de América

Ing. Martín Sánchez Acosta  
Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Argentina

Dra. Laura K. Snook  
International Plant Genetic Resources Institute. Roma, Italia

Dr. Santiago Vignote Peña  
Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes, Universidad Politécnica de Madrid. España

## CONSEJO CONSULTIVO NACIONAL

Dr. Miguel Caballero Deloya  
Fundador de la Revista Ciencia Forestal en México

Dr. Oscar Alberto Aguirre Calderón  
Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León

Dr. Francisco Becerra Luna  
Centro de Investigación Regional - Centro, INIFAP

Dra. Patricia Koleff Osorio  
Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad

Ing. Francisco Javier Musálem López  
Academia Nacional de Ciencias Forestales

M.C. Carlos Mallén Rivera  
Ex-Editor en Jefe de la Revista Mexicana de Ciencias Forestales

Dra. María Valdés Ramírez  
Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional

Dr. Alejandro Velázquez Martínez  
Especialidad Forestal, Colegio de Postgraduados

Dr. Hugo Ramírez Maldonado  
División de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Chapingo

Dr. Jorge Méndez González  
Departamento Forestal, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro

Dr. Carlos Galindo Leal  
Dirección de Comunicación Científica, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad

# CONTENIDO



## EDITORIAL

Producción de árboles de Navidad

Marisela Cristina Zamora Martínez



## ARTÍCULOS

Contenido y captura potencial de carbono en la biomasa forestal de San Pedro Jacuaro, Michoacán

Carbon content and its potential sequestration in the forest biomass of *San Pedro Jacuaro, Michoacán State*

José Antonio Benjamín Ordóñez Díaz, Ricardo Rivera Vázquez,  
María Erika Tapia Medina y Luis Raúl Ahedo Hernández



Relación hábitat-densidad de *Odocoileus virginianus couesi* (Coues & Yarrow, 1875) en la Sierra del Laurel, Aguascalientes

*Odocoileus virginianus couesi* (Coues & Yarrow, 1875) habitat-density ratio in *Sierra del Laurel, Aguascalientes*

Salvador Martín Medina Torres, Edmundo García Moya, Marcelo Márquez Olivas,  
Angélica Romero Manzanares, Humberto Vaquera Huerta y Mario Martínez Menes



Cambios en la vegetación del matorral desértico micrófilo en un área bajo manejo

Changes in the microphyll desert scrubland vegetation in an area under management

Romelia Medina Guillén, Israel Cantú Silva, Eduardo Estrada Castillón,  
Humberto González Rodríguez y Jonás Adán Delgadillo Villalobos



Efectos del manejo forestal en la repoblación de *Pinus* spp. en la Sierra Norte de Oaxaca, México

Effects of forest management on the repopulation of *Pinus* spp. in the Northern Sierra of Oaxaca, Mexico

Rosario Ramírez Santiago, Gregorio Ángeles Pérez, Ricardo Clark Tapia, Víctor Manuel Cetina Alcalá, Ofelia Plascencia Escalante y Patricia Hernández de La Rosa



Identificación de daños en el arbolado de tres parques del Distrito Federal

Identification of tree damages of three parks of Mexico City

Alejandra Yunuen Zaragoza Hernández, Víctor Manuel Cetina Alcalá, Miguel Ángel López López, Alicia Chacalo Hilú, María de Lourdes de la Isla de Bauer, Dionicio Alvarado Rosales y Héctor González Rosas



Supervivencia de *Pinus leiophylla* Schiede ex Schltdl. et Cham. en campo mediante la aplicación de espuma fenólica hidratada

*Pinus leiophylla* Schiede ex Schltdl. et Cham. survival in the field from the addition of cell phenolic foam

Abraham Palacios Romero, Rodrigo Rodríguez Laguna, Francisco Prieto García, Joel Meza Rangel, Ramón Razo Zárate y María de la Luz Hernández Flores



Identificación molecular del complejo *Botryosphaeria* sp. asociado a canchros y secamiento de yemas en *Eucalyptus* sp.

Molecular identification of the *Botryosphaeria* sp. complex related to cankers and drying of buds in *Eucalyptus* sp.

Dany Gabriel Santiago Santiago, Ernestina Valadez Moctezuma y David Cibrián Tova



## Editorial

### Producción de árboles de Navidad

Las plantaciones forestales comerciales (PFC) constituyen, a nivel nacional, una actividad prioritaria para el incremento de la producción forestal; de esta manera se ha favorecido la implementación de diversas estrategias que fomentan su desarrollo, como por ejemplo, el apoyo económico y la integración de alianzas entre plantadores y los gobiernos federal y estatal.

Otros aportes de las plantaciones forestales comerciales al sector son la restauración de la cobertura arbórea y la provisión a la sociedad de servicios ambientales, que a su vez, coadyuvan a mitigar los efectos del cambio climático; además son generadoras de alternativas económicas rentables y competitivas para los productores. Destaca, en este contexto, su participación en el abasto de materias primas, lo cual es importante para disminuir el déficit existente en ese rubro.

Dado que el establecimiento de PFC demanda inversiones con un periodo largo de recuperación, y requiere de la aplicación de tecnología de reciente generación para la producción de planta y el manejo de las plantaciones, el Gobierno Federal ha implementado incentivos con la finalidad de reducir los costos y el riesgo de las inversiones.

Al respecto, en el Programa Nacional Forestal 2013-2018 (Pronafor) se incorporan como metas, el aumento de la superficie de PFC a 384 661 ha y contribuir con 2.1 millones de metros cúbicos a la producción forestal, ambas en el año 2018. Para ello se definen líneas de acción que implican aplicar subsidios directos a las plantaciones, fomentar el acceso al crédito, incrementar las capacidades técnicas de los involucrados en dicha actividad productiva, promover la integración de alianzas público-privadas para su desarrollo, y propiciar la participación de los diferentes niveles de gobierno y de organizaciones de la sociedad civil ([www.conafor.gob.mx/web/apoyos/pronafor/](http://www.conafor.gob.mx/web/apoyos/pronafor/)).

Entre los diferentes tipos de plantaciones forestales, las de árboles de Navidad son interesantes pues representan un agronegocio para los dueños o poseedores de terrenos forestales o de aptitud forestal mediante el cual efectúan un aprovechamiento continuo del recurso, a partir de la primera cosecha que tiene lugar a los seis años de iniciada la plantación. Los productores obtienen y generan beneficios como: empleos e ingresos temporales y permanentes; servicios ambientales para los habitantes de las comunidades vecinas, lo que es particularmente importante cuando la plantación se localiza en áreas cercanas a las zonas urbanas; facilitan la filtración de agua y recarga de los mantos acuíferos; la captura de una gran cantidad de carbono durante el crecimiento de los individuos; y contribuyen en la prevención de la erosión del suelo.

La producción de árboles de Navidad representa una valiosa alternativa para evitar el avance de la mancha urbana sobre terrenos no arbolados y evitar al mismo tiempo, la emigración de habitantes de las zonas rurales hacia las grandes ciudades.

La demanda del mercado nacional de árboles de Navidad es de 1.6 a 2.0 millones de árboles, de los cuales alrededor de 60 % se cubre a través de importaciones procedentes de Canadá y Estados Unidos de América.

En México existía en el año 2014 una superficie plantada de 4 883 ha, distribuidas en 11 entidades, de las cuales sobresalían: Estado de México, Puebla, Michoacán, Veracruz, Distrito Federal y Tlaxcala. No obstante los apoyos económicos y técnicos destinados a esta actividad, persiste el déficit en la oferta de árboles de Navidad. Además de las plantaciones hay viveros que se dedican a dicha actividad, aunque su producción es inferior; sin embargo, en años recientes han dirigido sus esfuerzos al cultivo de arbolitos en maceta, que están enfocados a cubrir un nicho de mercado muy particular, denominado "árboles de Navidad vivos o miniárboles", que se ha gestado en respuesta a las tendencias ambientalistas combinadas con el reducido espacio disponible en las grandes urbes (casas-habitación y oficinas). Dicho segmento es abastecido, fundamentalmente, con ejemplares importados desde Canadá, Estados Unidos de América e Italia.

Las especies más utilizadas son *Pinus ayacahuite* (pino blanco o pino vikingo), *Pinus greggii* (pino prieto), *Pinus cembroides* (pino piñonero), *Abies religiosa* (oyamel) y *Pseudotsuga menziesii* (pinabete).

Si bien, los árboles de Navidad son un agronegocio atractivo, por su rentabilidad, una opción interesante para los plantadores y viveristas es la incorporación, como producto secundario, de algunos hongos ectomicorrizógenos comestibles, que les proporcionarían

ingresos en el corto plazo, durante la mitad del periodo de producción. Lo anterior parte de la presencia de la asociación simbiótica entre las raíces de las coníferas con macromicetos de alto valor alimentario y económico, como es el caso de *Russula brevipes* (cola de borrego, trompa de cochino), *Ramaria flava* (escobeta), *Boletus edulis* (pambazo), *Suillus granulatus* (pancita), *S. brevipes* (panza de encino), *Lactarius subdulcis* (enchilado), *L. deliciosus* (enchilado), *Morchella* spp. (mazorquitas) y *Cantharellus cibarius* (duraznillo). Un beneficio adicional se reflejaría en la calidad de los árboles y en el aumento de su supervivencia.

En definitiva, esta es una opción innovadora que constituye una alternativa económica para los productores de árboles de Navidad, la cual hace más atractivo y rentable su cultivo.

Con base en los beneficios ambientales y económicos que aportan este tipo plantaciones, un aspecto relevante que se debe atender es la promoción del uso de árboles de Navidad producidos en México, la que debe hacer énfasis en los servicios ambientales aportados por dicho sistema de producción y la compra de ellos coadyuva a disminuir las importaciones y con ello la fuga de divisas.

Marisela Cristina Zamora Martínez









Artículo / Article

## Contenido y captura potencial de carbono en la biomasa forestal de San Pedro Jacuaro, Michoacán

## Carbon content and its potential sequestration in the forest biomass of *San Pedro Jacuaro, Michoacán State*

José Antonio Benjamín Ordóñez Díaz<sup>1</sup>, Ricardo Rivera Vázquez<sup>2</sup>,  
María Erika Tapia Medina<sup>3</sup> y Luis Raúl Ahedo Hernández<sup>4</sup>

### Resumen

Como consecuencia del aumento de las concentraciones de carbono en la atmósfera y su repercusión en el cambio climático global ha surgido la necesidad de determinar la cantidad de carbono almacenado en los ecosistemas, de los cuales los bosques templados representan un gran potencial de captura del mismo en sus diferentes depósitos (biomasa aérea o forestal, suelo y mantillo); la biomasa aérea comprende el fuste, las hojas y las ramas. Este estudio se llevó a cabo en el ejido de San Pedro Jacuaro, en el estado de Michoacán, porque sus bosques tienen un buen estado de conservación y están bajo manejo. Se realizaron dos estimaciones, conservadora y real, del contenido de carbono en dicha biomasa. La primera varió entre 67 y 177 Mg C ha<sup>-1</sup>, con promedio ponderado de 103.1 Mg C ha<sup>-1</sup>. La segunda registró valores de 71 a 198 Mg C ha<sup>-1</sup>, con un promedio ponderado de 129.1 Mg C ha<sup>-1</sup>; respecto a la captura potencial de carbono se estimó que el bosque fija 1.54 Mg C ha<sup>-1</sup>año<sup>-1</sup>, que corresponde a 5.65 Mg CO<sub>2</sub>e ha<sup>-1</sup>año<sup>-1</sup> en las 1 842 ha, lo que hace posible estimar que, potencialmente, puede hacerlo con un total de 2 837 Mg C año<sup>-1</sup>, que equivalen a 10 401.16 Mg CO<sub>2</sub>e año<sup>-1</sup>. Estos resultados sugieren que el área de estudio sea atractiva para proyectos de captura de carbono como REDD+.

**Palabras clave:** Almacenes de carbono, biomasa aérea, bosques templados, contenido de carbono, ecuación alométrica, Michoacán.

### Abstract

As a result of increased carbon concentrations in the atmosphere and their impact on global climate change it has become necessary to determine the amount of carbon stored in ecosystems, from which temperate forests represent a great potential for capturing it in different deposits (aerial or forest biomass, soil and litter); aerial biomass comprises the stem, leaves and branches. This study took place in the *ejido* of *San Pedro Jacuaro*, in the state of *Michoacán*, because their forests are well preserved and are under management. Two estimates, conservative and real, of carbon content in the aerial or aboveground biomass were carried out. The first varied between 67 and 177 Mg C ha<sup>-1</sup>, Mg C weighted average of 103.1 ha<sup>-1</sup>. The second recorded values Mg C 71-198 ha<sup>-1</sup>, with a weighted average of 129.1 Mg C ha<sup>-1</sup>; regarding the potential of carbon capture is estimated that the forest fixed 1.54 Mg C ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>, corresponding to 5.65 Mg CO<sub>2</sub>e ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> and in 1 842 has, making it possible to estimate that can potentially do a total of Mg C 2 837 yr<sup>-1</sup>, equivalent to 10 401.16 Mg CO<sub>2</sub>e yr<sup>-1</sup>. These results suggest that the study area is attractive for carbon sequestration projects like REDD+.

**Key words:** Carbon deposits, aboveground biomass, temperate forests, carbon content, allometric equation, *Michoacán*.

Fecha de recepción/date of receipt: 12 de febrero de 2014; Fecha de aceptación/date of acceptance: 10 de julio de 2015.

<sup>1</sup> Servicios Ambientales y Cambio Climático, A. C.

<sup>2</sup> Campo Experimental Bajío, CIR Centro, INIFAP.

<sup>3</sup> Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático. Correo-e: erikatapia@inecc.gob.mx

<sup>4</sup> Centro de investigación en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México.

## Introducción

El cambio climático global (CCG) es el resultado del incremento en la temperatura superficial del planeta y representa uno de los problemas ambientales más serios que enfrenta la humanidad desde hace más de una década (IPCC, 2001).

Los bosques constituyen un valioso almacén de carbono porque son fuentes de mitigación o reducción de gases de efecto invernadero (GEI), en particular de bióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ). Sin embargo, cuando son perturbados o destruidos, las reservas de este elemento en la biomasa aérea son removidas de forma parcial o total del lugar de origen y, posteriormente, transformadas en productos maderables o liberadas a la atmósfera por combustión o en un periodo más largo mediante descomposición microbiana (Ordóñez *et al.*, 2008).

Dentro de la vegetación forestal, los estratos arbóreo y herbáceo reúnen la mayor biomasa, y por lo tanto, de carbono; su capacidad de almacenamiento y captura dependen de la comunidad vegetal, el clima, la humedad, la especie, la calidad del sitio y la densidad, por ejemplo (Ordóñez, 1999). Los principales componentes de la biomasa aérea del estrato arbóreo son el fuste, las ramas y el follaje.

Los bosques templados del centro y sur de México experimentan, en la actualidad, un acelerado proceso de deforestación y degradación, con tasas de cambio comparables al de las selvas del país. Bocco *et al.* (2001) señalan que la deforestación en Michoacán varía de 1.0 a 1.8 % anual en bosques templados y selvas, respectivamente, que se ubican entre los porcentajes más altos del país.

En México no se cuenta con información pormenorizada de los almacenes de carbono por tipo de ecosistema y uso del suelo, ni tampoco de sus flujos netos, derivados de los patrones de cambio de uso del suelo a escala regional (Ordóñez, 1999).

El presente estudio pretende contribuir al conocimiento de los contenidos de carbono en bosques templados mediante un análisis detallado, que consistió en una estimación del contenido y captura potencial de carbono en biomasa aérea del ejido de San Pedro Jacuaro, Michoacán, además de rodalizar y estimar las superficies arboladas del lugar, de hacer un inventario forestal con el propósito de cuantificar el volumen en metros cúbicos de madera y calcular el contenido de carbono por superficie total y por hectárea en biomasa aérea.

Se seleccionó este ejido para llevar a cabo el proyecto porque incluye un bosque natural en buen estado de conservación que está sujeto a un manejo forestal que así lo mantiene.

## Introduction

Global Climate Change (GCC) is the result of the increment in the temperature of the planet's surface and it is one of the most serious environmental problems faced by humanity since over a decade ago (IPCC, 2001).

Forests act as a valuable deposit of carbon since they are greenhouse effect gases (GEG) mitigation or reduction sources, particularly carbon dioxide ( $\text{CO}_2$ ). However, when they are disturbed or destroyed, the reserves in the aboveground biomass are partially or totally removed from their original source, and later, transformed into wooden products or released into the atmosphere by combustion or in a longer time, by microbial decomposition (Ordóñez *et al.*, 2008).

Within the forest vegetation, tree and herbaceous strata put together the highest biomass, and, therefore, carbon; storage capacity and capture depend on plant community, weather, moisture, species, site quality and density, for example (Ordóñez, 1999). The main components of the aboveground biomass of the tree layer are the stem, the branches and the foliage.

The temperate forests of central and southern Mexico currently experience an accelerated process of deforestation and degradation, with rates comparable to that of the country's forests change rates. Bocco *et al.* (2001) mention that deforestation in Michoacán ranges from 1.0 to 1.8 % per year in temperate and tropical forests, respectively, which are among the highest in Mexico.

In Mexico there is no thorough information on carbon stocks by ecosystem type and land use, nor of its net flows, derived from the patterns of land use change on a regional scale (Ordóñez, 1999).

This study aims to make a contribution to the knowledge of the content of carbon in temperate forests through a detailed analysis that comprises the estimation of the potential carbon content and capture in the aboveground biomass of the *ejido* of San Pedro Jacuaro, Michoacán, plus making stands and to estimate the tree areas of the place, making a forest inventory in order to quantify the cubic meters of wood volume and calculate the carbon content by total area and biomass per hectare.

The *ejido* was selected to carry out the project that includes a natural forest in good condition that is subject to forest management that keeps it that way.

## Materials and Methods

The study area is located between the 2°19' 000 north latitude and west longitude and 2°18' 000 north latitude with west

## Materiales y Métodos

El área de estudio se localiza entre las coordenadas latitud norte 2°19'1 000 longitud oeste y latitud norte con 2°18'0 000 longitud oeste, en la provincia fisiográfica Eje Neovolcánico y la subprovincia Mil Cumbres a una altitud de 1 500 a 3 000 m (Figura 1). El área comprende una superficie aproximada de 1 842 ha.

longitude in the *Eje Neovolcánico* physiographic province and the *Mil Cumbres* subprovince at 1 500 to 3 000 m (Figure 1) over 1 842 has.

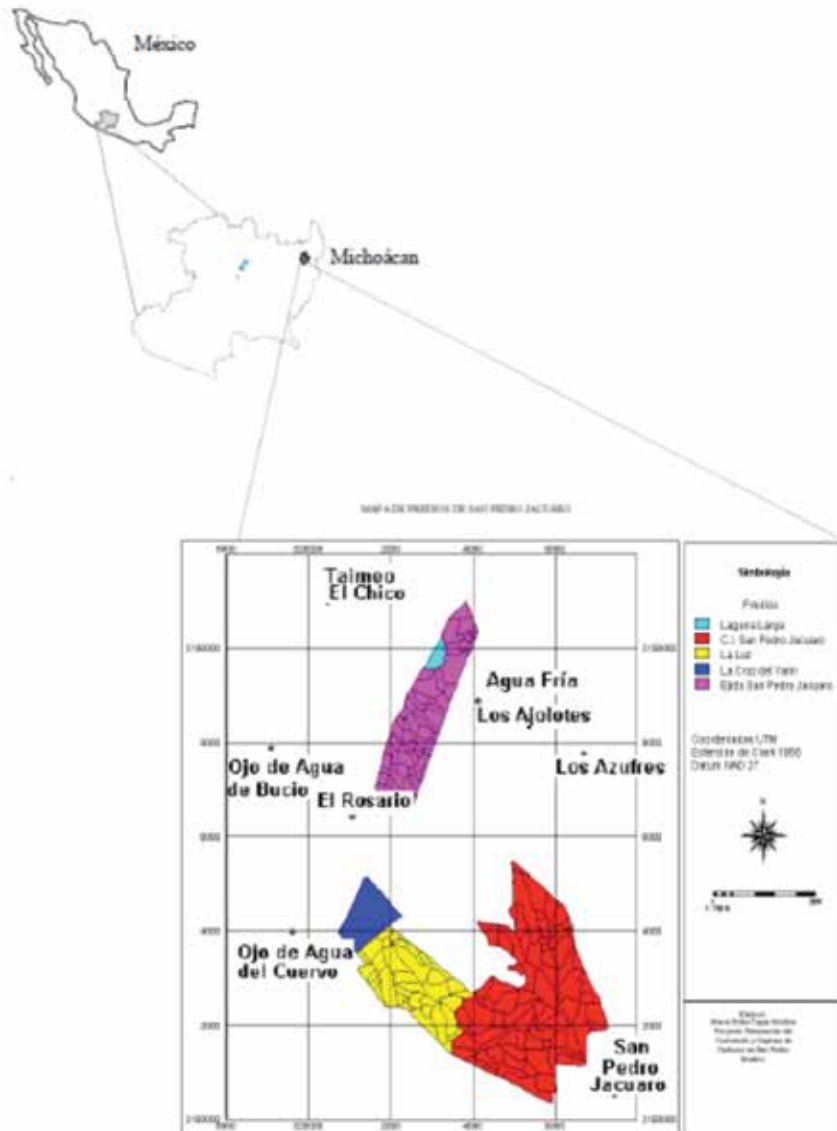


Figura 1. Ubicación del área de estudio, San Pedro Jacuaro, municipio Ciudad de Hidalgo, Michoacán.

Figure 1. Location of the study area, San Pedro Jacuaro, Ciudad de Hidalgo municipality, Michoacán.

Se identificaron 11 tipos de sitios o rodales existentes en los predios seleccionados, en los cuales se establecieron siete parcelas de muestreo por rodal, lo que dio un total de 77 que constituye un número representativo de la superficie total de acuerdo a la fórmula de tamaño de muestra siguiente:

$$N = \frac{t^2(S\%)^2}{(E\%)^2}$$

Donde:

- N = Número de la muestra
- t<sup>2</sup> = Valor de tablas de t de Student
- (S%)<sup>2</sup> = Coeficiente de varianza
- (E%)<sup>2</sup> = Error 5 %

Para diferenciar los tipos de sitio se aplicó el método de Bocco *et al.* (1991), que utiliza un sistema de información geográfica (SIG) para dar atributos al área y establecer unidades de paisaje. Cada parcela de muestreo consistió de tres círculos de 1 000 m<sup>2</sup> (Velasco *et al.*, 2002). Dentro de cada uno se estableció otro interior de 500 m<sup>2</sup> (Figura 2).

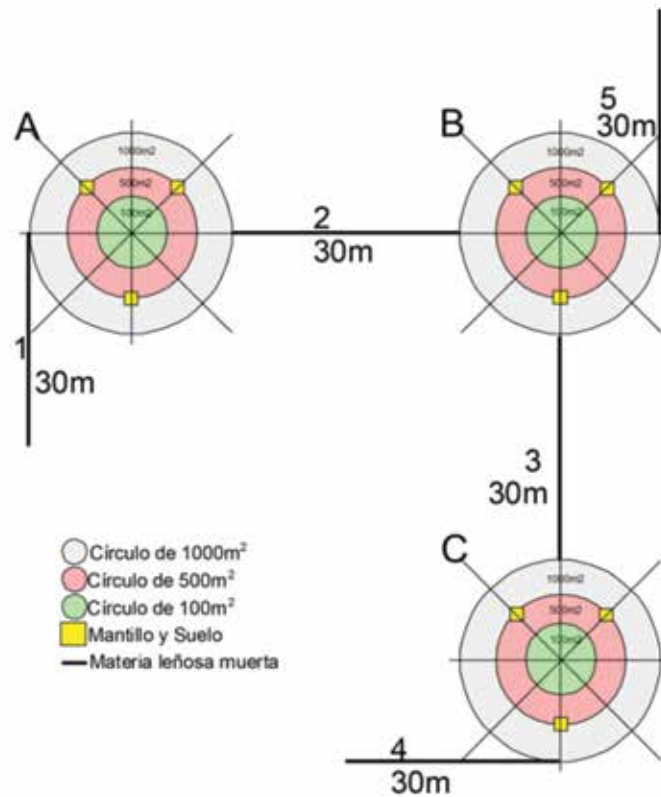
Eleven types of sites or stands present at the selected lands were determined, in which seven sampling plots were established by each stand, which summed up 77, which, based upon the sampling intensity, is representative of the total area, according to the following formula of sample size:

$$N = \frac{t^2(S\%)^2}{(E\%)^2}$$

Where:

- N = Number of the sample
- t<sup>2</sup> = Value of Student t tables
- (S%)<sup>2</sup> = Variance coefficient
- (E%)<sup>2</sup> = 5 % Error

In order to distinguish the type of sites, Bocco's method (Bocco *et al.*, 1991) was applied, as it uses a geographic information system (GIS) to characterize the place and define landscape units. Each sampling plot was made up by three 1 000 m<sup>2</sup> circles (Velasco *et al.*, 2002), inside of which was included a smaller one of 500 m<sup>2</sup> (Figure 2).



Fuente: Ordóñez *et al.*, 2008; Ordóñez, 2012.

Source: Ordóñez *et al.*, 2008; Ordóñez, 2012.

Figura 2. Diseño de las parcelas de muestreo.

Figure 2. Sampling plots design.

Para estimar el contenido de carbono de la biomasa aérea del bosque se siguió el procedimiento basado en Brown y Roussopoulos (1974), SARH (1995) y Brown y Delaney (2000). Este método consiste en medir el DN (diámetro normalizado o diámetro a la altura del pecho) a 1.30 m en todos los árboles con tallas superiores a esa dimensión.

Posteriormente, a partir del rodal por los tipos de vegetación existente (pino o encino), se seleccionaron cuatro ecuaciones genéricas (Ayala, 2001) para estimar el volumen total con base en el DN y la altura.

$$\text{Pinos} = 0.084 * D^{2.47} \quad (1)$$

$$\text{Pinos} = 0.084 * (D^2 A)^{0.919} \quad (2)$$

$$\text{Encinos} = 1.91 * D^{1.782} \quad (3)$$

$$\text{Encinos} = 0.283 * (D^2 A)^{0.807} \quad (4)$$

Donde:

DN = Diámetro normalizado

A = Altura

Estas ecuaciones permiten hacer una estimación más precisa cuando se toma la altura, en comparación con las que solo incorporan al DN, que conducen a otras conservadoras o bajas, y, por lo tanto, no incurrir en sobreestimaciones.

Para determinar la biomasa, se multiplicó el volumen por la densidad de la madera (0.45 g cm<sup>-3</sup> para pino y 0.60 g cm<sup>-3</sup> para encino) (INECC, 2013), paso seguido, por el número de individuos en el sitio y este cálculo se extrapoló a hectárea y superficie total del estudio. Finalmente, para determinar el contenido de carbono se multiplicó el valor de la biomasa por la concentración de carbono 0.5 (IPCC, 1996 y 2003; Ordóñez, 2008).

Además, para conocer la evolución de los contenidos de carbono en el bosque se decidió usar el ICA (Incremento Corriente Anual) mediante el método de Loetsch (Ordóñez y Masera, 2001). El ICA es el aumento volumétrico de un árbol, que está influenciado por la especie, la edad, el tipo de suelo, la humedad y la competencia, entre otros factores, que en suma constituyen la calidad del sitio, y al realizar el análisis dimensional se pasa de m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> a Mg C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (Ordóñez, 2008).

## Resultados

El contenido de carbono en la vegetación del área de estudio se calculó con una estimación alta y una baja; la primera indicó un total de 129.1 Mg C ha<sup>-1</sup>, con valores entre 71 y 198 Mg C ha<sup>-1</sup>, mientras que la segunda dio un total de 103.1 Mg C ha<sup>-1</sup>, con valores entre 67 y 177 Mg C ha<sup>-1</sup>. En la Figura 3 se aprecian diferencias significativas entre la

For the estimation of carbon content of the forest aboveground biomass, the procedure recommended by Brown and Roussopoulos (1974), SARH (1995) and Brown and Delaney (2000) was followed. This method measures ND (normal diameter or at breast height) at 1.30 m in all the trees with sizes above this number.

Afterwards, from a stand according to the existing types of vegetation (pine and oak), four generic equations (Ayala, 2001) were selected to estimate the total volume based upon ND and height.

$$\text{Pines} = 0.084 * D^{2.47} \quad (1)$$

$$\text{Pines} = 0.084 * (D^2 A)^{0.919} \quad (2)$$

$$\text{Oaks} = 1.91 * D^{1.782} \quad (3)$$

$$\text{Oaks} = 0.283 * (D^2 A)^{0.807} \quad (4)$$

Where:

ND = Normal diameter

A = Height

This equations favor a more precise estimation when height is considered, compared to those that only include ND, which lead to others, lower or more conservative, and, therefore, do not fall into overestimations.

To determine biomass, volume was multiplied by wood density (0.45 g cm<sup>-3</sup> for pine and 0.60 g cm<sup>-3</sup> for oak) (INECC, 2013); next, by the number of individuals at the site and the calculation was transferred to the hectare and the total area of the study. Finally, to determine carbon content, the value of biomass was multiplied by the 0.5 carbon concentration (IPCC, 1996 and 2003; Ordóñez, 2008).

In addition, in order to know the evolution of carbon contents in the forests, it was decided to use the Current Annual Increment (ICA, for its abbreviation in Spanish) through the Loetsch method (Ordóñez and Masera, 2001). ICA is the volume increase of a tree, which is influenced by the species, age, soil type, moisture and competence, among other factors, that as a whole conform the quality of station and when dimensional analysis is made, values are transformed from m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> into Mg C ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> (Ordóñez, 2008).

## Results

The carbon content in the vegetation of the study area was estimated with a high and a low estimate; the first found a total of 129.1 Mg C ha<sup>-1</sup>, with values between 71 and 198 Mg C ha<sup>-1</sup>, while the second gave a total of 103.1 Mg C ha<sup>-1</sup>, with values between 67 and 177 Mg C ha<sup>-1</sup>. Figure 3 shows significant differences between using only the diameter (high) and replaces the value in the allometric equation (one for pines

que usa únicamente el diámetro (alta) y sustituye el valor en la ecuación alométrica (uno para pinos y tres para encinos) y la otra (baja), que considera el diámetro y la altura, y ajusta los valores de la ecuación alométrica (dos para pinos y cuatro para encinos).

and three for oaks) and the other (lower), which considers the diameter and height and adjusts the values of the allometric equation (two for pines and four for oaks).

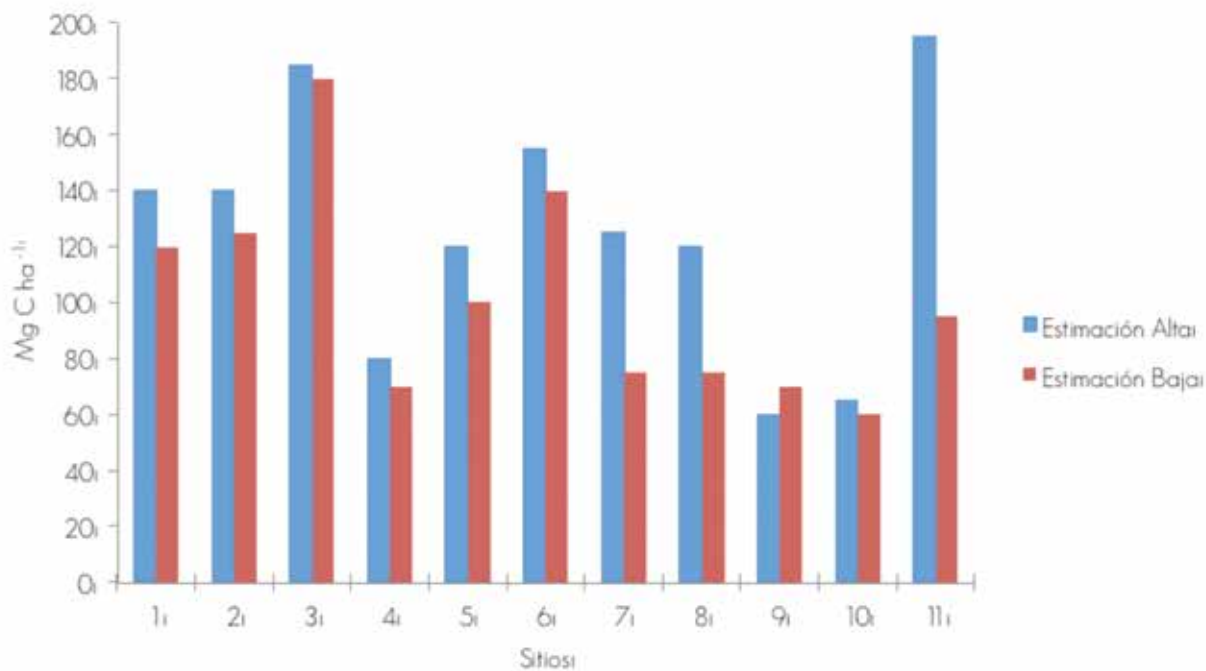


Figura 3. Contenidos de carbono (t C ha<sup>-1</sup> ó Mg C ha<sup>-1</sup>) en biomasa aérea de la vegetación de los sitios de San Pedro Jacuaro, Michoacán.

Figure 3. Carbon content (t C ha<sup>-1</sup> or Mg C ha<sup>-1</sup>) in aboveground biomass of the sites of *San Pedro Jacuaro, Michoacán*.

En la estimación alta la mayor concentración de carbono almacenado se registró en el sitio 11 con 195 Mg C ha<sup>-1</sup>, si bien se contabilizaron más de 2 000 árboles por ha, cabe precisar que los diámetros dominantes eran de 12 y 13 cm (al sustituir los valores en la ecuación uno y tres); en la estimación baja al remplazar los valores (en las ecuaciones dos y cuatro que incorporan el diámetro y la altura), se obtuvo un valor de 95 Mg C ha<sup>-1</sup>; es decir, que se verifica una diferencia de 51 % del valor estimado.

In the high estimate, the greatest concentration of carbon stored was recorded in the 11<sup>th</sup> site with 195 Mg C ha<sup>-1</sup>, even where more than 2 000 trees per hectare were counted, it should be noted that the major diameters were 12 and 13 cm (when replacing values in equation one and three); in the low estimate to replace the values (in equations two and four which include diameter and height), a value of 95 Mg C ha<sup>-1</sup> was obtained, that is, a difference of 51 % from the estimated value is confirmed.

Los sitios 3 y 10 mostraron divergencias porcentuales en el carbono almacenado de 3 y 8 % respectivamente, lo que obedece a que el sitio 3 tiene en promedio 529 árboles ha<sup>-1</sup> con diámetros dominantes de 70 a 75 cm; el sitio 8 tiene 839 árboles ha<sup>-1</sup> con diámetros dominantes de 39 y 40 cm, lo que sugiere que las ecuaciones alométricas seleccionadas no están diseñadas para árboles con diámetros inferiores a 35 cm.

Sites 3 and 10 showed percentage differences in carbon stocks of 3 and 8 % respectively, as site 3 has 529 trees ha<sup>-1</sup> on average with dominant diameters of 70 to 75 cm; site 8 has 839 trees ha<sup>-1</sup> with dominant diameters of 39 and 40 cm, suggesting that the selected allometric equations are not designed for trees with a diameter below 35 cm.

A partir de los parámetros de ICA, se elaboraron escenarios de captura potencial de carbono a 5, 10, 15, 20, 25, 40 y 50 años. Se tomó como premisa que no existiera manejo y que los bosques evaluados se desarrollan de forma natural.

From ICA parameters, potential scenarios were developed to capture carbon after 5, 10, 15, 20, 25, 40 and 50 years. It was taken as a premise that management did not exist and that the evaluated forests develop naturally. Results indicate that there is good potential for carbon sequestration with an

Los resultados indican que existe un buen potencial de captura de carbono con un promedio de  $1.54 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  (la media nacional de crecimiento de un bosque natural es de  $1.0 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  (INECC, 2013).

Expresado en toneladas de dióxido de carbono equivalente es posible predecir una captura anual de  $565 \text{ Mg CO}_2 \text{ e ha}^{-1}$ , y para las 1 842 ha del predio una captura potencial de carbono de  $10\,401.16 \text{ Mg CO}_2 \text{ e}$ .

## Discusión

Los bosques de coníferas y latifoliadas en México se distribuyen en todo el Eje Transmexicano y prácticamente en todas las cadenas montañosas (Rzedowski, 1994), lo cual demuestra su valor como sumideros de carbono.

Para la estimación del contenido de carbono en un bosque se requiere conocer, en esencia, las existencias de biomasa, lo que facilita determinar los almacenes de carbono y otros elementos químicos en cada uno de sus componentes en una superficie particular (Brown *et al.*, 1996; Ordóñez y Masera, 2001; Ordóñez *et al.*, 2008); para ponderar la cantidad potencial de carbono que puede ser secuestrado se debe medir el crecimiento a partir del volumen fustal (Ordóñez, 2008).

En este estudio se calculó la biomasa de los árboles en pie mediante ecuaciones alométricas y volumétricas a partir de la densidad de la madera de los géneros de interés, aunado al uso de un factor en expansión de biomasa para fustes, sugerida por el IPCC (1996; 2003) y el INECC (2013) para obtener la correspondiente a la totalidad del árbol. En comparación con otras localidades de bosques templados en los que se ha llevado a cabo el proceso, los valores mínimos y máximos de esta investigación superan a los intervalos registrados en experiencias previas (Ordóñez *et al.*, 2008; Ordóñez, 2012; Orozco y Mireles, 2014), que resultaron del uso de ecuaciones genéricas.

Llevar a cabo proyectos de evaluación de carbono en ecosistemas forestales, requiere de métodos de medición confiables, que cumplan con las exigencias establecidas por el IPCC (1996 y 2003), que sean eficientes para medir el contenido y captura potencial de carbono (Ordóñez y Masera, 2001; Ordóñez *et al.*, 2008). Por ello, al hacer una estimación baja del carbono almacenado se cumple la premisa de no sobreestimar los contenidos del elemento en cuestión, lo cual recomienda el IPCC para proyectos de cuantificación del mismo, a fin de reducir incertidumbres. Lo más importante es cubicar *in situ* y estimar con los datos locales las siguientes variables: existencias reales, densidad del arbolado por ha, géneros presentes, volumen por árbol, biomasa por árbol e incremento corriente anual, así como complementar con densidad de la madera por género o

average of  $1.54 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  (the national average growth of natural forest is  $1.0 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  (INECC, 2013).

Expressed in tons of equivalent carbon dioxide it is possible to predict an annual capture of  $565 \text{ Mg CO}_2 \text{ e ha}^{-1}$  and for the 1 842 has of the property, there is a potential carbon capture of  $10\,401.16 \text{ Mg CO}_2 \text{ e}$ .

## Discussion

The forests of conifers and hardwoods in Mexico are distributed around the Transmexican Axis and they exist virtually in all mountain ranges (Rzedowski, 1994), demonstrating their value as carbon sinks.

To estimate the carbon content in a forest it is required to know, essentially, its biomass which allows determining the storage of carbon and other chemical elements in each of its components in a given area (Brown *et al.*, 1996; Ordóñez and Masera, 2001; Ordóñez *et al.*, 2008); to weigh the potential amount of carbon that can be sequestered, growth should be measured from the stem volume (Ordóñez, 2008).

In this study the biomass of standing trees was calculated by allometric and volumetric equations from the wood density of the genres of interest, coupled with the use of a biomass expansion factor for shafts, suggested by the IPCC (1996; 2003) and INECC (2013) for the corresponding to the entire tree. Compared with other locations of temperate forests in which the process have been carried out, the minimum and maximum values of this research surpass the intervals recorded in previous experiences (Ordóñez *et al.*, 2008; Ordóñez, 2012; Orozco and Mireles, 2014), resulting from the use of generic equations.

To carry out carbon assessment projects on forest ecosystems demands reliable measurement methods that meet the requirements established by the IPCC (1996 and 2003), that are efficient to measure the carbon content and potential capture (Ordóñez and Masera, 2001; Ordóñez *et al.*, 2008). Therefore, when making a low estimate of carbon stocks, the premise not to overestimate the content of the element in question is fulfilled, which is recommended by the IPCC for quantification projects thereof, in order to reduce uncertainties. The most important thing is to make *in situ* cubication and to estimate, with local data, the following variables: actual stocks, density of trees per hectare, genders present, volume per tree, tree biomass and current annual increment, complemented by wood density by genus or species, and, finally, to try to justify the use of expansion factors if they should be employed.



especie y, finalmente, tratar de justificar el uso de factores de expansión en caso de ser empleados.

## Conclusiones

Se realizó una estimación del contenido de carbono en biomasa aérea de los bosques del ejido de San Pedro Jacuaro en el estado de Michoacán por medio de ecuaciones alométricas, pues el uso de las ecuaciones genéricas conduce a diferencias significativas de más de 51 % del carbono estimado en la sustitución de valores porque no toman en cuenta diámetros menores de 35 cm. La estimación precisa es de 237 618 Mg C, mientras que la estimación conservadora sugiere un total de 220 642 Mg C en las 1 842 ha que comprenden el área de estudio.

La captura potencial de carbono es de 1.54 Mg C ha<sup>-1</sup>, lo que en toneladas de dióxido de carbono equivalente es de 5.65 Mg CO<sub>2</sub>e ha<sup>-1</sup> y para el predio estudiado, 10 401.16 Mg CO<sub>2</sub>e anual. Para colocar bonos por captura de carbono es necesario realizar un balance entre lo que se corta y lo que crece a fin de tener claro cómo ocurre la fijación de carbono como un servicio ambiental.

## Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

## Contribución por autor

José Antonio Benjamín Ordóñez Díaz: selección de unidades de estudio y sitios de muestreo en campo, estructuración del manuscrito y base de datos, revisión y análisis de datos y negociación del financiamiento; Ricardo Rivera Vázquez: análisis y procesamiento de datos y revisión del manuscrito; María Erika Tapia Medina: definición del tema de investigación, selección de unidades de estudio y sitios de muestreo en campo, base de datos, estructuración y revisión del manuscrito; Luis Raúl Ahedo Hernández: selección de unidades de estudio y sitios de muestreo en campo, estructuración y análisis de base de datos.

## Agradecimientos

Los autores desean expresar su agradecimiento a la comunidad de San Pedro Jacuaro, y en particular a Hugo Medrano, Leonel López, Virginia Araujo, Teresa González, Vicente y Miguel Salinas, Carlos Ramos, Araceli Samaniego, Dulce Tovar, Omar Chassin por su apoyo en el trabajo de campo. Este proyecto fue financiado parcialmente por la Fundación Produce Michoacán, la Comisión Forestal del estado de Michoacán y el Instituto Nacional de Ecología.

## Referencias

- Ayala L., R., B. H. De Jong y H. Ramírez M. 2001. Ecuaciones para estimar biomasa en la meseta central de Chiapas. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 7 (2): 153-157.
- Bocco, G., J. Palacio y C. Valenzuela. 1991. Integración de la percepción remota y los sistemas de información geográfica. *Ciencia y desarrollo* 17 (97):79-88.

## Conclusions

It was possible to make an estimation the carbon content in the aboveground biomass of the forests of the *ejido* of *San Pedro Jacuaro* in the state of *Michoacán* by means of the allometric equations, as the use of generic equations leads to significant differences of more than 51 % of the estimated carbon replacement values, as they do not take into account diameters under 35 cm. The accurate estimation is 237 618 Mg C, while the conservative estimate would suggest a total of 220 642 Mg C in the 1 842 ha comprising the study area.

The carbon sequestration potential is 1.54 Mg C ha<sup>-1</sup>, which in tons of equivalent carbon dioxide is 5.65 Mg CO<sub>2</sub>e ha<sup>-1</sup> and for the studied land, 10 401.16 Mg CO<sub>2</sub>e per year. To place bonds for carbon sequestration it is necessary to make a balance between what is cut and what grows, in order to have a clear appreciation of how carbon sequestration occurs as an environmental service.

## Conflict of interests

The authors declare no conflict of interests.

## Contribution by author

José Antonio Benjamín Ordóñez Díaz: selection of study units and sampling sites in the field, structuring of the document, data base, review and data analysis and funding negotiations; Ricardo Rivera Vázquez: data analysis and processing and review of the document; María Erika Tapia Medina: definition of the research topic, selection of study units and sampling sites in the field, data base, structuring and review of the document; Luis Raúl Ahedo Hernández: selection of study units and sampling sites in the field, structuring and analyzing data base.

## Acknowledgements

The authors would like to express their gratitude to the community of *San Pedro Jacuaro*, and particularly to Hugo Medrano, Leonel López, Virginia Araujo, Teresa González, Vicente y Miguel Salinas, Carlos Ramos, Araceli Samaniego, Dulce Tovar and Omar Chassin for their support during field work. This project was partially sponsored by the *Fundación Produce Michoacán*, the *Comisión Forestal del estado de Michoacán* and the *Instituto Nacional de Ecología*.

*End of the English version*





- Bocco, G., O. Maser y M. Mendoza. 2001. La dinámica del cambio del uso del suelo en Michoacán. Una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación. *Investigaciones Geográficas* 44: 18-38.
- Brown, J. K. and P. J. Rousopoulos. 1974. Estimating biases in the planar intersect method for estimating volumes of small fuels. *Forest Science* 20 (4): 350-356.
- Brown, S., J. Sathaye, M. Cannell and P. E. Kauppi. 1996. Mitigation of carbon emissions to the atmosphere by forest management. *Commonwealth Forestry Review* 75 (1):80-91.
- Brown, S. and M. Delaney. 2000. Standard operating procedures for measuring carbon in forests and agriculture projects. Version: 1.00. Winrock International. Arlington, VA, USA. 51 p.
- Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC). 2013. Inventario nacional de emisiones de gases de efecto invernadero 1990-2010. Capítulo VI. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, D.F., México. 412 p.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 1996. Directrices del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático para los inventarios nacionales de emisiones de gases de efecto invernadero, versión revisada 1996. Volumen 1, 2 y 3. UNEP, WMO. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gli/inv1.html> (4 de octubre de 2013).
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2001. Cambio Climático 2001. Informe de síntesis. Resumen para responsables de políticas. Una evaluación del grupo intergubernamental de expertos sobre el Cambio Climático. Ginebra, Suiza. 94 p.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2003. Revised 2003 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories; Reporting Instructions. Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva, Switzerland. 294 p.
- Ordóñez, A. 1999. Estimación de la captura de carbono en un bosque templado: el caso de San Juan Nuevo. Instituto Nacional de Ecología. Semarnap. México, D.F., México. 72 p.
- Ordóñez, A. y O. Maser. 2001. La captura de carbono ante el cambio climático. *Madera y Bosques* 7 (1): 3-12.
- Ordóñez, J. A. B., B. H. J. de Jong, F. García O., F. L. Aviña, J. V. Pérez, G. Guerrero, R. Martínez and O. Maser. 2008. Carbon content in vegetation, litter, and soil under 10 different land-use and land-cover classes in the Central Highlands of Michoacan, Mexico. *Forest Ecology and Management* 255 (7): 2074-2084.
- Ordóñez, J. A. B. 2008. Cómo entender el manejo forestal, la captura de carbono y el pago por servicios ambientales. *Ciencias* 90: 37-42.
- Ordóñez, J. A. B. 2012. Carbono almacenado en los bosques de la Región Purépecha en Michoacán, México. Editorial Académica Española. México, D.F., México. 135 p.
- Orozco, M. E. y P. Mireles (coords.). 2014. Carbono en ambientes biofísicos y productivos, línea base sobre cambio climático. Universidad Autónoma del Estado de México. Toluca, Edo. de Méx., México. 368 p.
- Rzedowski, J. 1994. *Vegetación de México*. Limusa Noriega Editores. México, D.F., México. 432 p.
- Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH). 1995. Inventario Nacional Forestal Periódico. Subsecretaría Forestal y de Fauna Silvestre. SARH. México, D.F., México. 81 p.
- Velasco B., E., F. Moreno S. y R. Rodríguez P. 2002. Comparación de Siete Diseños de Unidades de Muestreo Secundarias en Inventarios Forestales. *Revista Ciencia Forestal en México* 27 (92):29-51.







Artículo / Article

## Relación hábitat-densidad de *Odocoileus virginianus couesi* (Coues & Yarrow, 1875) en la Sierra del Laurel, Aguascalientes

### *Odocoileus virginianus couesi* (Coues & Yarrow, 1875) habitat-density ratio in Sierra del Laurel, Aguascalientes

Salvador Martín Medina Torres<sup>1</sup>, Edmundo García Moya<sup>2</sup>, Marcelo Márquez Olivas<sup>2</sup>,  
Angélica Romero Manzanares<sup>2</sup>, Humberto Vaquera Huerta<sup>3</sup> y Mario Martínez Menes<sup>4</sup>

#### Resumen

El venado de Coues (*Odocoileus virginianus couesi*) es una de las 14 subespecies de venado cola blanca en México, se distribuye sobre 30.4 % de la república mexicana y es de alto valor cinegético. Se realizó una investigación en la Sierra del Laurel, municipio Calvillo, Aguascalientes, México, de la densidad del venado cola blanca en respuesta a los atributos del hábitat, estimada mediante el recuento de grupos fecales. El hábitat se describió por sus características topográficas, florístico-estructurales y agua disponible. Se determinó que la densidad fue mayor en el matorral subtropical, seguida de la presente en el bosque de *Quercus* y del pastizal inducido. Las variables que contribuyeron a explicar la abundancia fueron el tipo de vegetación, el índice de equidad de Pielou, el índice de predominio de Simpson, la densidad de *Ipomoea murucoides*, la riqueza florística y la altura media de las arbustivas, así como el porcentaje de suelo desnudo. No obstante, la existencia de otros factores demográficos del venado, como la relación de sexos, y de tipo antrópico como la fragmentación del hábitat, el sobrepastoreo, la caza furtiva, la presencia de paseantes y la proliferación de obras para ecoturismo no pueden descartarse como posibles causas de una mayor abundancia de este cérvido en el matorral subtropical, por lo que se requiere de la realización de más estudios sobre el particular.

**Palabras clave:** Calvillo, cérvido, grupos fecales, matorral subtropical, modelo lineal generalizado, venado cola blanca.

#### Abstract

The Coues deer (*Odocoileus virginianus couesi*) is one of the 14 subspecies of white-tailed deer in Mexico and its distribution area encompasses 30.4 % of the Mexican Republic and it has a high cinegetic value. A research was carried out in Sierra del Laurel, in the municipality of Calvillo, Aguascalientes, Mexico, on the density of the white-tailed deer in response to the characteristics of the habitat, estimated by means of the count of fecal pellet groups. The habitat was characterized by its topographic and floral-structural traits and by availability of water. The density was determined to be higher in the subtropical shrubland, followed by that of the *Quercus* forest and of the induced grassland. The variables which accounted for the abundance of this deer species were vegetation type, Pielou's equity index, Simpson's predominance index, the density of *Ipomoea murucoides*, the floral wealth and the mean height of the shrubs, and the percentage of naked soil. However, the existence of other demographic factors of the deer, such as the sex ratios, as well as anthropic factors including the fragmentation of the habitat, overgrazing, furtive hunting, the presence of hikers and the proliferation of constructions for ecotourism cannot be discarded as possible causes of a larger abundance of this cervid in the subtropical shrubland; therefore, further studies on this topic are required.

**Key words:** Calvillo, cervid, fecal pellet groups, subtropical shrubland, generalized linear model, white-tailed deer.

Fecha de recepción/date of receipt: 5 de noviembre de 2014; Fecha de aceptación/date of acceptance: 20 de agosto de 2015.

<sup>1</sup> Cuerpo Académico Desarrollo Sustentable. Universidad Autónoma Indígena de México. Correo-e: smedinat@gmail.com

<sup>2</sup> Postgrado en Botánica. Colegio de Postgraduados. Campus Montecillo.

<sup>3</sup> Postgrado en Estadística. Colegio de Postgraduados. Campus Montecillo.

<sup>4</sup> Postgrado en Hidrociencias. Colegio de Postgraduados. Campus Montecillo.

## Introducción

El venado de *Coues* (*Odocoileus virginianus couesi* (Coues & Yarrow, 1875) (Ramírez-Pulido, *et al.*, 2005) es una de las 14 subespecies de venado cola blanca en México (Ramírez-Pulido, *et al.*, 2005; Villarreal, 1999). Su área de distribución abarca 30.4 % de la república mexicana y es de alto valor cinegético (Galindo-Leal y Weber, 1998). Se localiza desde Arizona, en los Estados Unidos de América, hasta Jalisco en México, a lo largo de la Sierra Madre Occidental (Ezcurra y Gallina, 1981). El estado de Aguascalientes forma parte de su territorio (Galindo-Leal y Weber, 1998), donde la caza furtiva estuvo a punto de extinguirlo durante la década de 1970, época en la que se registró una densidad de 0.65 venados km<sup>-2</sup> (Medina-Flores y Medina-Torres, 1989).

Gracias a un programa de vigilancia, instituido en 1975 (Medina-Flores y Medina-Torres, 1989; Villalobos, 1989), sus poblaciones se recuperaron 20 años después, hasta alcanzar cifras de 2.00 venados km<sup>-2</sup> (Kobelkowsky, 2000); lo anterior coincidió con el establecimiento de las primeras Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA), para su aprovechamiento cinegético.

A partir de 2008, la vigilancia se ha restringido a la Sierra Fría, por lo que en el resto del estado la caza furtiva ha continuado en áreas naturales como la Sierra del Laurel, con presencia de bosques templados de encino y vegetación subtropical, con manchones de áreas perturbadas de pastizal inducido (Medina-Torres, 2008; Medina-Torres *et al.*, 2008).

Desde 2006 la Comisión Nacional Forestal (Conafor) ha dado un fuerte impulso al establecimiento y operación de UMA extensivas y proyectos de ecoturismo en la Sierra del Laurel, situación que puede poner en peligro la estabilidad poblacional del venado nativo.

La falta de sistemas de seguimiento y evaluación de los estudios poblacionales que realizan los dueños de las UMA constituye un serio problema que impide el funcionamiento como instrumento de conservación, y propicia la sobreexplotación del venado y otras especies de vida silvestre (Urquiza, 2009). Ante este problema, Urquiza (2009) señala la necesidad de que "estos estudios sean realizados por la autoridad o por entes independientes, pues hay el potencial de un conflicto de intereses cuando se deja esta responsabilidad a los dueños de las UMA.". Si bien, ello plantea el dilema de que la autoridad ambiental sea juez y parte, debe considerarse que los técnicos contratados por los dueños de las UMA, pueden verse obligados a alterar los resultados de estudios poblacionales a entera satisfacción de sus empleadores, en consecuencia se sobreestiman las tasas de aprovechamiento. En el caso particular del venado cola blanca, la explicación de su densidad en respuesta a los atributos de su hábitat servirá

## Introduction

The Coues deer (*Odocoileus virginianus couesi* (Coues & Yarrow, 1875) (Ramírez-Pulido, *et al.*, 2005) is one of the 14 subspecies of white-tailed deer in Mexico (Ramírez-Pulido, *et al.*, 2005; Villarreal, 1999). Its distribution area encompasses 30.4 % of the Mexican Republic and has a high cinegetic value (Galindo-Leal and Weber, 1998). It can be found from Arizona, in the United States, to Jalisco, in Mexico, along the Sierra Madre Occidental (Ezcurra and Gallina, 1981). The state of Aguascalientes is part of its territory (Galindo-Leal and Weber, 1998), where furtive hunting placed it on the brink of extinction during the 1970s, at which time the density of the species was 0.65 deer km<sup>-2</sup> (Medina-Flores and Medina-Torres, 1989).

Thanks to a surveillance program implemented in 1975 (Medina-Flores and Medina-Torres, 1989; Villalobos, 1989), its populations recovered 20 years later, until they reached a density of 2.00 deer km<sup>-2</sup> (Kobelkowsky, 2000). This coincided with the establishment of the first Wildlife Conservation and Management Units (UMAs) for the cinegetic exploitation of the deer.

Surveillance has been restricted to Sierra Fría since 2008; consequently, furtive hunting has continued in the rest of the state, in natural areas such as Sierra del Laurel, where temperate oak forests and subtropical vegetation exist, with patches of induced grasslands (Medina-Torres, 2008; Medina-Torres *et al.*, 2008).

Since 2006, the Comisión Nacional Forestal (Conafor) has given a strong impulse to the establishment and operation of extensive UMAs and ecotourism projects in Sierra del Laurel, a situation which may endanger the population stability of the native deer.

The lack of monitoring and evaluation of the population studies carried out by the owners of the UMAs is a serious problem because it hinders their operation as instruments for conservation and propitiates the overexploitation of the deer and of other wild species (Urquiza, 2009). In the face of this problem, Urquiza (2009) points out the need to "have these studies carried out by the authorities or by independent entities, for there is the potential for a conflict of interests when this responsibility is left to the owners of the UMAs..." Although this poses the dilemma that the environmental authorities should be judge and jury, we must consider that the technicians hired by the owners of the UMAs may find themselves forced to alter the results of population studies in order to meet the demands of their employers, as a result of which the exploitation rates may be overestimated. In the particular case of the white-tailed deer, the explanation for its density in terms of the attributes of its habitat will be of help to foretell the variation of its population in time and space, in case its exploitation is intended or is already taking place.

para pronosticar la variación de su población en tiempo y espacio, si se pretende realizar su aprovechamiento, o bien si ya se está llevando a cabo.

En la Sierra del Laurel, se encontró que la pendiente y altitud del terreno, la distancia al agua, la altura media del estrato arbustivo, además de la densidad por hectárea de *Ipomoea murucoides* Roem. & Schult y *Eysenhardtia polystachya* Ortega Sarg. influyeron en la selección del hábitat por el venado de Coues; es decir, su presencia o ausencia, con lo que se generó un mapa digital de la probabilidad de uso del hábitat por el venado (Medina-Torres et al., 2008). No obstante, aún es necesario analizar la relación entre la densidad de su población y su hábitat, así como determinar los atributos de este que afectan la variabilidad de su densidad. Con ese fin se plantearon los siguientes objetivos: estimar la densidad poblacional del venado cola blanca en la Sierra del Laurel, Aguascalientes; caracterizar el hábitat con base en sus atributos físicos y florístico-estructurales; y explicar la variabilidad de la densidad del venado en respuesta a los atributos del hábitat.

## Materiales y Métodos

La investigación se realizó durante 2006 en la Sierra del Laurel, municipio Calvillo, al suroeste del estado de Aguascalientes (Medina-Torres et al., 2008) (Figure 1).

Tiene una superficie de 14 610 ha. Se ubica entre los 21°42' y 21°51' norte, y 102°47' y 102°35' oeste. Pertenece a la subprovincia fisiográfica Sierras y Valles Zacatecanos; tiene una topografía accidentada, con altitudes que varían de 1 700 a 2 760 m. Contiene rocas ígneas extrusivas del Cenozoico; en las partes altas predomina el tipo de suelo litosol, con profundidades menores a 10 cm, limitado por rocas y tepetate. En las partes bajas sobresalen los suelos Feozem háplico, caracterizados por fertilidad moderada y una capa superficial oscura, suave y rica en materia orgánica y nutrientes (Medina-Torres, 2008; Inegi, 2009). Los cauces drenan hacia el sistema de los ríos Gil-Malpaso-Calvillo, del sistema hidrológico tributario de la subcuenca del río Juchipila, perteneciente a la región hidrológica 12.



In *Sierra del Laurel*, the slope and altitude of the land, the distance to the water, the mean height of the shrub stratum and the density per hectare of *Ipomoea murucoides* Roem. & Schult and *Eysenhardtia polystachya* Ortega Sarg. were found to influence habitat selection by the Coues deer, i.e. its presence or absence, whereby a digital map of the likelihood of the use of the habitat by the deer was generated (Medina-Torres et al., 2008). Nevertheless, the relationship between the deer's population density and its habitat remain to be analyzed, as do the attributes of the habitat which affect the variability of this density. For this purpose, the following goals were set: to estimate the population density of the white-tailed deer in *Sierra del Laurel, Aguascalientes*; to characterize the habitat based on its physical and floral-structural attributes, and to explain the variability of the density of the deer population in terms of the attributes of the habitat.

## Materials and Methods

The research was carried out in the year 2006 in *Sierra del Laurel*, in *Calvillo* municipality, in southwestern *Aguascalientes* (Medina-Torres et al., 2008) (Figure 1).

*Sierra del Laurel* has a surface of 14 610 ha and is located between the coordinates 21°42' and 21°51' N and 102°47' and 102°35' W. It belongs to the physiographic subprovince of Zacatecan Sierras and Valleys and has a rough topography with altitudes varying between 1 700 and 2 760 m. It contains extrusive igneous rocks from the Cenozoic period; in the higher parts, lithosole is the predominant soil type, with depths of under 10 cm, limited by rocks and limestone. In the lower parts, haplic pheozems prevail, characterized by moderate fertility and by a dark, soft layer rich in organic matter and nutrients (Medina-Torres, 2008; Inegi, 2009). The creek beds drain toward the *Gil-Malpaso-Calvillo* river system, belonging to the tributary hydrological system of the sub-basin of the *Juchipila* river, which is part of the 12<sup>th</sup> hydrological region.

In higher parts, the climate is subhumid temperate, with summer rains (C (w)), while toward the lower parts of the *Huajuca* Valley, the climate is semi-warm semi-dry (BS<sub>h</sub>). In the Eastern area, toward the *Aguascalientes* valley, the climate is warm semi-dry (BS<sub>k</sub>) (García, 1998; Inegi, 2009). The annual precipitation is 615 mm, according to the historical average documented between 1960 and 2008 (Medina-Torres et al., 2008).

Three types of vegetation have been identified: oak forest, subtropical shrubland, and induced grassland. Livestock exploitation is the main economic activity, although there are some agricultural areas –namely guava orchards– toward the lower parts (Medina-Torres et al., 2008).

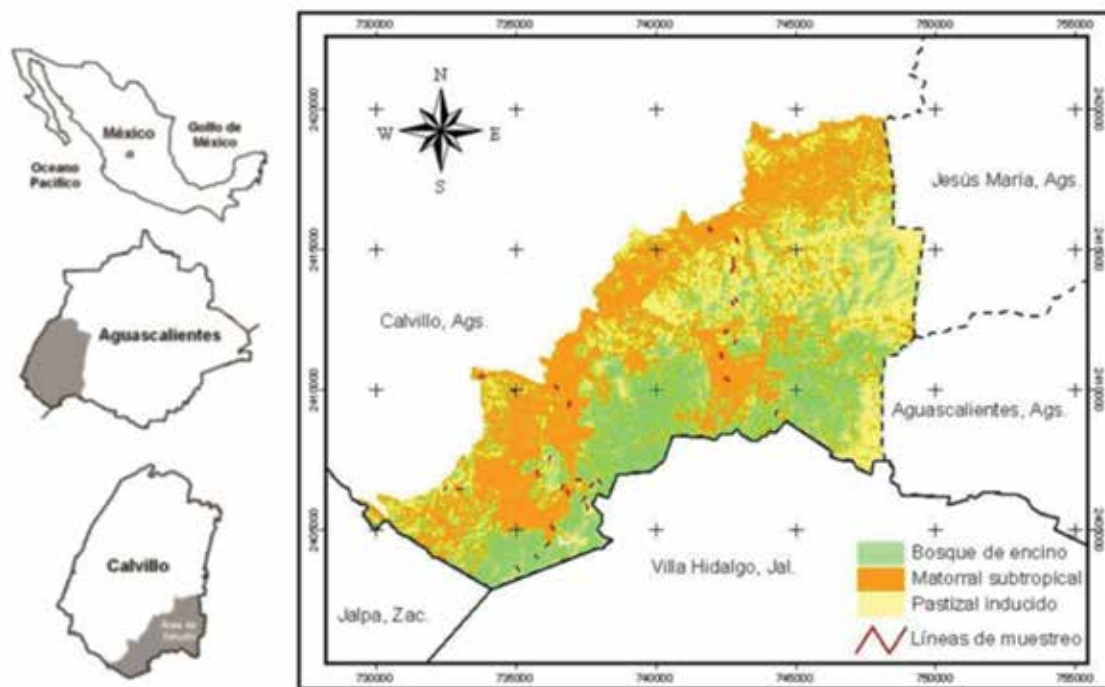


Figura 1. Ubicación de Sierra del Laurel.  
Figure 1. Location of *Sierra del Laurel*.

En las partes altas, el clima corresponde al templado subhúmedo, con lluvias en verano (C (w)), mientras que hacia las partes bajas del Valle de Huajuac, el clima es semicálido semiseco (BS<sub>h</sub>). En la zona oriental, hacia el valle de Aguascalientes, el clima es cálido semiseco (BS<sub>k</sub>) (García, 1998; Inegi, 2009). La precipitación promedio anual es de 615 mm, de acuerdo al promedio histórico documentado entre 1960 y 2008 (Medina-Torres *et al.*, 2008).

Se han identificado tres tipos de vegetación: bosque de encino, matorral subtropical y pastizal inducido. El aprovechamiento pecuario es la principal actividad económica, aunque existen algunas áreas agrícolas, y huertos de guayaba, hacia las partes bajas (Medina-Torres *et al.*, 2008).

### Densidad poblacional del *Odocoileus virginianus couesi*

Para obtener una estimación de la densidad poblacional conservadora y evitar sobreestimaciones, se utilizó la tasa de defecación de 25 grupos fecales de venado por día determinada por López-Téllez *et al.* (2007). Se comparó con estimaciones de trabajos similares realizados en México (Gallina, 1990; Mandujano y Gallina, 1995; Ortiz-Martínez *et al.*, 2005), 15.2 (Zavala, 1992, citado por Ortiz-Martínez *et al.*, 2005) y 22.0 (Galindo-Leal y Weber, 1998).

### Population density of *Odocoileus virginianus couesi*

In order to obtain a conservative estimate of the population density and avoid overestimations, the defecation rate of 25 deer fecal pellet groups per day determined by López-Téllez *et al.* (2007) was utilized. This was compared with estimates from similar studies performed in Mexico (Gallina, 1990; Mandujano and Gallina, 1995; Ortiz-Martínez *et al.*, 2005), 15.2 (Zavala, 1992, cited by Ortiz-Martínez *et al.*, 2005) and 22.0 (Galindo-Leal and Weber, 1998).

The establishment of the plots (initial count and subsequent clearing) began in February and continued until May 2006, since habitat variables were measured in some of them. A time since deposition of 120 days previous to the establishment of the plots was considered, in order to meet the basic assumption of the method of Eberhardt and Van Etten (1956): that only those pellet groups deposited after the fall of the leaves are to be counted. As the establishment of the plots advanced, the elapsed days were added to the time of the deposit, so that the number of days varied between 120 and 219. The second revision took place in June and July 2006, and the time since deposition of the accumulated pellet groups was 55 to 122 days. Because that year the rains were delayed until August, it was assumed that no significant loss of excreta due to rain runoff had occurred.

El establecimiento de las parcelas (recuento inicial y limpieza subsiguiente) dio inicio en febrero y continuó hasta mayo de 2006, ya que sobre algunas de ellas se realizaron las mediciones de las variables del hábitat. Se tomó en cuenta un tiempo de depósito de 120 días, previo al inicio del establecimiento de las parcelas, lo anterior para cumplir con el supuesto básico del método de Eberhardt y Van Etten (1956): que solo serán contados los grupos fecales depositados después de la caída de las hojas. Al avanzar en el establecimiento de las parcelas, se sumaron los días transcurridos al tiempo de depósito, de tal manera que varió entre 120 y 219 días. La segunda revisión se efectuó durante los meses de junio y julio de 2006, y el tiempo de depósito de los grupos fecales acumulados fue de 55 a 122 días. Dado que las lluvias ese año se retrasaron hasta agosto, se consideró que no hubo pérdida importante de excretas por arrastre pluvial.

La densidad poblacional se estimó mediante el recuento de los grupos fecales en parcelas circulares de 9.3 m<sup>2</sup> (Eberhardt y Van Etten, 1956), ya que dicho tamaño representa un equilibrio entre la varianza de muestreo (disminuye) y el sesgo de muestreo (incrementa), en relación con el incremento del tamaño de la parcela (Smith, 1968).

Se tomó como un grupo fecal todo hallazgo de al menos cinco excretas con características semejantes (Gallina, 1990), dispersas no más de 60 cm lineales. El muestreo base se hizo sobre líneas o transectos de 200 m cada uno, para un total de 30 líneas, y en cada una se colocaron seis parcelas, separadas 40 m una de otra para sumar 180 parcelas: 13 en bosque de encino, 10 en matorral subtropical y siete en pastizal inducido. Por parcela se verificó la existencia de grupos fecales en un radio de 1.72 m, a partir de su centro georeferenciado con un error de ubicación de tres metros. Se empleó un modelo de muestreo aleatorio estratificado (Gómez-Aguilar, 1979), para una precisión de 30 % y una confianza de 93.0 %, valores adecuados, dados los recursos humanos y materiales con los que se contó para la investigación. Cabe mencionar que durante la segunda revisión no se localizaron seis parcelas pertenecientes a dos líneas, debido a la pérdida de las marcas utilizadas, por lo que no fueron incluidas en el análisis estadístico.

Con el fin de comprobar si la densidad estimada de venados no varió entre las dos etapas de muestreo, y dado que no hay normalidad en los datos por tratarse de recuentos, se aplicó una prueba de rangos de *Wilcoxon*. La densidad poblacional se estimó con el modelo:

$$D = (NP \times PG) / (TP \times TD)$$



The population density was estimated by counting the pellet groups in circular 9.3 m<sup>2</sup> plots (Eberhardt and Van Etten, 1956), as this size represents a balance between the sample variance (diminishing) and the sample bias (increasing), in relation to the increase in plot size (Smith, 1968).

A pellet group was defined as a set of five excreta with similar characteristics (Gallina, 1990) found scattered along not more than 60 linear cm. The basic sample was based on lines or transects of 200 m each, for a total of 30 lines, on each of which six parcels were disposed, separated by a distance of 40 m or transects each, adding up to 180 parcels: 13 in an oak forest, 10 in a subtropical shrubland, and seven in induced grasslands. The existence of pellet groups within a radio of 1.72 m was verified in each parcel, starting from its georeferenced center, with a location error of 3 m. A stratified random sampling model was used (Gómez-Aguilar, 1979), to attain 30 % accuracy and a confidence of 93.0 %, values that are appropriate, given the human and material resources that were available for the research. It is worth mentioning that during the second revision six parcels belonging to two lines were not located, due to loss of the utilized marks, and therefore were not included in the statistical analysis.

In order to test whether or not the estimated deer density had varied between the two sampling stages, and given that there is no normalcy in the data because these are derived from counts, *Wilcoxon's* range test was used. The population density was estimated by the model:

$$D = (NP \times PG) / (TP \times TD)$$

Where:

$D$  = Density of deer per km<sup>2</sup>

$NP$  = 107 526.88 plots per km<sup>2</sup>

$PG$  = Average pellet groups per plot

$TP$  = Time since deposition of the pellet groups

$TD$  = Defecation rate (pellet groups per deer per day) (Eberhardt and Van Etten, 1956)

Because the pellet groups have an aggregate spatial distribution, the following equation was used to estimate the standard error for the model of a negative binomial distribution (Ezcurra and Gallina, 1981):

$$Se = \sqrt{(x + (x^2 + k)) / n}$$

Where:

$x$  = Sampling mean of pellet group per plot

$k$  = Coefficient of the negative binomial distribution

$n$  = Number of samples

The coefficient was estimated using the expression:

$$k = x^2 / s^2 - x$$

Donde:

- $D$  = Densidad de venados por  $\text{km}^2$
- $NP$  = 107 526.88 parcelas por  $\text{km}^2$
- $PG$  = Promedio de grupos fecales por parcela
- $TP$  = Tiempo de depósito de los grupos fecales
- $TD$  = Tasa de defecación (grupos fecales por venado por día) (Eberhardt y Van Etten, 1956)

Con base en que los grupos fecales tienen una distribución espacial agregada, se empleó para el cálculo del error estándar el modelo de una distribución binomial negativa (Ezcurra y Gallina, 1981), con la ecuación:

$$Se = \sqrt{(x+(x^2+k))/n}$$

Donde:

- $x$  = Media muestral de grupos fecales por parcela
- $k$  = Coeficiente de la distribución binomial negativa
- $n$  = Número de muestras

El coeficiente se obtuvo mediante la expresión:

$$k = x^2 / s^2 - x$$

Donde:

- $s^2$  = Varianza muestral de grupos fecales por parcela

### Caracterización del hábitat

Las variables topográficas, de disponibilidad de agua y florístico-estructurales del hábitat fueron las de predicción en los modelos de regresión logística para modelar la selección de hábitat por el venado de *Coues* en la Sierra del Laurel (Medina-Torres *et al.*, 2008), y sus valores se promediaron por transecto. Cada comunidad vegetal se caracterizó a partir de ellas.

Las metodologías y procedimientos para obtener las variables topográficas, de disponibilidad de agua, y florístico-estructurales del hábitat se describen a detalle en Medina-Torres *et al.* (2008).

A partir de los datos obtenidos para cada unidad de muestreo y con el programa *Bio-Dap*® (Thomas y Clay, 2005) se estimaron la diversidad, la equidad y la dominancia de especies vegetales. El índice de diversidad de Shannon ( $H'$ ) expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todos los taxa de plantas en la muestra, bajo el supuesto de que los individuos son seleccionados al azar y que todos los taxones están presentes en la muestra. Adquiere valores entre cero, cuando hay un solo taxon, y el logaritmo de  $S$  (número de especies), cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Magurran, 1988). Este índice se obtuvo mediante la ecuación:

$$H' = \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$$

Where:

- $s^2$  = Sampling variance of pellet groups per plot

### Characterization of the habitat

The topographic variables, water availability and floral-structural traits of the habitat were the predictive variables in the logistic regression models utilized for modeling the habitat selection by the *Coues* deer in *Sierra del Laurel* (Medina-Torres *et al.*, 2008), and its values were averaged by transect. Each vegetal community was characterized based on these.

The methodologies and procedures to obtain the topographic variables, the availability of water, and the flower-structural traits of the habitat are described in detail in Medina-Torres *et al.* (2008).

The diversity, equity and predominance of vegetal species were estimated based on the data obtained for each sampling unit and using the *Bio-Dap*® software (Thomas and Clay, 2005). Shannon's diversity index ( $H'$ ) expresses the uniformity of the important values across the plant species in the sample, under the assumption that the individuals are selected at random and that all taxa are represented in the sample. It acquires values that range between zero, when there is a single taxon, and the logarithm of  $S$  (number of species), when all the species are represented by the same number of individuals (Magurran, 1988). This index was estimated using the following equation:

$$H' = \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$$

Where:

- $p_i$  = Proportion of individuals of species  $i$  in relation to the total number of individuals (i.e. the relative abundance of species  $i$ ;  $\frac{n_i}{N}$ )
- $n_i$  = Number of individuals of the  $i^{\text{th}}$  species

The equity was estimated using Pielou's index ( $E$ ), which measures the proportion of the observed diversity in relation to the maximum expected diversity:

$$E = H' / H'_{max}$$

Where:

- $H'$  = Shannon's diversity index
- $H'_{max}$  = Natural logarithm of  $S$

Its value ranges from 0 to 1; the maximum value indicates that all the species are equally abundant (Magurran, 1988).

Predominance was determined by using Simpson's index ( $\lambda$ ), which calculates the probability that two individuals selected at random from a sample belong to the same species. This index is strongly influenced by the importance of the most predominant species (Peet, 1974; Magurran, 1988). Its value



Donde:

$p_i$  = Proporción de individuos de la especie  $i$  respecto al total de individuos (es decir la abundancia relativa de la especie  $i$ ;  $\frac{n_i}{N}$ )  
 $n_i$  = Número de individuos de la especie  $i$ -ésima

La equidad se calculó con el índice de *Pielou* ( $E$ ), que mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada:

$$E = H' / H'_{max}$$

Donde:

$H'$  = Índice de diversidad de *Shannon*  
 $H'_{max}$  = Logaritmo natural de  $S$

Su valor va de 0 a 1, de tal forma que el máximo indica que todas las especies son igualmente abundantes (Magurran, 1988).

El predominio se determinó por medio del índice de *Simpson* ( $\lambda$ ), que calcula la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie. Este índice está fuertemente influido por la importancia de las especies más dominantes (Peet, 1974; Magurran, 1988). Su valor va de 0 a 1, de tal forma que 1 corresponde a situaciones en las que todas están igualmente representadas (Magurran, 1988):

$$\lambda = \sum p_i^2$$

Donde:

$p_i$  = Proporción de individuos de la especie  $i$  con respecto a  $N$

Un análisis multivariado, mediante la técnica del análisis de componentes principales (ACP), permitió reducir las 29 variables del hábitat y verificar los agrupamientos de las líneas por tipo de vegetación. Con ello, se definieron las que contribuyeron a explicar la mayor variación posible en un espacio de tres dimensiones, dado por los primeros tres componentes principales resultantes. Debido a que las variables se midieron en unidades diferentes, se utilizó la matriz de correlaciones (Johnson, 2000).

## Relación entre la densidad de venados y los atributos del hábitat

Los atributos del hábitat que explican la densidad del venado, y dado que los recuentos no siguen una distribución normal, se aplicó un modelo lineal generalizado (Pozo-Montuy, 2006) para una distribución binomial negativa con función de enlace logarítmica, cuya variable de respuesta fue el número redondeado de venados  $\text{km}^{-2}$ , los factores correspondieron a los tipos de vegetación y las covariables a los atributos del hábitat. Este procedimiento se usó para probar la hipótesis

ranges from 0 to 1; 1 corresponds to situations in which all the species are equally represented (Magurran, 1988):

$$\lambda = \sum p_i^2$$

Where:

$p_i$  = Proportion of individuals of species  $i$  in relation to  $N$

A multivariate analysis using the main components technique (MCT) made it possible to reduce the 29 variables of the habitat and to verify the groupings of the lines by vegetation type, thus allowing determination of the variables that contributed to account for the highest possible variation in a three-dimensional space given by the first three resulting main components. Because the variables were measured using different units, a correlation matrix was utilized (Johnson, 2000).

## Relationship between deer density and the attributes of the habitat

Due to the attributes of the habitat which account for deer density and to the fact that the counts do not follow a normal distribution, a generalized liner model was applied (Pozo-Montuy, 2006) to a negative binomial distribution with a logarithmic link function, for which the response variable was the rounded-off number of deer  $\text{km}^{-2}$ ; the factors corresponded to the vegetation types, and the covariables, to the attributes of the habitat. This procedure was used to test the hypothesis that deer density did not vary between the three studied vegetation types. The parameters of the model were estimated using Fisher's method, and the effects of the factor and covariables of the model were assessed using Wald's statistical Chi square. Paired contrasts were analyzed in order to test the hypothesis that vegetation types did not differ in deer density, at a significance level of  $p = 0.05$ . The proportion of the total variation in deer density accounted for by the type of habitat was determined based on the comparison between the deviance of the null model and the residual deviance  $D^2 = (\text{deviance of the null model} - \text{residual deviance}) / \text{deviance of the null model} \times 100$ .

The analysis was begun with a model that included the factor (vegetation types) and all the covariables, and it was repeated excluding the non-significant variables until the most parsimonious model –i.e. the model with the lowest number of significant variables– was attained. The Bayesian information criterion (BIC) made it possible to select the best model, for which the lowest value was preferred.



de que la densidad de venados no varió entre los tres tipos de vegetación bajo estudio. Los parámetros del modelo se estimaron por el método de Fisher; y los efectos del factor y covariables del modelo se evaluaron mediante el estadístico Chi cuadrado de Wald. Se analizaron contrastes por parejas, para probar la hipótesis de que los tipos de vegetación no difirieron en la densidad de venado, a un nivel de significancia  $p = 0.05$ . La proporción de la variación total de la densidad de venado explicada por el tipo de hábitat, se determinó a partir de la comparación de la devianza del modelo nulo con la  $D^2 = (\text{devianza del modelo nulo} - \text{devianza residual}) / \text{devianza del modelo nulo} \times 100$ .

Se inició con un modelo que incluyó el factor (tipos de vegetación) y todas las covariables, se repitió excluyendo del análisis aquellas no significativas ( $p > 0.05$ ), hasta obtener el modelo más parsimonioso; es decir, aquel que tuvo el menor número de variables significativas. El criterio de información bayesiano (CIB) permitió seleccionar el mejor modelo, fue preferible el valor más bajo.

## Resultados

### Grupos fecales por parcela

Se contaron 91 grupos fecales en 96 de 180 unidades de muestreo, de los cuales 63 se registraron durante el establecimiento de las parcelas y 28 en el segundo recuento. La media de grupos fue de  $0.35 \pm 0.09$  y  $0.16 \pm 0.04$ , respectivamente. La media total fue de  $0.33 \pm 0.06$  grupos por parcela.

### Densidad de venados

El intervalo de confianza a 95 % para la densidad de venados estuvo entre 5.0 y 11.6 venados por  $\text{km}^2$ , con una media estimada estratificada de 8.3 para el área de estudio. La densidad no varió significativamente entre ambas etapas de muestreo, de acuerdo con la prueba de rangos de Wilcoxon ( $Z = -0.581$ ,  $p = 0.561$ ), por lo que solo se consideró el promedio de la densidad de venados.

El modelo lineal generalizado demostró diferencias altamente significativas entre los tres hábitats ( $\chi^2_{\text{Wald}} = 77.642$ ,  $gl = 2$ ,  $p = 0.000$ ). El análisis de contrastes confirmó que la densidad varió significativamente entre los tipos de vegetación (Cuadro 1). La mayor densidad se obtuvo en el matorral subtropical, seguida del bosque de *Quercus* y del pastizal inducido (Figura 2).

## Results

### Pellet groups per plot

91 fecal pellet groups were counted in 96 of the 180 sampling units, 63 of which were registered during the establishment of the plots, and 28 during the second count. The mean for the groups was  $0.35 \pm 0.09$  and  $0.16 \pm 0.04$ , respectively. The overall mean was  $0.33 \pm 0.06$  groups per plot.

### Deer density

The 95 % confidence interval for deer density ranged between 5.0 and 11.6 deer per  $\text{km}^2$ , with an estimated stratified mean of 8.3 for the study area. The density did not vary significantly between both sampling stages, according to Wilcoxon's range test ( $Z = -0.581$ ,  $p = 0.561$ ); therefore, only the average deer density was considered.

The generalized linear model showed highly significant differences between the three habitats ( $\chi^2_{\text{Wald}} = 77.642$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0.000$ ). The contrast analysis confirmed a significant variation in deer density between vegetation types (Table 1). The highest density was found in the subtropical shrubland, followed by the *Quercus* forest and the induced grassland (Figure 2).

### Habitat characterization

The third first main components accounted for 66.8 % of the total variation. The first component (MC 1) amounted to 37.1 % of the total, and the variables with the highest positive charge in their coefficients were tree canopy cover, tree density, site altitude, baseline area and average tree height —characteristic attributes of well-developed arboreal strata of the *Quercus* forest. Conversely, the coefficients with the highest negative charge for this component were shrub canopy cover, shrub density, tree/shrub density per site, and *I. murucoides* density, i.e. characteristic attributes of the subtropical shrubland.

The second main component (MC 2) accounted for 20.4 % of the total variation. The variables with the highest weight on positive coefficients were Shannon's index ( $H'$ ) and the total floral wealth, whereas the variable with the highest negative weight was Simpson's predominance index ( $\lambda$ ). The third main component (MC 3) accounted for 9.3 % of the total variation, and the variable with the highest weight on positive coefficients was the percentage of topsoil, whereas soil rockiness had the highest weight on negative coefficients (Figure 3).



Cuadro 1. Contrastes de la diferencia de medias del número promedio de densidad de venado cola blanca por tipo de vegetación.

(I) Hábitat	(J) Hábitats	Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	Grados de libertad	Significancia.	Intervalo de confianza de Wald para la diferencia 95 %	
						Inferior	Superior
Bosque de <i>Quercus</i>	Matorral subtropical	-7.97	2.23	1	0.00	-12.33	-3.61
	Pastizal inducido	5.35	0.96	1	0.00	3.46	7.24
Matorral subtropical	Bosque de <i>Quercus</i>	7.97	2.23	1	0.00	3.61	12.33
	Pastizal inducido	13.32	2.08	1	0.00	9.25	17.38
Pastizal inducido	Bosque de <i>Quercus</i>	-5.35	0.96	1	0.00	-7.24	-3.46
	Matorral subtropical	-13.32	2.08	1	0.00	-17.38	-9.25

Table 1. Contrasts of the differences in the means of the average density of the white-tailed deer by vegetation type.

(I) Habitat	(J) Habitats	Difference between means (I-J)	Standard error	Degrees of freedom	Sig.	95 % Wald confidence interval for the difference	
						Lowest	Highest
<i>Quercus</i> forest	Subtropical shrubland	-7.97	2.23	1	0.00	-12.33	-3.61
	Induced grassland	5.35	0.96	1	0.00	3.46	7.24
Subtropical shrubland	<i>Quercus</i> forest	7.97	2.23	1	0.00	3.61	12.33
	Induced grassland	13.32	2.08	1	0.00	9.25	17.38
Induced grassland	<i>Quercus</i> forest	-5.35	0.96	1	0.00	-7.24	-3.46
	Subtropical shrubland	-13.32	2.08	1	0.00	-17.38	-9.25

### Caracterización del hábitat

Los tres primeros componentes principales explicaron 66.8 % de la variación total. El primer componente (CP 1) representó 37.1 % del total, y las variables con mayor carga positiva en sus coeficientes fueron la cobertura del dosel arbóreo, la densidad de árboles, la altitud del sitio, el área basal y la altura promedio del arbolado; atributos característicos de estratos arbóreos bien desarrollados del bosque de *Quercus*. En contraste, los coeficientes con mayor carga negativa para este componente resultaron la cobertura del dosel arbustivo, la densidad de arbustivas, la densidad de árboles y arbustivas por sitio y la densidad de *I. muruoides*; es decir, atributos representativos del matorral subtropical.

### Relationship between deer density and the attributes of the habitat

Exclusion of the non-significant variables from the initial analysis generated the most parsimonious model and the one with the best adjustment (BIC = 562.24), in which seven variables proved to be highly significant ( $p < 0.01$ ), accounting for little more than 45 % of the variability of deer density ( $D^2 = 45.82$  %; Table 2). The model corresponds to equation 1:

$$DV \sim \beta_1 X_1 + \beta_7 X_7 + \beta_{10} X_{10} + \beta_{13} X_{13} + \beta_{18} X_{18} + \beta_{24} X_{24} + \beta_{28} X_{28} + \epsilon_1 \quad (1)$$



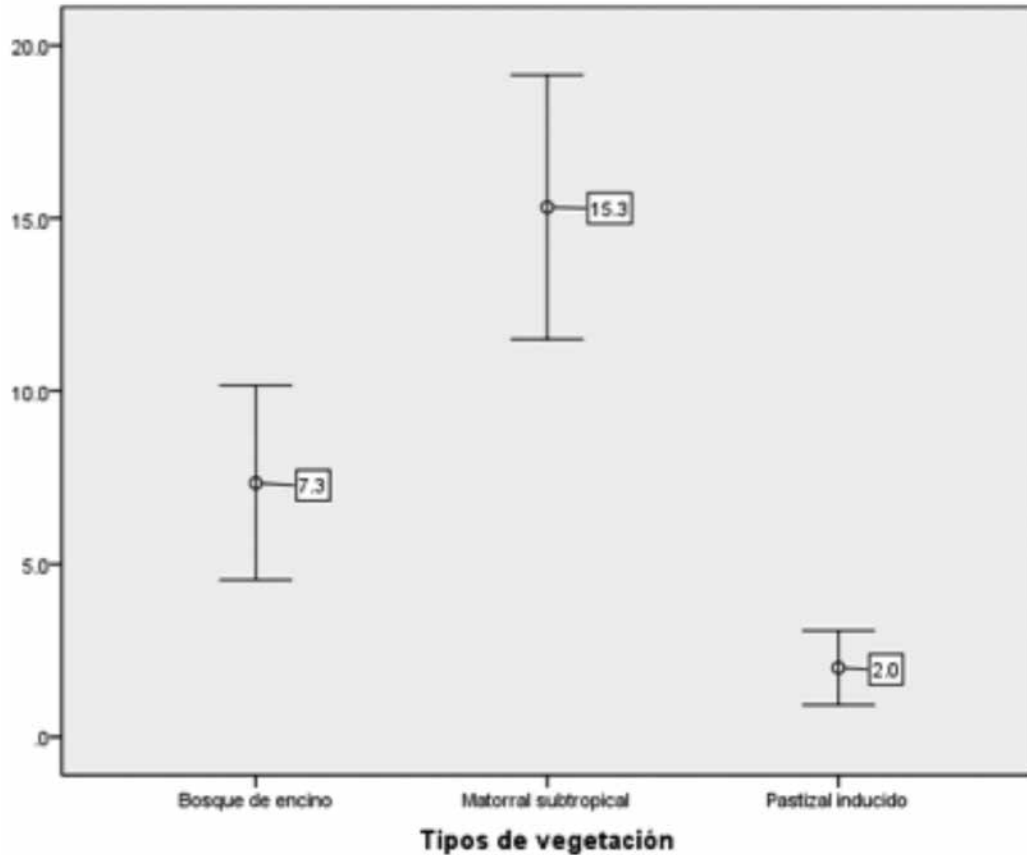


Figura 2. Densidad promedio de venados en la Sierra del Laurel, Aguascalientes, con intervalos de confianza de Wald al 95 %.

Figure 2. Average deer density in Sierra del Laurel, Aguascalientes, with 95 % Wald confidence intervals.

El segundo componente principal (CP 2) constituyó 20.4 % de la variación total. Las variables con más peso en los coeficientes positivos fueron el índice de Shannon ( $H'$ ) y la riqueza florística total, en tanto que la variable con mayor peso negativo fue el índice de predominio de Simpson ( $\lambda$ ). El tercer componente principal (CP 3) explicó 9.3 % de la variación total, y en el extremo positivo la variable con mayor peso fue el porcentaje de suelo cubierto con mantillo, mientras que en el extremo negativo correspondió a la rocosidad del suelo (Figura 3).

#### Relación densidad de venados y atributos del hábitat

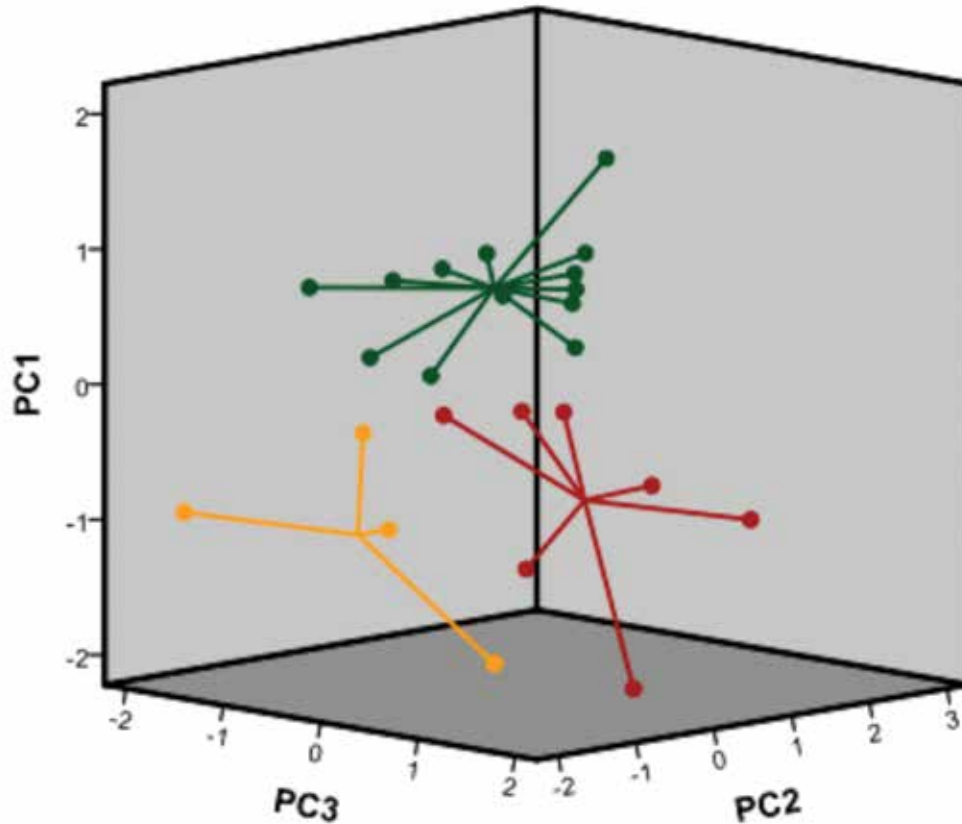
Al excluir las variables no significativas del análisis inicial, se generó el modelo más parsimonioso y con mejor ajuste (CIB = 562.24), en el cual siete variables resultaron altamente significativas ( $p < 0.01$ ), explicó poco más de 45 % de la variabilidad de la densidad de venados ( $D^2 = 45.82$  %; Cuadro 2). El modelo corresponde a la ecuación 1:

$$DV \sim \beta_1 x_1 + \beta_2 x_9 + \beta_{10} x_{10} + \beta_{13} x_{13} + \beta_{18} x_{18} + \beta_{24} x_{24} + \beta_{28} x_{28} + \epsilon_i \quad (1)$$

Where:

- DV = Deer density  $\text{km}^{-2}$
- $\beta_i$  = Variable parameter
- $x_i$  = Vegetation type
- $x_9$  = Pielou's equity index
- $x_{10}$  = Simpson's predominance index
- $x_{13}$  = *I. murucoides* tree density per ha
- $x_{18}$  = Floral wealth of the arboreal stratum
- $x_{24}$  = Average height of the shrub stratum
- $x_{28}$  = Naked soil percentage
- $\epsilon_i$  = Error





Verde = Bosque de encino; Marrón = Matorral subtropical; Naranja = Pastizal inducido.  
 Green = Oak forest; Red = Subtropical shrubland; Orange = Induced grassland.

Figura 3. Distribución tridimensional de los agrupamientos por tipo de vegetación, conformado por los tres primeros componentes principales.

Figure 3. Three-dimensional distribution of groupings by vegetation type, constituted by the three first main components.

Donde:

- DV = Densidad de venados km<sup>2</sup>-1
- $\beta_i$  = Parámetro de la variable
- $x_i$  = Tipo de vegetación
- $x_9$  = Índice de equidad de *Pielou*
- $x_{10}$  = Índice de predominio de *Simpson*
- $x_{13}$  = Densidad de árboles de *I. murucoides* por ha
- $x_{18}$  = Riqueza florística del estrato arbóreo
- $x_{24}$  = Altura promedio del estrato arbustivo
- $x_{28}$  = Porcentaje de suelo desnudo,
- $\epsilon_i$  = Error



## Discussion

### Deer population density

The population estimation, compared with those obtained by other authors in similar habitats in *Sierra del Laurel*, suggests that there tends to be a higher deer density in locations with deciduous vegetation than in temperate forests, with the exception of *La Michilía, Durango* (Gallina, 1990), although, according to Galindo-Leal and Weber (1998), the same region registered lower deer densities in later years (Table 3).

Another important consideration is the randomization of the sampling units, for, if this condition is not guaranteed, it may originate biases that will question or invalidate the results, a situation which has even brought about serious controversies among researchers (Galindo-Leal, 1992; Gallina and Ezcurra, 1992).

Cuadro 2. Coeficientes de las variables explicativas de la densidad del venado cola blanca en la Sierra del Laurel, Aguascalientes.

Variable	Parámetro	Error estándar	Valor de T	Pr(> t )	Significancia
Intercepto	-13.286	3.320	-4.002	1.27E-04	***
X <sub>1</sub> [Matorral subtropical]	2.581	0.612	4.218	5.76E-05	***
X <sub>1</sub> [Pastizal inducido]	0.086	0.927	0.093	9.26E-01	
X <sub>9</sub>	7.077	2.431	2.912	4.51E-03	**
X <sub>10</sub>	7.838	2.568	3.052	2.97E-03	**
X <sub>13</sub>	0.018	0.004	4.243	5.25E-05	***
X <sub>18</sub>	0.889	0.189	4.701	9.06E-06	***
X <sub>24</sub>	1.036	0.153	6.752	1.29E-09	***
X <sub>28</sub>	0.063	0.015	4.191	6.36E-05	***

Significancia: \*\*\* = < 0.001; \*\* = 0.001; \* = 0.01; ns = 0.05.  
 Devianza del modelo nulo = 836.87, con 179 grados de libertad  
 Devianza residual = 764.93, con 177 grados de libertad  
 Criterio de información bayesiano = 562.24

Table 2. Coefficients of the variables accounting for white-tailed deer density in Sierra del Laurel, Aguascalientes.

Variable	Parameter	Standard error	T Value	Pr(> t )	Significance
Intercept	-13.286	3.320	-4.002	1.27E-04	***
X <sub>1</sub> [Subtropical shrubland]	2.581	0.612	4.218	5.76E-05	***
X <sub>1</sub> [Induced grassland]	0.086	0.927	0.093	9.26E-01	
X <sub>9</sub>	7.077	2.431	2.912	4.51E-03	**
X <sub>10</sub>	7.838	2.568	3.052	2.97E-03	**
X <sub>13</sub>	0.018	0.004	4.243	5.25E-05	***
X <sub>18</sub>	0.889	0.189	4.701	9.06E-06	***
X <sub>24</sub>	1.036	0.153	6.752	1.29E-09	***
X <sub>28</sub>	0.063	0.015	4.191	6.36E-05	***

Significance: \*\*\* = < 0.001; \*\* = 0.001; \* = 0.01; ns = 0.05.  
 Deviance of the null model = 836.87, with 179 degrees of freedom  
 Residual deviance = 764.93, with 177 degrees of freedom  
 Bayesian information criterion = 562.24

## Discusión

### Densidad de población del venado

La estimación poblacional comparada con las obtenidas por otros autores en hábitats semejantes a la Sierra del Laurel sugieren que la densidad del venado tiende a ser mayor en lugares con vegetación caducifolia, en contraste con bosques templados, a excepción de La Michilía, Durango (Gallina, 1990); aunque de acuerdo con Galindo-Leal y Weber (1998) en esa misma región se registraron densidades de venado más bajas en años posteriores (Cuadro 3).

In the case of this study, the establishment of sampling lines guarantees the validity of the obtained results. An advantage to be considered is that mensuration studies of forest inventories may provide data from the excreta of the deer and, thus, may make it possible to carry out an analysis of the habitat selection.



Cuadro 3. Comparativo de las estimaciones de densidad de venado cola blanca obtenidas por otros autores con las obtenidas en el presente trabajo.

Tasa de defecación	Tipo de hábitat	Lugar	Subespecie	D	Error estándar	Fuente
Bosques templados						
12.7	Bosque templado	La Michilía, Dgo.	<i>O. v. couesi</i>	21.0	2.7	Gallina (1990)
	Bosque de <i>Quercus</i>	Sierra del Laurel, Ags.	<i>O. v. couesi</i>	14.4	5.5	Datos del trabajo aquí documentado
	Bosque templado	La Primavera, Jal.	<i>O. v. sinaloe</i> J. A. Allen, 1903	4.8	1.0	Valenzuela (1991), citado por Ortiz-Martínez et al., 2005
	Bosque templado	Sierra de Pachuca, Hgo.	<i>O. v. *</i>	2.1	1.6	Sánchez-Rojas et al. (2009)
	Bosque templado	Sierra Norte, Oax.	<i>O. v. oaxacensis</i> Goldman y Kellog, 1940	1.1	1.2	Ortiz-Martínez et al. (2005)
22	Bosque de <i>Quercus</i>	Sierra del Laurel, Ags.	<i>O. v. couesi</i>	8.3	2.2	Datos del trabajo aquí documentado
	Bosque templado	La Michilía, Dgo.	<i>O. v. couesi</i>	1.2	nd	Galindo-Leal y Weber (1998)
Vegetación caducifolia						
12.7	Matorral subtropical	Sierra del Laurel, Ags.	<i>O. v. couesi</i>	30.1	7.5	Datos del trabajo aquí documentado
	Bosque tropical seco	Estación Biológica Chamela, Jal.	<i>O. v. couesi</i>	27.6	5.0	Mandujano y Gallina (1995)
15.2	Matorral subtropical	Sierra del Laurel, Ags.	<i>O. v. couesi</i>	25.2	6.3	Datos del trabajo aquí documentado
	Bosque subtropical	Estación biológica Las Joyas, Jal.	<i>O. v. sinaloe</i>	14.5	nd	Zavala (1992), citado por Ortiz-Martínez et al., 2005
25	Matorral subtropical	Sierra del Laurel, Ags.	<i>O. v. couesi</i>	15.3	3.8	Datos del trabajo aquí documentado
	Bosque tropical seco	Mixteca Poblana, Pue.	<i>O. v. mexicanus</i> Gmelin, 1788	1.8	0.0	López-Téllez et al. (2007)
Pastizales inducidos						
25	Pastizal inducido	Sierra del Laurel, Ags.	<i>O. v. couesi</i>	2	1.1	Datos del trabajo aquí documentado

\* = Posiblemente *O. v. mexicanus*; nd = No disponible; D = Venados por km<sup>2</sup>.

Table 3. Comparison between the white-tailed deer densities and those found in this study.

Defecation rate	Type of habitat	Location	Subspecies	D	Standard error	Source
Temperate forests						
12.7	Temperate forest	La Michilía, Dgo.	<i>O. v. couesi</i>	21.0	2.7	Gallina (1990)
	<i>Quercus</i> forest	Sierra del Laurel, Ags.	<i>O. v. couesi</i>	14.4	5.5	This study
	Temperate forest	La Primavera, Jal.	<i>O. v. sinaloe</i> J. A. Allen, 1903	4.8	1.0	Valenzuela (1991), cited by Ortiz-Martínez <i>et al.</i> , 2005
	Temperate forest	Sierra de Pachuca, Hgo.	<i>O. v.*</i>	2.1	1.6	Sánchez-Rojas <i>et al.</i> (2009)
	Temperate forest	Sierra Norte, Oax.	<i>O. v. oaxacensis</i> Goldman and Kellog, 1940	1.1	1.2	Ortiz-Martínez <i>et al.</i> (2005)
22	<i>Quercus</i> forest	Sierra del Laurel, Ags.	<i>O. v. couesi</i>	8.3	2.2	This study
	Temperate forest	La Michilía, Dgo.	<i>O. v. couesi</i>	1.2	nd	Galindo-Leal and Weber (1998)
Deciduous vegetation						
12.7	Subtropical shrubland	Sierra del Laurel, Ags.	<i>O. v. couesi</i>	30.1	7.5	This study
	Dry tropical forest	Estación Biológica Chamela, Jal.	<i>O. v. sinaloe</i>	27.6	5.0	Mandujano and Gallina (1995)
15.2	Subtropical shrubland	Sierra del Laurel, Ags.	<i>O. v. couesi</i>	25.2	6.3	This study
	Subtropical forest	Estación biológica Las Joyas, Jal.	<i>O. v. sinaloe</i>	14.5	na	Zavala (1992), cited by Ortiz-Martínez <i>et al.</i> , 2005
25	Subtropical shrubland	Sierra del Laurel, Ags.	<i>O. v. couesi</i>	15.3	3.8	This study
	Dry tropical forest	Mixteca Poblana, Pue.	<i>O. v. mexicanus</i> Gmelin, 1788	1.8	0.0	López-Téllez <i>et al.</i> (2007)
Induced grasslands						
25	Induced grassland	Sierra del Laurel, Ags.	<i>O. v. couesi</i>	2	1.1	This study

\* = Possibly *O. v. mexicanus*; na = Not available; D = Deer per km<sup>2</sup>.





Otra consideración importante es la aleatorización de las unidades de muestreo, pues si esta condición no se garantiza puede dar lugar a sesgos que ponen en duda o invalidan los resultados; situación que ha originado, incluso, a serias controversias entre investigadores (Galindo-Leal, 1992; Gallina y Ezcurra, 1992).

En el caso de este trabajo, con el establecimiento de las líneas de muestreo se garantiza la validez de los resultados obtenidos. Una ventaja por considerar, es que durante los estudios dasonómicos en los inventarios forestales, es posible obtener datos de las excretas del venado, y, con ello, realizar análisis de selección de hábitat.

## Caracterización del hábitat

La utilidad del análisis de componentes principales como procedimiento preliminar de revisión de datos multivariados del hábitat, además de verificar la clasificación de las unidades muestrales, y de identificar datos anómalos permite una primera aproximación *a priori*, para detectar de manera cualitativa posibles asociaciones entre los agrupamientos configurados (hábitats) y sus respectivas estimaciones de la densidad poblacional del venado cola blanca, en un espacio bi o tri-dimensional de las unidades muestrales, ya sea que se utilicen los dos (Ortíz-Martínez *et al.*, 2005; López-Téllez *et al.*, 2007) o tres primeros componentes principales, es más común el primer caso.

En el presente estudio se observó que la variabilidad de los atributos del hábitat se explicaron por un reducido número de variables relacionadas con los estratos arbóreo, arbustivo y herbáceo, además del grado de equidad en cada comunidad vegetal. También, se determinó qué porcentaje de la variabilidad total del hábitat responde a los primeros tres componentes principales (66.8 %), porcentaje muy cercano al que López-Téllez *et al.* (2007) registraron en un bosque tropical seco de la Mixteca Poblana (67 %), y superior a lo citado por Ortíz-Martínez *et al.* (2005) en un bosque templado de Oaxaca (64 %); y por Sánchez-Rojas *et al.* (2009) en un hábitat similar en la Sierra de Pachuca, Hidalgo (58.6 %).

## Relación densidad de venados y atributos del hábitat

Aun cuando algunos autores han señalado la relación aparente entre los agrupamientos generados por un ACP y las densidades de venados registradas en ellos (Ortíz-Martínez *et al.*, 2005; López-Téllez *et al.*, 2007), no es evidencia concluyente para propósitos de gestión y la estadística paramétrica no genera inferencias confiables. Esta investigación demostró que los modelos lineales generalizados ofrecen una solución razonable para entender la variación en la densidad de venados como respuesta a los atributos de su hábitat. Lo anterior es de particular importancia, cuando la densidad poblacional del venado se estima mediante técnicas indirectas,

## Habitat characterization

The usefulness of the main component analysis as a preliminary procedure for the revision of the multivariate data of the habitat lies not only in that it verifies the classification of sampling units and identifies anomalous data but also allows a first *a priori* approximation to qualitatively detect potential associations between the formed groupings (habitats) and their respective estimations of the population density of white-tailed deer, within a bi- or three-dimensional space of the sampling units, regardless of whether the first two (Ortíz-Martínez *et al.*, 2005; López-Téllez *et al.*, 2007) or three main components are used, though the former case is the more usual one.

The present study shows that the variability of the attributes of the habitat are accounted for by a reduced number of variables related to the arboreal, shrub or herbaceous strata, as well as to the degree of equity in each vegetal community. It also made it possible to know what percentage of the total variability of the habitat results from the first three main components (66.8 %), a percentage that is very close to that registered by López-Téllez *et al.* (2007) in a dry tropical forest in the Pueblan Mixteca (67 %), and higher than that quoted by Ortíz-Martínez *et al.* (2005) in a temperate forest of Oaxaca (64 %), and by Sánchez-Rojas *et al.* (2009) in a similar habitat in the Sierra de Pachuca, Hidalgo (58.6 %).

## Relationship between deer density and the attributes of the habitat

Although some authors have pointed out the apparent relationship between the groupings generated by a main component analysis (MCA) and the deer densities registered in these (Ortíz-Martínez *et al.*, 2005; López-Téllez *et al.*, 2007), such relationship is not a conclusive evidence for management purposes, and the parameter statistics do not generate reliable inferences. This research showed that generalized linear models offer a reasonable solution for understanding the variation in deer density due to the attributes of their habitat. This is particularly important when the population density of the deer is estimated using indirect techniques, such as the count of fecal pellet groups by plots, which by nature do not have a normal distribution but follow a negative binomial aggregate distribution (Ezcurra and Gallina, 1981), which prevents the use of conventional parameter statistical techniques.

The utilized method generated a parsimonious model with only seven out of a total of the 29 initially considered variables. It is important to highlight that two of the three floral-structural variables which accounted for the habitat selection by the deer in Sierra del Laurel -number of *I. mucroides* trees ha<sup>-1</sup> and average height of the shrub stratum- also accounted for the variation in their density (Medina-Torres *et al.*, 2008).

como el recuento de grupos fecales en parcelas, que por su naturaleza no tienen una distribución normal, sino que siguen una distribución agregada binomial negativa (Ezcurra y Gallina, 1981), lo que impide el uso de técnicas estadísticas paramétricas convencionales.

El método utilizado generó un modelo parsimonioso, con solo siete variables de un total de 29 considerados en un principio. Es importante resaltar que dos de las tres variables florístico-estructurales que explicaron la selección del hábitat por el venado en la Sierra del Laurel: número de árboles de *I. murucoides* ha<sup>-1</sup> y altura promedio del estrato arbustivo (Medina-Torres *et al.*, 2008) explicaron, además, la variación en su densidad.

El análisis de los coeficientes de las variables (Cuadro 3) muestra que de los tres tipos de vegetación estudiados, solamente, el pastizal inducido no contribuyó a elucidar la densidad del venado. Asimismo, destaca que el intercepto, que resume el efecto del bosque de encino sobre la densidad del venado, es significativo y negativo, lo que confirma que la densidad en este hábitat es menor en relación al matorral subtropical, resultado semejante a lo citado por otros autores, en bosques templados (Valenzuela, 1991, citado por Ortíz-Martínez *et al.*, 2005; Galindo-Leal y Weber, 1998; Ortíz-Martínez *et al.*, 2005), o en vegetación caducifolia (Zavala, 1992, citado por Ortíz-Martínez *et al.*, 2005; Mandujano y Gallina, 1995) (Cuadro 3).

Los coeficientes de las otras variables fueron positivos y altamente significativos, lo cual indica que a medida que dichos atributos se incrementen, la densidad del venado también lo hará. Cabe señalar que los valores más altos son característicos del matorral subtropical y puede considerarse que, en conjunto, explicaron por qué la densidad del venado cola blanca de la Sierra del Laurel es mayor en ese tipo de vegetación.

Por ejemplo, valores altos del índice de equidad corresponderán a sitios donde la repartición vegetal observada estará cercana a la máxima esperada, lo cual implica que el venado será más abundante en hábitats con especies vegetales igualmente representadas. Esto contrasta con el índice de predominio de Simpson, ya que valores altos corresponden a sitios con pocas especies predominantes, que puede ser reflejo del aparente predominio de *I. murucoides* en los sitios con más densidad de venado. Aun cuando el coeficiente positivo de la densidad de *I. murucoides* fue uno de los valores más bajos (un posible efecto menos intenso en relación a las otras variables del modelo sobre la densidad del venado), es importante resaltar que su aparición entre las variables explicativas sugiere una dependencia del venado por la densidad de este árbol, tan característico del matorral subtropical, e incluso es posible que su baja densidad en sitios con alta riqueza y diversidad de especies vegetales sea un factor limitativo para la presencia

The analysis of the coefficients of the variables (Table 3) shows that, of the three studied vegetation types, only the induced grassland did not account for the deer density. Likewise, it stresses that the intercept, which summarizes the effect of the oak forest on deer density, is significant and negative, which confirms that the density in this habitat is lower in relation to the subtropical shrubland, a similar result to that quoted by other authors in temperate forests (Valenzuela, 1991, cited by Ortíz-Martínez *et al.*, 2005; Galindo-Leal and Weber, 1998; Ortíz-Martínez *et al.*, 2005) or in deciduous vegetation (Zavala, 1992, cited by Ortíz-Martínez *et al.*, 2005; Mandujano and Gallina, 1995) (Table 3).

The coefficients of the other variables were positive and highly significant, showing that deer density will grow as these attributes increase. It is worth pointing out that the highest values are characteristic of the subtropical shrubland and that, as a whole, they may be considered to explain the higher density of white-tailed deer in Sierra del Laurel in this type of vegetation.

For instance, high values for the equity index correspond to sites in which the observed vegetal distribution is close to the maximum expected, an indication that deer are more abundant in habitats with equally represented vegetal species. This contrasts with Simpson's predominance index, higher values of which correspond to sites with few predominant species, which may be a reflection of the apparent prevalence of *I. murucoides* in sites with the highest deer density. Although the positive coefficient of *I. murucoides* density was one of the lowest values (possibly a less intense effect than that of other variables of the model on deer density), it is important to highlight that its presence among the explicative variables suggests a dependence of deer density on the density of this tree, which is so characteristic of the subtropical shrubland, and that it is even possible that the low density of *I. murucoides* in sites with a high wealth and diversity of vegetal species may be a limiting factor for the presence of deer. The blossom of *I. murucoides* has been documented to have 76.25 % moisture and to be available during the flowering period, between December and March, and therefore it may serve as a source of water in environments similar to the subtropical shrubland of Sierra del Laurel (Villarreal and Marín-Fuentes, 2005). It is possible that, in this mountain range, where recurring droughts are frequent and permanent watercourses are inexistent, the deer may meet its need for this vital fluid by consuming the blossom of *I. murucoides* (Medina-Torres *et al.*, 2008).



de venado. Se ha documentado que la flor de *I. muruoides*, tiene 76.25 % de humedad y está disponible durante la floración, entre diciembre a marzo, por lo que sirve como fuente de agua en entornos similares al matorral subtropical de la Sierra del Laurel (Villarreal y Marín-Fuentes, 2005). Es posible que en dicha Sierra, donde son frecuentes las sequías recurrentes y la falta de corrientes de agua permanentes, el venado cubra sus necesidades del vital líquido mediante el consumo de la flor de *I. muruoides* (Medina-Torres *et al.*, 2008).

Otra de las variables del sotobosque que también contribuyó a explicar la densidad del venado fue el porcentaje de suelo desnudo, pero al parecer no hay un argumento ecológico que respalde esa aparente predilección por suelos desprovistos de vegetación y mantillo. De hecho, puede interpretarse como un sesgo causado por la fácil detección de las excretas en suelos desnudos, por lo que su efecto sobre la densidad del venado debe tomarse con reserva.

Dos atributos más del matorral subtropical fueron altamente significativos en el modelo lineal generalizado: la riqueza florística del estrato arbóreo y la altura promedio del estrato arbustivo, que se relacionan con la disponibilidad de alimento, la cobertura térmica y de escape. Dado que la Sierra de Laurel se distingue por su clima extremoso y sequías prolongadas (Medina-Torres, 2008), el venado requiere de vegetación particularmente densa que le brinde alimento y protección contra las inclemencias térmicas, así como de refugio o vías de escape contra sus depredadores (Galindo-Leal y Weber, 1998; Bello y Equihua, 2001; Ortiz-Martínez *et al.*, 2005). Medina-Torres *et al.* (2008) consignan que la altura media del estrato arbustivo para una probabilidad de uso superior a 0.5 no debe ser inferior a 2 m.

Ya se ha señalado que la aparente selección del matorral subtropical por el venado pudiese más bien responder a presiones y amenazas a su población. Pese a que no fueron analizados a profundidad, se identificaron otros factores antrópicos que amenazan al venado. Es evidente que el pastizal inducido es producto del desmonte y el sobrepastoreo; su distribución espacial sugiere un proceso de fragmentación preocupante, lo que debe ser objeto de nuevas investigaciones. El matorral subtropical fue el hábitat "seleccionado" por el venado; sin embargo, tal elección, posiblemente es más una respuesta a las amenazas (fragmentación de su hábitat, sobrepastoreo, caza furtiva y presencia de excursionistas), que a la satisfacción de sus necesidades básicas (Medina-Torres, 2008). La caza furtiva es un fenómeno que se ha incrementado en los años posteriores a la realización de esta investigación, y dado lo accidentado del terreno, los cazadores con frecuencia incursionan a pie o a caballo, internándose en la sierra por las mañanas y por las tardes, y con ello obligan a los venados a replegarse hacia los matorrales más densos.

Another variable of the undergrowth which also helps to understand the deer density was the percentage of naked soil; however, there seems to be no ecological explanation to endorse that apparent preference for soils devoid of humus and vegetation. In fact, this may be interpreted as a bias caused by the easy detection of excreta on naked soils, and therefore its effect on deer density must be regarded with caution.

Two more attributes of the subtropical shrubland proved to be highly significant in the generalized linear model: the floral wealth of the arboreal stratum and the average height of the shrub stratum, which is associated to the availability of food and thermal and escape cover. Given that *Sierra del Laurel* stands out for its extreme climate and its long droughts (Medina-Torres, 2008), deer require a particularly dense vegetation to provide food and protection against inclement temperatures, as well as a shelter or escape ways from its predators (Galindo-leal and Weber, 1998; Bello and Equihua, 2001; Ortiz-Martínez *et al.*, 2005). Medina-Torres *et al.* (2008) register that the medium height of the shrub stratum for a probability of use above 0.5 should be at least 2 m.

It has already been pointed out that the apparent selection of the subtropical shrubland by the deer might be due to pressures and threats against its population. Other anthropic factors threatening the deer were identified though not analyzed at depth. It is evident that the induced grassland is the product of clearing and of overgrazing; its spatial distribution suggests an alarming fragmentation process which should be the object of new research. The subtropical shrubland was the habitat "selected" by the deer, which, however, were possibly fleeing from threats (e.g. fragmentation of their habitat, overgrazing, furtive hunting and presence of hikers), rather than seeking satisfaction of their basic needs (Medina-Torres, 2008). Furtive hunting has increased in the years after this study was carried out, and given the roughness of the terrain, hunters often venture into the area on foot or on horseback into the *Sierra*, in the morning and in the afternoon, forcing the deer to withdraw into the densest shrublands.

Other factors to be considered in subsequent studies to explain the deer density in the subtropical shrubland are related to the demography of the species. The fact that there is a larger proportion of females among the deer population results an increase in fawn production, with the consequent overload of the habitat. Migrants who reside in the United States and come in December and January to visit their families in the *Calvillo* municipality often hunt male deer.

However, even the subtropical shrubland, which as a habitat appears to meet the needs of the deer, faces threats. Siqueiros-Delgado *et al.* (2006) mention that this vegetation type is among the most affected by farming development in *Sierra de Laurel*, the expanse of which has been reduced as

Otros factores que deben considerarse en estudios posteriores, para explicar la densidad del venado en el matorral subtropical son los relacionados con la demografía de la especie. Una mayor proporción de hembras en la población de venados redundaría en un incremento en la producción de cervatos, con la consecuente sobrecarga del hábitat. Es frecuente que los migrantes radicados en Estados Unidos de América, quienes arriban durante diciembre y enero al municipio Calvillo a visitar a sus familias, salgan a cazar venados machos.

Sin embargo, aun el matorral subtropical como hábitat que aparentemente satisface los requerimientos del venado, a su vez enfrenta amenazas. Siqueiros-Delgado *et al.* (2006) mencionan que esa vegetación en la Sierra del Laurel es uno de los tipos más afectados por el desarrollo agropecuario, pues su extensión ha sido mermada por cambios de uso de la tierra para el establecimiento de cultivos de guayaba o de agave azul, o para la ganadería. Se ha documentado que los ganaderos eliminan el matorral subtropical y afectan la calidad del hábitat del venado. González-Alaníz (1997) considera que *I. murucoides* es una especie tóxica para el ganado, por lo que los productores la erradicaron con herbicidas. Durante octubre de 2006, la Procuraduría Estatal de Protección al Ambiente del estado de Aguascalientes (Proespa) documentó en el municipio Calvillo que en más de 100 ha se había talado hasta 83 % de los árboles de *I. murucoides* y eliminado a todos los arbustos de la especie.

## Conclusiones

La densidad de venados en la Sierra del Laurel durante la época seca de 2006 varió significativamente entre los tres tipos de vegetación existentes, fue mayor en el matorral subtropical, seguida del bosque de *Quercus* y del pastizal inducido. Las variables que contribuyeron a explicar la variabilidad de la densidad del venado fueron el tipo de vegetación, el índice de equidad de *Pielou*, el índice de predominio de *Simpson*, la densidad de árboles de *I. murucoides*, la riqueza florística del estrato arbóreo y la altura promedio del estrato arbustivo.

La fragmentación del hábitat por la apertura de tierras a nuevos cultivos, el sobrepastoreo, la caza furtiva, la afluencia de paseantes y la proliferación de infraestructura para proyectos de ecoturismo no se descartan como factores de presión sobre el venado, por lo que se requieren de más estudios para confirmar o descartar que tales factores influyan sobre la densidad de la especie en el matorral subtropical.

Asimismo, se requiere de mayor profundidad en estudios demográficos que permitan conocer la relación de sexos y clases de edad, para evaluar el éxito reproductivo de la especie, lo que pudiera realizarse mediante foto-trampeo. 🍂

a result of changes in the use of the land for the establishment of guava or blue agave crops or for stockbreeding. Livestock breeders have been documented to eliminate the subtropical shrubland and to affect the quality of the deer's habitat. According to González-Alaníz (1997), *I. murucoides* is toxic for livestock, and therefore producers eradicate it using herbicides. In October 2006, the Procuraduría Estatal de Protección al Ambiente del estado de Aguascalientes (PROESPA) documented the felling of up to 83 % of the *I. murucoides* trees in over 100 ha in Calvillo municipality and the elimination of all the shrubs of this species.

## Conclusions

Deer density varied significantly between the three existing vegetation types in Sierra del Laurel during the dry season of 2006, the highest density occurring in the subtropical shrubland, followed by the *Quercus* forest and by the induced grassland. The variables which accounted for the variability in deer density were the vegetation type, Pielou's equity index, Simpson's predominance index, *I. murucoides* tree density, the floral wealth of the arboreal stratum, and the average height of the shrub stratum.

Habitat fragmentation due to the opening of the land to new crops, overgrazing, furtive hunting, the affluence of hikers, and the proliferation of infrastructure for ecotourism projects cannot be dismissed as factors of pressure on the deer; therefore, further studies are required in order to confirm or dismiss that such factors influence the density of the species in the subtropical shrubland.

Likewise, more in-depth demographic studies are necessary to gain knowledge of the sex ratio and age classes in order to evaluate the reproductive success of the species, possibly through photo-trapping. 🍂

## Conflict of interests

The authors declare no conflict of interests.

## Contribution by author

Martin Salvador Medina Torres: selection of sampling units in the field, background documentation, preparation of the manuscript; Edmundo García Moya: analysis of the relationship - density deer habitat, structure and revision of the manuscript; Marcelo Márquez Olivas: monitoring of population sampling, structuring and revising the manuscript; Angelica Romero Manzanares: obtaining indicators of richness, diversity, equity and plant dominance and revising the manuscript; Humberto Vaquera Huerta multivariable statistical analysis and generalized linear model; Mario Martínez Menes construction of GIS and geo-referencing of the sampling frame.



## Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

## Contribución por autor

Salvador Martín Medina Torres: selección de unidades de muestreo en campo, documentación de antecedentes, elaboración del manuscrito; Edmundo García Moya: análisis de la relación hábitat-densidad del venado, estructuración y revisión del manuscrito; Marcelo Márquez Olivas: seguimiento del muestreo poblacional, estructuración y revisión del manuscrito; Angélica Romero Manzanares: obtención de indicadores de riqueza, diversidad, equidad y dominancia vegetal y revisión del manuscrito; Humberto Vaquera Huerta: análisis estadístico multivariado y modelo lineal generalizado; Mario Martínez Menes: construcción del sistema de información geográfica y geo-referenciación del marco de muestreo.

## Agradecimientos

El primer autor agradece en especial al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) por el apoyo brindado durante esta investigación a través de una beca doctoral. Así mismo, se hace un especial agradecimiento al personal del Servicio de Guardabosques de la Procuraduría Estatal de Protección al Ambiente de Aguascalientes, así como a Santos Muñoz Macías, por su guía y asistencia durante la expedición de campo, y a la bióloga Gabriela Delgadillo Quezada por el registro y procesamiento de la información.

## Referencias

- Bello, J. S. G. and M. Equihua. 2001. Characterization and habitat preferences by white-tailed deer in Mexico. *Journal of Range Management* 54:537-545.
- Eberhardt, L. and R. Van Etten. 1956. Evaluation of the pellet group count as a deer census method. *Journal of Wildlife Management* (20):70-74.
- Ezcurra, E. and S. Gallina. 1981. Biology and population dynamics of white-tailed deer in northwestern Mexico. In: Ffolliott, F. y S. E. Gallina (eds.). *Deer biology, habitat requirements, and management in western North America*. Instituto de Ecología, México, D. F., México. pp. 77-106.
- Galindo-Leal, C. 1992. Overestimation of deer densities in Michilia Biosphere Reserve. *Southwestern Naturalist* 37:209-212.
- Galindo-Leal, C. y M. Weber. 1998. El Venado de la Sierra Madre Occidental. *Ecología, manejo y conservación*. EDICUSA - Conabio, México, D. F., México. 272 p.
- Gallina, S. 1990. El venado cola blanca y su hábitat en la Michilia, Dgo. Tesis de maestría. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F., México. 130 p.
- Gallina, S. and E. Ezcurra. 1992. Deer densities in la michilia: a reply to Galindo. *The Southwestern Naturalist* 37(4):422-424.
- García, E. 1998. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. *Climas. Serie libros*. Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F., México. Número 6. 91 p.
- Gómez-Aguilar, R. 1979. Introducción al Muestreo. Tesis de maestría en ciencias en estadística. Colegio de Posgraduados. Centro de Estadística y Cálculo. Montecillo, Texcoco, Edo. de Méx., México. 260 p.
- González-Alaníz, M. H. 1997. Evaluación de los agostaderos de Aguascalientes y su potencial de mejoramiento. Gobierno del Estado Aguascalientes. Aguascalientes, Ags., México. Cuadernos de Trabajo Agricultura y Recursos Naturales Núm. 65. 44 p.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (Inegi). 2009. Sistema para la consulta del anuario estadístico de Aguascalientes 2009. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática y Gobierno del Estado de Aguascalientes. Aguascalientes, Ags., México. 521 p.
- Johnson, D. E. 2000. Métodos multivariados aplicados al análisis de datos. Internacional Thomson Editores. México, D. F., México. 566 p.

## Acknowledgements

The first author wishes to express special gratitude to the *Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt)* for its support during this research through a doctoral scholarship. Likewise, we are particularly grateful to the staff of the *Servicio de Guardabosques de la Procuraduría Estatal de Protección al Ambiente de Aguascalientes*, as well as to Santos Muñoz Macías, for his guidance and assistance during the field expedition, and to biologist Gabriela Delgadillo Quezada, for recording and processing the information.

*End of the English version*



- Kobelkowsky, R. S. 2000. Evaluación del hábitat y estructura de la población de venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) en la región central de la Sierra Fria, Aguascalientes. Tesis de maestría. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Texcoco, Edo. de Méx., México. 87 p.
- López-Téllez, M. C., S. Mandujano y G. Yánes. 2007. Evaluación poblacional del venado cola blanca en un bosque tropical seco de la Mixteca Poblana. *Acta Zoologica Mexicana* 23(3): 1-16.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press. Princeton, NJ, USA. 178 p.
- Mandujano, S. and S. Gallina. 1995. Comparison of deer censusing methods in a tropical dry forest. *Wildlife Society Bulletin* 23:180-186.
- Medina-Flores, J. A. y S. M. Medina-Torres. 1989. Avances en materia de protección dentro del programa de conservación y aprovechamiento cinegético del venado cola blanca en Aguascalientes. In: Roa-Riol, M. A., J. G. Villarreal-González y P. U. Dietrich. III Simposio sobre Venados en México. UANL- UNAM. Linares, N. L., México. pp. 135-146.
- Medina-Torres, S. M. 2008. El venado cola blanca (*Odocoileus virginianus couesi*) y su hábitat en la Sierra del Laurel, Aguascalientes. Tesis de doctorado. Colegio de Postgraduados Campus Montecillo. Programa de Postgrado en Botánica. Montecillo, Texcoco, Edo. de Méx., México. 264 p.
- Medina-Torres, S. M., E. García-Moya, M. Márquez-Olivas, H. Vaquera-Huerta, A. Romero-Manzanares y M. Martínez-Menes. 2008. Factores que influyen en el uso del hábitat por el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus couesi*) en la Sierra del Laurel. *Acta Zoologica Mexicana* 24(3):191-212.
- Ortiz-Martínez, T., S. Gallina, M. Briones-Salas y G. González. 2005. Densidad poblacional y caracterización del hábitat del venado cola blanca (*Odocoileus virginianus oaxacensis*, Goldman y Kellog, 1940) en un bosque templado de la Sierra Norte de Oaxaca, México. *Acta Zoologica Mexicana* 21(3):65-78.
- Peet, R. K. 1974. The measurement of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 5: 285-307.

- Pozo-Montuy, G. 2006. Efecto del uso del suelo sobre la configuración del paisaje, la distribución y la abundancia del mono aullador negro (*Alouata pigra*) en el municipio de Balancán, Tabasco. Tesis de maestría. Instituto de Ecología, Xalapa, Ver., México. 56 p.
- Ramírez-Pulido, J. A., J. Arroyo-Cabrales y J. Castro-Campillo. 2005. Estado actual y relación nomenclatural de los mamíferos terrestres de México. *Acta Zoológica Mexicana* 21(1):21-82.
- Sánchez-Rojas, G., C. Aguilar-Miguel y E. Hernández-Cid. 2009. Estudio poblacional y uso de hábitat por el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) en un bosque templado de la Sierra de Pachuca, Hidalgo, México. *Tropical Conservation Science* 2(2):204-214.
- Siqueiros-Delgado, M., G. García-Regalado y M. de la Cerda-Lemus. 2006. Selva baja caducifolia o matorral subtropical en el estado de Aguascalientes, México. Memoria. Contribuciones presentadas en la modalidad de cartel. Congreso Mexicano de Ecología. 26-30 de noviembre de 2006. Morelia, Mich., México. 127 p.
- Smith, R. H. 1968. A comparison of several sizes of circular plots for estimating deer pellet-group density. *Journal of Wildlife Management* 32(3):585-591.
- Thomas, G. and D. Clay. 2005. Bio-Dap - ecological diversity and its measurement. Resource Conservation Fund and National Park. New Brunswick, Canada. <http://nhsbiginhs.uiuc.edu/wes/populations.html> (24 de junio de 2014).
- Urquiza-Haas, E. G. 2009. Análisis de las capacidades nacionales para la conservación in situ. In: PNUD (coords.). México: capacidades para la conservación y el uso sustentable de la biodiversidad. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. México, D. F., México. pp. 65 - 73.
- Villalobos, S. V. 1989. El venado cola blanca en la Sierra Fría de Aguascalientes. In: Gobierno del Estado de Aguascalientes. (ed.). Oficina de coordinación de asesores, Cuadernos de trabajo. Agricultura y recursos naturales. Aguascalientes, México. Gobierno del Estado de Aguascalientes. Aguascalientes, Ags., México. 73 p.
- Villarreal E. B., O. A. y M. M. Marín-Fuentes. 2005. Agua de origen vegetal para el venado cola blanca mexicano. *Archivos de Zootecnia* 54:191-196.
- Villarreal G., J. G. 1999. Venado cola blanca. Manejo y aprovechamiento cinegético. Unión Ganadera Regional de Nuevo León. Monterrey, N. L., México. 401 p.





Artículo / Article

## Cambios en la vegetación del matorral desértico micrófilo en un área bajo manejo

## Changes in the microphyll desert scrubland vegetation in an area under management

Romelia Medina Guillén<sup>1</sup>, Israel Cantú Silva<sup>1</sup>, Eduardo Estrada Castillón<sup>1</sup>,  
Humberto González Rodríguez<sup>1</sup> y Jonás Adán Delgadillo Villalobos<sup>2</sup>

### Resumen

El objetivo de este estudio consistió en evaluar los cambios en la estructura y composición florística del matorral desértico micrófilo a partir de la aplicación de una técnica de restauración ecológica y la ocurrencia de incendios naturales en diferentes periodos en el Desierto Chihuahuense. Mediante cinco tratamientos (testigo (MDMt), rodillo aireador aplicado en 2004 (RA04), en 2008 (RA08), en 2011 (RA11) y área incendiada del 2011 (IN11)) se determinaron la diversidad y la similitud entre especies con los índices de Shannon y Sørensen, así como su índice de valor de importancia (IVI). Se registraron 28 especies arbóreas y arbustivas pertenecientes a 14 familias. Asteraceae, Cactaceae y Fabaceae destacaron por su abundancia. El índice de Shannon reveló una mayor riqueza ( $H' = 2.103$ ) en el tratamiento RA11 mientras que el IN11, el menor ( $H' = 1.21$ ). La máxima similitud se verificó entre los tratamientos RA04 y RA08 con 76 % y lo contrario entre RA11 y RA08 con 44 % de acuerdo al índice de Sørensen. La Prueba de Kruskal-Wallis mostró que no hay diferencia significativa entre tratamientos respecto al IVI ( $F = 2.463$ , G.L. = 4,  $P = 0.261$ ). El tratamiento de rodillo aireador incrementó, a corto plazo, la riqueza de especies y disminuyó substancialmente la dominancia de especies de Cactaceae y Agavaceae, y favoreció la cobertura de *Larrea tridentata*. El tratamiento de fuego redujo la cobertura de esta última, además de la de *Jatropha dioica*, *Opuntia engelmannii* y estimuló la presencia y cobertura de *Viguiera stenoloba*, *Condalia spathulata* y *Ziziphus obtusifolia*.

**Palabras clave:** Desierto Chihuahuense, índice de diversidad, índice de similitud, matorral desértico micrófilo, rodillo aireador, técnicas de rehabilitación.

### Abstract

The aim of this study was to assess changes in the structure and floristic composition of the microphyll desert scrubland from the application of a technique of ecological restoration and the occurrence of natural fires in different periods in the Chihuahuan Desert. Through five treatments (control (MDMt), aerator roller applied in 2004 (RA04), 2008 (RA08), 2011 (RA11) and burned area in 2011 (IN11)), diversity and similarity between species were determined by Shannon and Sørensen indices as well as their importance value index (IVI). 28 tree and shrub species belonging to 14 families, among which Asteraceae, Fabaceae and Cactaceae noted for their abundance were recorded. The Shannon index revealed a higher richness ( $H' = 2.103$ ) in the RA11 treatment while in the IN11, the shortest ( $H' = 1.21$ ). The greatest similarity was verified between treatments RA04 and RA08 76 % and otherwise between RA11 and RA08 with 44 % according to the Sørensen index. The Kruskal-Wallis test showed no significant difference between treatments respect to IVI ( $F = 2.463$ ,  $df = 4$ ,  $P = 0.261$ ). The aerator roller treatment increased species richness at a short-term and dominance decreased substantially in Cactaceae and Agavaceae species, and favored *Larrea tridentata* coverage. The heat treatment reduced the coverage of the latter, of *Jatropha dioica*, *Opuntia engelmannii* and encouraged the presence and coverage of *Viguiera stenoloba*, *Condalia spathulata* and *Ziziphus obtusifolia*.

**Key words:** Chihuahuan Desert, diversity index, similarity index, microphyll desert scrubland, aerator roller, rehabilitation.

Fecha de recepción/date of receipt: 16 de febrero de 2015; Fecha de aceptación/date of acceptance: 20 de julio de 2015.

<sup>1</sup> Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Forestales. Correo-e: icantu59@gmail.com

<sup>2</sup> Cemex-Naturaleza Sin Fronteras, A.C., Proyecto El Carmen.

## Introducción

En el norte de México se localiza el Desierto Chihuahuense, el más grande de Norteamérica, con una superficie de 507 000 km<sup>2</sup> (Hernández *et al.*, 2007); 85 % de su extensión se ubica dentro del territorio mexicano y 15 % en el estadounidense (Brooks y Pyke, 2001). Es el segundo desierto con mayor biodiversidad a nivel mundial (Hoyt, 2002) en el que se han consignado 329 especies de cactáceas (Esqueda *et al.*, 2012) y reúne un alto nivel de endemismos (Rzedowski, 2006). Comprende tres tipos básicos de vegetación: matorral desértico micrófilo, matorral desértico rosetófilo y matorral desértico crasicale (Rzedowski, 1978) además de otras comunidades vegetales reconocidas como vegetación halófila y pastizal gipsófilo (Villarreal y Valdés, 1992-1993).

Los recursos bióticos del lugar han estado bajo presión en los últimos cien años debido a las actividades antropogénicas (Challenger, 1998; Cervantes, 2005; Hernández *et al.*, 2007; Challenger y Soberón, 2008) que han desencadenado problemas de deforestación, erosión y disminución de la calidad y la dimensión del hábitat para las especies de fauna silvestre (INE-Semarnat, 1997). A lo anterior, se suman los incendios forestales que afectaron 317 000 ha durante 2011 (Semarnat, 2012).

El matorral desértico micrófilo comprende una superficie de 20 879 927 ha y en el estado de Coahuila alcanza una superficie de 3 066 492 ha (Inegi, 2014). La mayoría de los estudios desarrollados en esta unidad vegetal se han enfocado en el estudio del efecto de la fragmentación sobre las poblaciones de fauna (Menke, 2003; Tinajero y Rodríguez, 2012; Boeing *et al.*, 2013) y otros más específicos sobre las propiedades antifúngicas y biocidas de *Larrea tridentata* (Sesse & Moc. ex DC.) Coville, su fitosociología y uso potencial para la desinfección de suelo (Ledezma, 2001; Juárez, 2002; Lira, 2003; Díaz *et al.*, 2008; Peñuelas *et al.*, 2011). Sin embargo, pocos estudios han evaluado la estructura y composición florística de dicha comunidad, lo que actuaría como un indicador para la evaluación y conservación de los recursos naturales de la región.

El objetivo de la presente investigación consistió en evaluar los cambios generados en la estructura y la composición florística del matorral desértico micrófilo debido a técnicas de restauración ecológica como el rodillo aireador y los incendios naturales ocurridos en varios momentos. La hipótesis planteada es que el tratamiento mecánico aplicado en diferentes periodos modificó la estructura y la composición florística de este tipo de vegetación e incrementó la biodiversidad.

## Materiales y Métodos

La investigación se desarrolló en la Unidad para la Conservación, Manejo y Aprovechamiento Sustentable de la Vida Silvestre

## Introduction

The Chihuahuan Desert is located at the north of Mexico, and it is the largest in North America, with an area of 507 000 km<sup>2</sup> (Hernández *et al.*, 2007); 85 % of the total lies within Mexican territory and 15 % in the United States of America (Brooks and Pyke, 2001). It is the second most biologically diverse desert in the world (Hoyt, 2002) in which 329 species of cacti have been recorded (Esqueda *et al.*, 2012) and gathers a high level of endemism (Rzedowski, 2006). It comprises three basic types of vegetation: microphyll desert scrubland, rosetophilous desert scrubland and crasicale desert scrubland (Rzedowski, 1978) as well as other plant communities recognized as halophytic vegetation and gypsophilic pasture (Villarreal and Valdés, 1992-1993).

The biotic resources of the place have been under pressure in the last 100 years due to anthropogenic activities (Challenger, 1998; Cervantes, 2005; Hernández *et al.*, 2007; Challenger and Soberón, 2008) that have triggered problems of deforestation, erosion and decreased in quality and size of the habitat for wildlife species (INE-Semarnat, 1997). To this, forest fires which affected 317 000 ha in the region during 2011 (Semarnat, 2012) must be added.

The microphyll desert scrubland covers an area of 20 879 927 ha and in the state of Coahuila, it comprises 3 066 492 ha (Inegi, 2014). Most of the studies in this plant unit have focused on the study of the effect of fragmentation on wildlife populations (Menke, 2003; Tinajero and Rodríguez, 2012; Boeing *et al.*, 2013) and other more specific on the biocides and antifungal properties of *Larrea tridentata* (Sesse & Moc. ex DC.) Coville, its phytosociology and its potential use for the disinfection of soil (Ledezma, 2001; Juárez, 2002; Lira, 2003; Díaz *et al.*, 2008; Peñuelas *et al.*, 2011). However, few studies have evaluated the structure and species composition of this community, which would act as a useful indicator for the assessment and conservation of natural resources in the region.

The objective of this research was to assess the changes generated in the structure and floristic composition of the microphyll desert scrubland due to ecological restoration techniques such as the aerator roller and natural fires in different periods. The hypothesis is that the mechanical treatment applied at different times modified the structure and floristic composition of this type of vegetation and increased biodiversity.

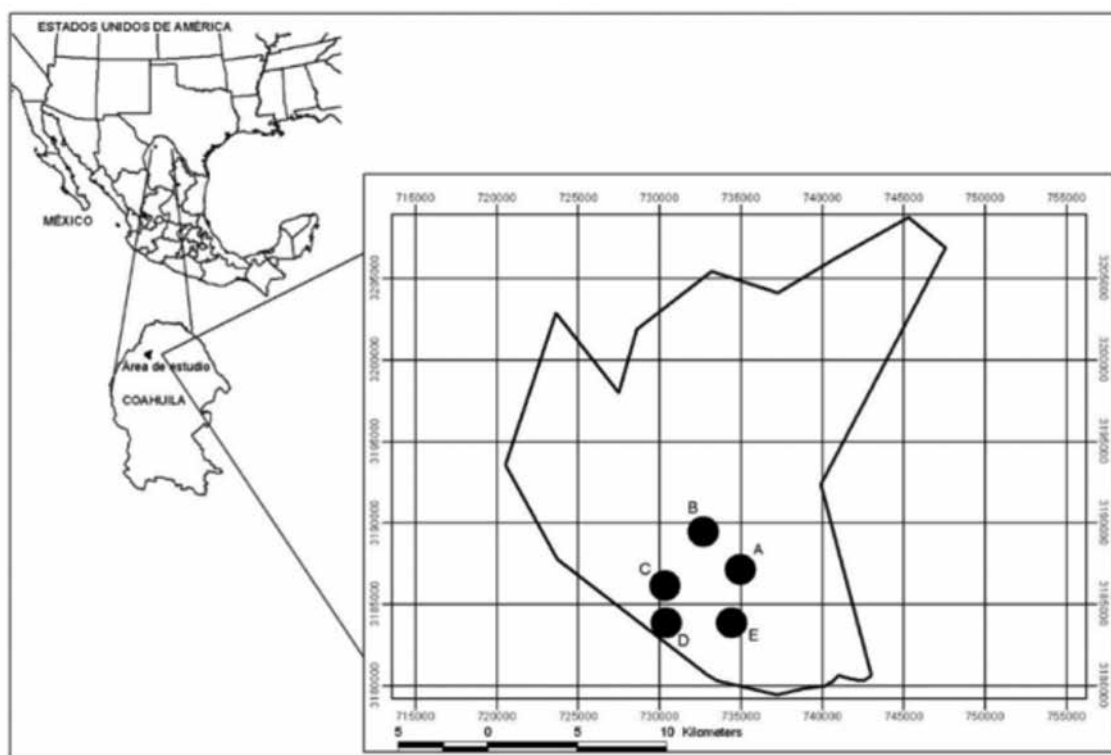
## Materials and Methods

The research was conducted at the *Unidad para la Conservación, Manejo y Aprovechamiento Sustentable de la Vida Silvestre (UMA)* (Unit for the Conservation, Management and Sustainable Utilization of Wildlife (UMA) known as "Pilares", adjacent to the *Maderas del Carmen Reserve*, located in



(UMA) denominada "Pilares", aledaña a la Reserva Maderas del Carmen, ubicada en los municipios Ocampo, Múzquiz y Acuña del estado de Coahuila (Figura 1).

Ocampo, Muzquiz and Acuña Coahuila state municipalities (Figure 1).



A = MDMt; B = RAO4; C = RAO8; D = RA11; E = IN11.

Figura 1. Localización del área de estudio.

Figure 1. Location of the study area.

El lugar se localiza entre los 29°22.45' y 28°42.21' N; 102°56.23' y 102°21.08' O, a una altitud de 1 182 m. La precipitación promedio anual es de 237.4 mm y la temperatura promedio anual es de 21.5 °C. De acuerdo a los datos climáticos de la estación Pilares del INIFAP, durante el lapso de 2011 a 2013 la precipitación promedio fue de 65 mm, lo que confirmó la ocurrencia de un periodo extremadamente seco en la zona.

This place is found between 29°22.45' and 28°42.21' N; 102°56.23' and 102°21.08' W, at an altitude of 1 182 m. The annual average rainfall is 237.4 mm and the annual average temperature is 21.5 °C. According to climate data from the INIFAP's *Pilares* station during the period of 2011-2013 the average rainfall was only 65 mm, confirming the occurrence of an extremely dry period in the area.

Los suelos predominantes son del tipo: Castañozem cálcico, Rendzina, Vertisol crómico, Litosol y Regosol calcárico (SPP, 1982a; SPP, 1982b; SPP, 1983). Los tipos de vegetación presentes están representados por los bosques de encino (*Quercus*), pino (*Pinus*) y oyamel (*Abies*); matorral submontano, zacatal y matorral desértico chihuahuense, que incluye a los matorrales micrófilo, rosetófilo, comunidades gipsófilas y halófilas (INE-Semarnat, 1997). Las parcelas experimentales se ubicaron en el matorral desértico micrófilo, cuya extensión es de 11 700 ha dentro del área (Inegi, 2014).

The predominant soils are of the Calcium castanozem, Rendzina, Chromic vertisol, Lithosol and Regosol calcareic type (SPP, 1982a; SPP, 1982b; SPP, 1983). The vegetation types are represented by oak (*Quercus*), pine (*Pinus*) and fir (*Abies*) forests; submontane scrub, grassland, Chihuahuan desert scrub and including microphyll and rosetophilous scrubs, gypsum and halophytes communities (INE-Semarnat, 1997). The experimental plots were located in the microphyll desert scrubland, whose length is 11 700 ha in the area (Inegi, 2014).

*Larrea tridentata*, *Flourensia cernua* DC., *Parthenium incanum* Kunth, *Fouquieria splendens* Engelm., *Parthenium argentatum* A. Gray, *Ephedra torreyana* S. Watson, *Prosopis glandulosa* Torr. destacan por su densidad en este tipo de vegetación (Alanís *et al.*, 1996).

El rodillo utilizado dentro de las prácticas de mejora del hábitat para la fauna silvestre en las planicies de la sierra Maderas del Carmen es un "Lawson aerator", de 11 toneladas, ensamblado a un tractor. Las cuchillas del rodillo miden 15 cm de largo, aproximadamente, que al perforar el suelo, dejan pequeñas canales; este instrumento fue implementado en los meses posteriores a la temporada de lluvias de los años 2004, 2008 y 2011.

En la primavera de 2014 se seleccionaron y muestrearon cinco tratamientos en las áreas bajo manejo de hábitat de fauna silvestre dentro del matorral desértico micrófilo, a partir de un mismo tipo de suelo, Regosol calcárico; los tratamientos fueron: 1) Testigo (MDMt), 2) Rodillo aireador aplicado en 2004 (RAO4), 3) Rodillo aplicado en 2008 (RAO8), 4) Rodillo implementado en 2011 (RA11) y 5) Área incendiada en 2011 (IN11), que fue producto de los incendios forestales que tuvieron lugar en Coahuila en la primavera de 2011 (Conafor, 2011) y donde la extensión bajo estudio contiene 1 899 ha del tipo de vegetación de interés que fueron afectadas por ese fenómeno. Ahí no se practica el pastoreo de ganado bovino desde 2000, y solamente lo ejerce la fauna silvestre, para la cual no existen zonas de exclusión. Para determinar la estructura y diversidad de las especies, se georreferenciaron seis parcelas (10 m x 10 m) al azar por tratamiento.

En cada tratamiento se realizaron mediciones dasométricas en todos los individuos arbóreos y arbustivos; la cobertura de la copa se utilizó para estimar la dominancia, atributo que se sugiere incluir cuando la mayoría de los taxa son arbustos con un gran número de tallos y diámetros de la raíz menores de  $d_{0.10}$  (Franco *et al.*, 1989; Domínguez *et al.*, 2013). En cada parcela se cuantificó la densidad por especie vegetal, si al menos 50 % de la estructura estaba dentro de ella.

Se estimaron los indicadores ecológicos abundancia (A), dominancia (D) frecuencia (F) y valor de importancia (IVI) (Magurran, 2004). La diversidad y la similitud se evaluaron con el Índice de Shannon estandarizado (e) (Magurran, 2004; Sæther *et al.*, 2013). Este índice describe lo diverso que puede ser un sitio, ya que considera el número de especies (riqueza) y de individuos de cada una de ellas (Mostacedo y Fredericksen, 2000) y para determinar si había diferencias significativas de diversidad entre los tratamientos, se hicieron pruebas pareadas mediante la Prueba de *t* (Hutcheson, 1970; Magurran, 1988; Brower *et al.*, 1998). Para la similitud entre ellos, se usó el Índice de Sørensen (Magurran, 2004), que relaciona el número de

*Larrea tridentata*, *Flourensia cernua* DC., *Parthenium incanum* Kunth, *Fouquieria splendens* Engelm., *Parthenium argentatum* A. Gray, *Ephedra torreyana* S. Watson, *Prosopis glandulosa* Torr. are outstanding from their density in this type of vegetation (Alanís *et al.*, 1996).

The roller used in the practice of habitat improvement for wildlife on the plains of the sierra Maderas del Carmen is an 11 ton Lawson aerator assembled to a tractor. Roller blades are about 15 cm long, which when drilling the ground, form small channels; this instrument was implemented in the months after the rainy season of 2004, 2008 and 2011.

In the spring of 2014 five treatments in the areas under management of wildlife habitat in the microphyll desert scrubland were selected and sampled from the same soil type, calcareous Regosol; the treatments are: 1) Control (MDMt), 2) Aerator roller applied in 2004 (RAO4), 3) Roller applied in 2008 (RAO8), 4) Roller implemented in 2011 (RA11) and 5) Burned area in 2011 (IN11), which was the result of forest fires that occurred in Coahuila in the spring of 2011 (Conafor, 2011) and where the area under study contains 1 899 ha of the vegetation type of interest affected by this phenomenon. There is not cattle grazing since 2000, and is exercised only by wildlife, for which there are not exclusion zones. To determine the structure and diversity of species, six plots (10 m x 10 m) at random in each treatment were georeferenced.

In each treatment mensuration measurements were performed on every tree and shrub; coverage of the cup was used to estimate the dominance, a suggested attribute when most taxa are shrubs with many stems and root diameters under  $d_{0.10}$  (Franco *et al.*, 1989; Domínguez *et al.*, 2013). In each plot the density was quantified by plant species, if at least 50 % of the structure was within it.

The ecological indicators, abundance (A), dominance (Y) frequency (F) and importance value (IVI) (Magurran, 2004) were estimated. Diversity and similarity were evaluated with standardized Shannon index (e) (Magurran, 2004; Sæther *et al.*, 2013). This index describes how diverse may be a site, as it takes into account the number of species (richness) and of individuals in each one of them (Mostacedo and Fredericksen, 2000) and to determine whether there were significant differences in diversity between treatments, paired *t* test were used (Hutcheson, 1970; Magurran, 1988; Brower *et al.*, 1998). To calculate the similarity between them, the Sørensen Index was applied (Magurran, 2004), which relates the number of shared species with the arithmetic mean of species in both sites (Villarreal *et al.*, 2004).

Statistical analysis. For the calculation of the standardized Shannon (e) and Sørensen indexes, the MultiVariate Statistical Package (MVSP) 3.1 program was used (KCS, 2007). For the Diversity

especies compartidas con la media aritmética de las especies de ambos sitios (Villarreal *et al.*, 2004).

Análisis estadístico. Para el cálculo de los índices de Shannon estandarizado ( $e$ ) y el de Sørensen se utilizó el programa *MultiVariate Statistical Package* (MVSP) 3.1 (KCS, 2007). Para la Prueba de Diversidad de  $t$  se usó el programa *Past 3.2* (Hammer *et al.*, 2001). Para probar los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas para el Índice de Valor de Importancia (IVI), los datos se sometieron a pruebas estadísticas de *Shapiro-Wilk* (Steel y Torrie, 1980). Como los resultados demostraron que la mayoría de los datos no se distribuyeron normalmente, se utilizó la prueba no paramétrica de *Kruskal-Wallis* (Ott, 1993) para detectar diferencias significativas entre los tratamientos con respecto al IVI y a la estructura y diversidad de las especies entre los tratamientos mediante el uso de los indicadores: cobertura, altura y número de especies promedio; el programa estadístico usado para este análisis fue *Statistix 8.1* (Analytical Software, 2003).

## Resultados y Discusión

Se registraron 28 especies arbóreas y arbustivas pertenecientes a 14 familias. Las de mayor riqueza específica fueron: Asteraceae, Cactaceae y Fabaceae, cada una con tres taxa; las familias: Boraginaceae, Zygophyllaceae, Anacardiaceae, Rhamnaceae, Agavaceae y Euphorbiaceae están representadas con dos taxa cada una. Fouquieriaceae, Cucurbitaceae, Verbenaceae, Cannabaceae, Achatocarpaceae, Ephedraceae y Koeberliniaceae solamente con un taxon. Asteraceae, Cactaceae y Fabaceae, dominantes en los diferentes tratamientos, regularmente están asociadas a las comunidades de matorral xerófilo (Estrada *et al.*, 2005; González *et al.*, 2010), ya que se caracterizan por demandar poca agua y materia orgánica (Ordóñez, 2003; Espinoza y Návar, 2005; Alanís *et al.*, 2008; Calle y Murgueitio, 2008; Landázuri y Tigrero, 2009; Amaya, 2009) (Cuadro 1).

$t$  test the *Past 3.2* program (Hammer *et al.*, 2001) was used. To test the assumptions of normality and homogeneity of variances for the Importance Value Index (IVI), the data were subjected to statistical tests of Shapiro-Wilk (Steel and Torrie, 1980). As the results showed that most of the data were not normally distributed, the nonparametric Kruskal-Wallis (Ott, 1993) was used to detect significant differences between treatments with respect to IVI and the structure and diversity of species between treatments using the following indicators: coverage, average height and number of species; The statistical program used for this analysis was *Statistix 8.1* (Analytical Software, 2003).

## Results and Discussion

28 tree and shrub species belonging to 14 families were recorded. The highest species richness were Asteraceae, Fabaceae and Cactaceae, each with three taxa; families: Boraginaceae, Zygophyllaceae, Anacardiaceae, Rhamnaceae, Euphorbiaceae Agavaceae and are represented with two taxa each. Fouquieriaceae, Cucurbitaceae, Verbenaceae, Cannabaceae, Achatocarpaceae, Ephedraceae and Koeberliniaceae are only represented a taxon. Asteraceae, Fabaceae and Cactaceae, dominant in the different treatments are regularly associated with desert scrub communities (Estrada *et al.*, 2005; González *et al.*, 2010) and characterized by demanding little water and organic matter (Ordóñez, 2003; Espinoza and Návar, 2005; Alanís *et al.*, 2008; Calle and Murgueitio, 2008; Landázuri and Tigrero, 2009; Amaya, 2009) (Table 1).

In the RA1 (17) and IN11 (16) treatments was recorded the greatest number of species as well as the smallest (7) in MDMt; in RA04 (11) and RA08 (10) a similar amount was counted. From the five treatments, in control (MDMt), the Shannon's diversity index (1.484) was close to the RA08 treatment (1.480) (Table 2); in spite of the difference in the number of species, these results might be explained as the changes in richness are balanced with those of abundance.

Cuadro 1. Especies identificadas y familias presentes en el matorral desértico micrófilo estudiado del Desierto Chihuahuense.  
Table 1. Identified species and families present in the studied microphyll desert scrubland of the Chihuahuan Desert.

Familias	Especies
Anacardiaceae	<i>Rhus microphylla</i> Engelm <i>Rhus virens</i> Lindh. ex A. Gray
Asparagaceae	<i>Agave lechuguilla</i> Torr. <i>Dasyllirion glaucophyllum</i> Hook. <i>Ziziphus obtusifolia</i> (Hook. ex Torr. & A. Gray.) A. Gray
Boraginaceae	<i>Tiquilia canescens</i> (A. DC.) A. T. Richardson <i>Tiquilia greggii</i> (Torr. & A. Gray) A. T. Richardson

Continúa Cuadro 1...

Continúa Cuadro 1...

Familias	Especies
Cactaceae	<i>Cylindropuntia leptocaulis</i> (DC.) F. M. Kunth <i>Echinocereus enneacanthus</i> Engelm. <i>Opuntia engelmannii</i> Salm-Dyck ex Engelm.
Cannabaceae	<i>Celtis pallida</i> Torr.
Compositae	<i>Flourensia cernua</i> DC. <i>Parthenium incanum</i> Kunth <i>Viguiera stenoloba</i> S. F. Blake
Cucurbitaceae	<i>Ibervillea lindheimeri</i> (A. Gray) Greene
Ephedraceae	<i>Ephedra antisiphilitica</i> Berland. ex C. A. Mey.
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia antisiphilitica</i> Zucc. <i>Jatropha dioica</i> Sessé ex Carv.
Fouquieriaceae	<i>Fouquieria splendens</i> Engelm.
Koeberliniaceae	<i>Koeberlinia spinosa</i> Zucc.
Leguminosae	<i>Acacia constricta</i> A. Gray <i>Acacia greggii</i> A. Gray <i>Prosopis glandulosa</i> Torr.
Rhamnaceae	<i>Condalia spathulata</i> A. Gray <i>Phaulothamnus spinescens</i> A. Gray
Verbenaceae	<i>Aloysia gratissima</i> (Gillies & Hook.) Tronc.
Zygophyllaceae	<i>Larrea tridentata</i> (Sessé & Moc. ex DC.) Coville <i>Prolieria angustifolia</i> (Engelm.) A. Gray

En los tratamientos RA11 (17) e IN11 (16) se registró el mayor número de especies, así como el menor (7) en el MDMt; en RA04 (11) y en RA08 (10). De los cinco tratamientos, en el testigo (MDMt), el índice de diversidad de *Shannon* (1.484) fue semejante al del tratamiento RA08 (1.480) (Cuadro 2); a pesar de la diferencia en el número de taxa, los resultados se explican porque los cambios en la riqueza se equilibran con los de la abundancia.

The highest diversity index (2.103) came from RA11, which could be due to the fact that this treatment has a better combination of density, frequency and coverage (Basáñez *et al.*, 2008). The diversity index value of MDMt (1.484) is different from that obtained by González *et al.* (2013), of 1.843 in a desert microphyllous shrub in *Coahuila*; this difference could be attributed to the history of land use where the study was carried out, which was subjected to intensive grazing until the year 2000. According to Rutledge *et al.* (2008) overgrazing may have a great impact upon the vegetation communities, since the loss of vigor in plants, increases the susceptibility to diseases, which reduces reproduction and the establishment of seeds, and, therefore, some important species for wildlife are bound to disappear.



Cuadro 2. Índice de Shannon y número de especies por tratamiento.  
Table 2. Shannon's diversity index and number of species by treatment.

Índice de Shannon	1.484	1.629	1.480	2.103	1.210
Tratamiento	MDMt	RA04	RA08	RA11	IN11
Número de especies	7	11	10	17	16

MDMt = Testigo; RA04 = Rodillo aireador 2004; RA08 = Rodillo aireador 2008; RA11 = Rodillo aireador 2011; IN11 = Área de incendio natural 2011.

MDMt = Control; RA04 = 2004 aerator roller; RA08 = 2008 aerator roller; RA11 = 2011 aerator roller; IN11 = 2011 natural fire area.

El índice de diversidad más alto (2.103) correspondió a RA11, lo que puede obedecer a que este tratamiento tiene una mejor combinación de características de densidad, frecuencia y cobertura (Basáñez *et al.*, 2008). El valor del índice de diversidad del tratamiento MDMt (1.484) es distinto al obtenido por González *et al.* (2013), quienes lo calcularon en 1.843 en una comunidad de matorral desértico micrófilo en Coahuila; esa diferencia podría atribuirse al historial de uso del suelo en el área donde se llevó a cabo este estudio, que estuvo sujeta a pastoreo intensivo hasta el año 2000. De acuerdo a Rutledge *et al.* (2008) el sobrepastoreo tiene un fuerte impacto en las comunidades vegetales, ya que causa pérdida de vigor en las plantas, incrementa la susceptibilidad a enfermedades, lo que reduce la reproducción y establecimiento de semillas, y, por lo tanto, algunas especies importantes para la fauna silvestre tienden a desaparecer.

En el tratamiento de incendio natural (IN11) se registró una alta riqueza de especies (16), pero el índice de Shannon (1.210) comparado con el testigo fue menor; lo anterior hace suponer que el fuego propició la eliminación de la cubierta vegetal en su totalidad, pero, con el tiempo, la comunidad de plantas se manifestó en una gran diversidad, aunque con baja abundancia. Miranda *et al.* (2009) indican que la intensidad del fuego afecta a ciertas especies no deseadas, frena su propagación y propicia la presencia de otras nativas.

La Prueba de diversidad de  $t$  (Cuadro 3) mostró diferencias significativas en la mayoría de los tratamientos ( $P < 0.05$ ), con excepción de MDMt-RA08 ( $t = 0.0455$ ,  $(2)_{0.05}$ ).

In the natural fire treatment (IN11) a high species richness was attained (16) but Shannon's index (1.210) compared to control was smaller; this suggests that fire favored the whole elimination of the vegetal cover, but, as time went by, the community of plants in this treatment revealed a great diversity but with a low abundance of species. Miranda *et al.* (2009) state that the intensity of fire affects some unwanted species, it stops their propagation and propitiates the presence of other natives.

The diversity  $t$  test (Table 3) showed significant differences in most of the treatments ( $P < 0.05$ ) except for MDMt-RA08 ( $t = 0.0455$ ,  $(2)_{0.05}$ ).

Sørensen's index reveals that the most similar treatments are RA04 and RA08 with 76 %; in contrast, the most dissimilar are RA11 and MDMt with 42 %. Control is closer with RA08 (71 %) and RA04 (67 %), and RA11 and IN11 reached 55 %. The closeness between RA08 with control and the distance with RA11 with it means that the treated areas go back to their original condition in a period longer than five years (Table 4).

In both indexes, diversity and similitude, RA11 is outstanding as it has a very poor closeness to the rest of the sites, which is conferred to the benefits brought by the aerator roller in three years, as it promotes spouting, since vegetation is not totally eliminated (Kunz, 2011). The use of this tool before the rainy season could be a crucial factor for the functioning of precipitation in the establishment or propagation of species either native or exotic after a mechanical disturb (Scifres and Polk, 1974). It is necessary to know the biology in the areas

Cuadro 3. Resultados de prueba de  $t$  para comparar la diversidad entre tratamientos.  
Table 3. Results of the  $t$  test to compare diversity among treatments.

	MDMt	RA04	RA08	RA11	IN11
MDMt	-	1184.7	393.9	342.91	526.99
RA04	-3.373*	-	427.37	371.42	559.66
RA08	0.0455	2.1817*	-	499.01	666.86
RA11	-9.0961*	-6.8045*	-7.2278*	-	629.32
IN11	3.5161*	5.2941*	2.8799*	9.3885*	-

\*Significancia de  $\alpha=0.05$ . La fila horizontal indica los grados de libertad; la columna vertical, el estadístico  $t$ .

\*Significance of  $\alpha=0.05$ . The horizontal row refers to the degrees of freedom; the vertical column, the statistical  $t$ .

El índice de Sørensen revela que los tratamientos con mayor semejanza son RA04 y RA08 con 76 %; en contraste, los más disímiles son RA11 y MDMt con 42 %. El testigo presenta mayor cercanía con RA08 (71 %) y RA04 (67 %), mientras que RA11 e IN11 registraron un valor de 55 %. La similitud de RA08 con el testigo y la desigualdad del RA11 con respecto al mismo indican que las áreas tratadas regresan a su condición original en un periodo mayor a cinco años (Cuadro 4).

Cuadro 4. Matriz de Similitud de Sørensen para los tratamientos.  
Table 4. Sørensen's Similitude Matrix for the treatments.

	MDMt	RA04	RA08	RA11	IN11
MDMt	1				
RA04	0.67	1			
RA08	0.71	0.76	1		
RA11	0.42	0.57	0.44	1	
IN11	0.61	0.59	0.46	0.55	1

MDMt = Testigo; RA04 = Rodillo aireador 2004; RA08 = Rodillo aireador 2008; RA11 = Rodillo aireador 2011; IN11 = Área de incendio natural 2011.  
MDMt = Control; RA04 = 2004 aerator roller; RA08 = 2008 aerator roller; RA11 = 2011 aerator roller; IN11 = 2011 natural fire area.

En ambos índices, tanto de diversidad como de similitud, RA11 sobresale debido a su poca semejanza con los otros sitios, lo cual es atribuido a los beneficios aportados por el rodillo aireador en un lapso de tres años, ya que promueve los rebrotes, pues la vegetación no se elimina en su totalidad (Kunz, 2011). El uso de esta herramienta antes de la temporada de lluvias puede ser un factor determinante por la función de la precipitación en el establecimiento o propagación de especies tanto nativas como introducidas después de un disturbio mecánico (Scifres y Polk, 1974). Es necesario conocer su biología en las áreas que se pretende tratar con esta técnica, ya que en aquellas que contienen nopales, el rodillo puede favorecer su incremento y propagación (McDonald, 2012). Además, algunos *taxa* surgen una vez que se remueve la parte aérea de su cubierta (Ayala *et al.*, 2014); tal es el caso de *Larrea tridentata*, que se reproduce vegetativamente y tiende a regenerarse en un año (Monasmith *et al.*, 2010); por ello, el procedimiento pudiera no ser efectivo en la remoción de algunas de estas plantas.

El resultado de la prueba de *Kruskal-Wallis* indica que no existe diferencia estadística significativa entre los tratamientos respecto al índice de valor de importancia de las especies ( $F = 2.463$ , g. l. 4,  $P = 0.261$ ), ni en la estructura y composición florística entre los tratamientos en los que se utilizaron cobertura de copa, altura y las medias del número de especies por tratamiento como variables (Cuadro 5).

En el testigo (MDMt), el IVI identificó cinco especies dominantes: *Opuntia engelmannii* Salm-Dyck ex Engelm., *Agave lechuguilla* Torr., *Jatropha dioica* Sessé ex Carv., *Larrea tridentata* y *Parthenium incanum* Kunth; de acuerdo a Brooks

where this technique is planned to be used, as in those which have *Opuntia*, the roller might stimulate their propagation (McDonald, 2012). Also, some *taxa* emerge after the aerial part of their cover is removed (Ayala *et al.*, 2014); such is the case of *Larrea tridentata*, which has asexual reproduction and tends to regenerate in one year (Monasmith *et al.*, 2010); therefore, this procedure might not be effective in the removal of some of these plants.

The *Kruskal-Wallis* test resulted in a non-significance difference among treatments in regard to the importance value index of the species ( $F = 2.463$ , G.L. 4,  $P = 0.261$ ) or in the floristic structure and composition among treatments in which crown cover, height and means of the number or species per treatment were used as variables (Table 5).

Cuadro 5. Resultado de la prueba de *Kruskal-Wallis*.  
Table 5. Result of the *Kruskal-Wallis* test.

	Altura	Cobertura	Número de especies
Ch <sup>2</sup>	8.896	5.291	6.526
gl.	4	4	4
Sig. P	0.064	0.259	0.163

Ch<sup>2</sup> = X cuadrada; G.L. = Grados de libertad; Sig. P = < 0.05.  
Ch<sup>2</sup> = X squared; gl = Degrees of freedom; Sig. P = < 0.05.

In control (MDMt), IVI pointed out five dominant species: *Opuntia engelmannii* Salm-Dyck ex Engelm., *Agave lechuguilla* Torr., *Jatropha dioica* Sessé ex Carv., *Larrea tridentata* and *Parthenium incanum* Kunth; according to Brooks and Pyke (2001), some *taxa* of the Chihuahuan Desert such as the first two, have stimulated the suppression of forest fires and overgrazing as they change the structure of vegetation.



y Pyke (2001) algunos taxa del Desierto Chihuahuense, como las primeras dos, se han favorecido por la supresión de los incendios forestales y el sobrepastoreo, al modificar la estructura de la vegetación.

En RA04, *Opuntia engelmannii*, *Larrea tridentata*, *Agave lechuguilla* y *Parthenium incanum* son dominantes y en RA08 son las mismas que en el testigo (MDMt), solo que varían los valores de dominancia; en RA11 dominan *Larrea tridentata*, *Flourensia cernua*, *Jatropha dioica* y *Tiquilia greggii* (Torr & A. Gray) A. T. Richardson. Finalmente, en IN11 *Viguiera stenoloba* S. F. Blake fue la principal seguida por *Condalia spathulata* A. Gray, *Ziziphus obtusifolia* (Hook. ex Torr & A. Gray) A. Gray y *Agave lechuguilla*.

En IN11 más de 90 % de las especies dominantes, como *Larrea tridentata* y *Agave lechuguilla*, fueron eliminadas. Wright y Bailey (1982) refieren que la primera es poco tolerante al fuego, lo cual se atribuye a sus características de adaptación a las sequías y provoca alta mortalidad cuando más de 10 % de su masa aérea se quema (Brooks, 2007). Sin embargo, en incendios de baja intensidad comienza a rebrotar después de un año (Monasmith *et al.*, 2010), comportamiento que coincide con el de las plantas de este tratamiento.

Se ha documentado que en áreas del Desierto Chihuahuense donde han ocurrido incendios, después de 16 meses no se observaron rebrotes de *A. lechuguilla* (Worthington y Corral, 1987). La disminución de *Larrea tridentata* y la eliminación de *A. lechuguilla* promovió la presencia de algunas herbáceas, resultado que concuerda con los de Ayala *et al.* (2009) quienes mencionan que la combinación del rodillo aireador y el fuego incrementan la vegetación herbácea, y dio oportunidad a otras plantas nativas de competir.

El alto número de especies presentes en el tratamiento IN11 (16) hace suponer que el fuego estimuló la emergencia del material contenido en el banco edáfico de semillas, favoreció el rebrote y la diversidad de especies; esto es congruente con los hallazgos de Pausas (2010) y Molina (2000) que confirman que algunos taxa tienen la capacidad de rebrotar y reclutar individuos tras el incendio, rasgo que confiere resistencia no solo a las poblaciones, sino también a los individuos en ambientes con incendios frecuentes. El tratamiento IN11, a pesar de tratarse de un incendio no controlado, cumplió objetivos de las quemas prescritas como la remoción de especies no deseadas, promovió la regeneración y la dominancia de nuevas especies (Walkingstick and Liechty, 2009).

In RA04, *Opuntia engelmannii*, *Larrea tridentata*, *Agave lechuguilla* and *Parthenium incanum* are the most important and in RA08 they are the same as in control (MDMt), where only the values of dominance vary; in RA11 *Larrea tridentata*, *Flourensia cernua*, *Jatropha dioica* and *Tiquilia greggii* (Torr & A. Gray) A. T. Richardson keep that position. Finally, in IN11 *Viguiera stenoloba* S. F. Blake was the first one followed by *Condalia spathulata* A. Gray, *Ziziphus obtusifolia* (Hook. ex Torr & A. Gray) A. Gray and *Agave lechuguilla*.

In IN11 more than 90 % of the major species, such as *Larrea tridentata* and *Agave lechuguilla* were eliminated. Wright and Bailey (1982) describe that the first is poorly tolerant to fire, which might be due to its adaptation properties to drought and provokes a high mortality when more than 10 % of its aerial mass is burned (Brooks, 2007). However, in low intensity fires, these species may start to sprout after one year (Monasmith *et al.*, 2010), which coincides with the plants in this treatment.

It has been documented that in areas as the Chihuahuan Desert where fires have occurred, after 16 months no *A. lechuguilla* sprouts were observed (Worthington and Corral, 1987). The reduction of *Larrea tridentata* and the removal of *A. lechuguilla* promoted the presence of some herbs, a result that agrees with the findings of Ayala *et al.* (2009) who stated that the combination of aerial roller and fire increased herbaceous vegetation, which allowed that other native plants could compete.

The high number of species in IN11 suggests that fires stimulated the emergence of the material gathered in the soil seed bank and favored sprouting and diversity of species, which agrees with the findings of Pausas (2010) and Molina (2000), who confirm that some of them have the ability to sprout and add new members after the sinister, a feature that confers resistance not only to the populations but to the individuals in environments with frequent fires. In spite of being an uncontrolled fire, treatment IN11 fulfilled the objectives of prescribed burnings such as the removal of unwanted species, promoted regeneration and dominance of new species (Walkingstick and Liechty, 2009).

The use of aerial roller and fire used as treatments in this study seem not to have any influence upon IVI or in the structure and composition of species in the microphyll desert scrubland, a result that differs from those from Alanís *et al.* (2008) and Casas and Manzano (2009) in related studies in the semiarid zones at Northeastern Mexico in which a rechange of species was observed, which became evident in regard to the IVI of the species recorded in both investigations.



El uso de rodillo aireador e incendio empleados como tratamientos en el presente estudio parece no tener influencia sobre el IVI, ni en la estructura, ni en la composición de las especies en el matorral desértico micrófilo, resultado que difiere de los obtenidos por Alanís *et al.* (2008) y Casas y Manzano (2009) en investigaciones semejantes en zonas semiáridas del noreste de México, en los que se observó un recambio de especies, lo cual quedó evidente en cuanto al valor de importancia de los taxa registrados en ambas investigaciones.

Si el objetivo de los tratamientos mecánicos en el matorral desértico es eliminar especies dominantes y promover la diversidad, sería importante analizar el costo-beneficio a largo plazo que tienen en ambientes de este tipo, ya que el uso del fuego podría ser una alternativa viable de menor costo con resultados similares (McDonald, 2012).

## Conclusiones

El tratamiento mecánico y el incendio no modificaron significativamente la estructura y composición del matorral desértico micrófilo, sin embargo, el tratamiento con rodillo aireador demostró ser una alternativa para disminuir la dominancia a corto plazo de especies no deseadas como *Larrea tridentata*, *Opuntia engelmannii* y *Agave lechuguilla*. En contraste, el fuego se propone como una buena alternativa para incrementar la biodiversidad, promover la regeneración, presencia y dominancia de nuevas especies en el matorral desértico micrófilo del Desierto Chihuahuense. 🌱

## Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

## Contribución por autor

Romelia Medina Guillén: conducción del experimento en su totalidad, muestreos de vegetación, análisis de datos y elaboración del cuerpo principal del texto; Israel Cantú Silva: desarrollo de la concepción del estudio, diseño y ubicación del experimento, supervisión del proyecto y revisión del manuscrito; Eduardo Estrada Castillón: identificación de especies florísticas en herbario, análisis de datos y revisión del manuscrito; Humberto González Rodríguez: análisis estadístico, determinación de las propiedades físico-químicas del suelo y revisión de las versiones finales del manuscrito; Jonás Adán Delgadillo Villalobos: establecimiento de los tratamientos de manejo del hábitat y evaluación de la estructura de la vegetación.

## Agradecimientos

Los autores agradecen al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt), a la Universidad Autónoma de Nuevo León y a CEMEX-Naturaleza Sin Fronteras, A. C. por el apoyo brindado para la realización de la presente investigación.

If the aim of these mechanical treatments in the desert scrub is to remove the dominant species and to promote diversity, it would be wise to analyze cost-benefit of them in the long run of this kind of environments, as fire might be a lower cost and convenient option with similar results (McDonald, 2012).

## Conclusions

The mechanical treatment and fire did not significantly modify the structure and composition of desert microphyllous scrub, however, the aerial roller proved to be an alternative to reduce short-term dominance of unwanted species such as *Larrea tridentata*, *Opuntia engelmannii* and *Agave lechuguilla*. In contrast, fire is proposed as a good alternative to increase biodiversity, promote regeneration, as well as presence and dominance of new species in the Chihuahuan microphyll desert scrubland. 🌱

## Conflict of interests

The authors declare no conflict of interests.

## Contribution by author

Romelia Medina Guillén: leadership of the whole experiment, vegetation sampling, data analysis and writing of the core of the manuscript; Israel Cantú Silva: development of the study, design and location of the experiment, supervision of the project and review of the manuscript; Eduardo Estrada Castillón: identification of floristic species at the herbarium, data analysis and review of the manuscript; Humberto González Rodríguez: statistical analysis, soil physical and chemical properties and review of the final versions of the manuscript; Jonás Adán Delgadillo Villalobos: establishment of the treatment of habitat management and assessment of the vegetal structure.

## Acknowledgements

The authors thank the Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt), the Universidad Autónoma de Nuevo León and CEMEX-Naturaleza Sin Fronteras, A. C. for their support provided to carry out the actual investigation.

*End of the English version*





## Referencias

- Alanís, G., G. Cano y M. Rovalo 1996. Vegetación y flora de Nuevo León. Una guía botánico-ecológica. Impresora de Monterrey. Monterrey, NL, México. 249 p.
- Alanís R., E., J. Jiménez P., O. Aguirre C., E. J. Treviño G., E. Jurado Y. y M. A. González T. 2008. Efecto del uso de suelo en la fitodiversidad del matorral espinoso tamaulipeco. *Ciencia UANL* 11: 56-62.
- Amaya R., J. 2009. El cultivo de la tuna *Opuntia ficus indica*. Gerencia Regional Agraria La libertad. Trujillo, Perú. 18 p.
- Analytical Software. 2003. Statistix 8. User's manual. Tallahassee, FL, USA. 396 p.
- Ayala F., A. Ortega, T. Fulbright, G. A. Rasmussen, D. L. Drawe y D. R. Synatzske 2009. Efectos a largo plazo del roleo y fuego en la invasión de zacates exóticos en vegetación herbácea nativa en matorrales mixtos. In: Memorias del VI Simposio Internacional de Pastizales 4 al 7 de noviembre. Universidad Autónoma de Nuevo León-Instituto Tecnológico de Estudios Superiores de Monterrey. Monterrey, NL, México. s/p.
- Ayala, F. A., F. G. Denogean B., S. Moreno M., A. Durán, B. Martínez, L. Barrera y E. Gerlach. 2014. Rehabilitación y mejoramiento de hábitat para la fauna silvestre. *Invernus* 9 (2): 18-22.
- Basáñez J., A., L. Alanís J. y E. Badillo. 2008. Composición florística y estructura arbórea de la selva mediana subperennifolia del ejido "El Remolino", Papantla, Veracruz. *Avances de Investigación Agropecuaria* 12 (2): 3-21.
- Boeing, W., K. Griffis K. and J. Jungels. 2013. Anuran habitat associations in the Northern Chihuahuan Desert, USA. *Journal of Herpetology* 48 (1): 103-110.
- Brooks M. and D. Pyke. 2001. Invasive plants and fire in the deserts of North America. In: Proceedings of the invasive species workshop: The role of fire in the spread and control of invasive species. fire conference. the first national congress on fire ecology, prevention, and management. Tall Members Research Station. Miscellaneous Publication No. 1. Tallahassee, FL, USA. pp. 1-14.
- Brooks, M. L. 2007. Effects of land management practices on plant invasions in wildland areas. In: Netwig, W. (ed.). *Biological Invasions: Ecological Studies* 193. Springer. Heidelberg, Germany. pp. 147-162.
- Brower, J. E., J. H. Zar and C. N. von Ende. 1998. Field and laboratory methods for general ecology. McGraw-Hill. Boston, MA, USA. 273 p.
- Calle D., Z. y E. Murgueitio 2008. El botón de oro: arbusto de gran utilidad para sistemas ganaderos de tierra caliente y de montaña. *Ganadería y Ambiente*. Centro para la investigación en sistemas sostenibles de producción agropecuaria CIPAV. Cali, Colombia. pp. 54-63.
- Casas, N. and M. Manzano. 2009. Evaluation of the use of roller aerator for the rehabilitation of grazing lands and content of carbon in arid areas of northeastern Mexico. In: Memorias del VI Simposio Internacional de Pastizales. 4 al 7 de noviembre. Universidad Autónoma de Nuevo León-Instituto Tecnológico de Estudios Superiores de Monterrey. Monterrey, NL, México. pp. 6-7.
- Cervantes R., M. C. 2005. Plantas de importancia económica en zonas áridas y semiáridas de México. In: Anais do X Encontro de Geógrafos da América Latina. 20-26 de março de 2005. Universidad de São Paulo. São Paulo, Brasil. pp. 3388-3407.
- Comisión Nacional Forestal (Conafor). 2011. Incendios Forestales 2011. Coordinación General de Conservación y Restauración. www.conafor.gob.mx (20 de mayo de 2011).
- Challenger, A. y J. Soberón 2008. Los ecosistemas terrestres. In: Capital natural de México, Conocimiento actual de la biodiversidad. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Vol. 1. México, D. F., México. pp. 87-108.
- Challenger, A. 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México. Pasado, Presente y Futuro. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México y Agrupación Sierra Madre S. C. México, D. F., México. pp. 689-713.
- Díaz D., A., F. Hernández C., D. Jasso C., N. Aguilar, R. Rodríguez H. y R. Belmares C. 2008. Extractos normales y fermentados de *Larrea tridentata* y *Flourensia cernua* sobre *Fusarium oxysporum in vitro*. Universidad Autónoma de Nuevo León. Monterrey, NL, México. <http://www.somas.org.mx/pdf/pdflibros/agriculturasostenible6/61/13.pdf> (26 de noviembre de 2014).
- Domínguez G., T. G., H. González R., E. Estrada C., I. Cantú S. y M. V. Gómez M. 2013. Diversidad estructural del matorral espinoso tamaulipeco durante las épocas secas y húmedas. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 4 (17): 106-123.
- Espinoza, R. y J. Nívar. 2005. Producción de biomasa, diversidad y ecología de especies en un gradiente de productividad en el matorral espinoso tamaulipeco del Nordeste de México. *Revista Chapingo-Serie: Ciencias Forestales y del Ambiente* 11 (1): 25-35.
- Esqueda, M., M. Lizárraga, A. Gutiérrez, M. L. Coronado, R. Valenzuela, T. Raymundo, S. Chacón, G. Vargas y F. Barredo P. 2012. Diversidad Fúngica en Planicies del Desierto Central Sonorense y Centro del Desierto Chihuahuense. CIAD-UACJ-CESUES-IPN-INECOL-CICY. SNIB-CONABIO Proyecto GT016. Hermosillo, Son., México. 85 p.
- Estrada, E., J. A. Villarreal y E. Jurado 2005. Leguminosas del norte del estado de Nuevo León, México. *Acta Botánica Mexicana* 73: 1-18.
- Franco L., J. G., J. G. De la Cruz A., A. Cruz G., A. Rocha R., S. Navarrete, G. Flores y M. Kato. 1989. Manual de Ecología. Ed. Trillas. México, D. F., México. 96 p.
- González R., H., R. Ramírez L., I. Cantú S., M. V. Gómez M. y J. Uvalle S. 2010. Composición y estructura de la vegetación en tres sitios del estado de Nuevo León. *Polibotánica* 29: 91-106.
- González R., H., R. Ramírez L., I. Cantú S., M. V. Gómez M., M. Cotería C., A. Carrillo P., J. J. Marroquín C. 2013. Producción de hojarasca y retorno de nutrientes vía foliar en un matorral desértico micrófilo en el Noreste de México. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 19 (2): 249-262.
- Hammer, Ø., D. A. T. Harper and P. D. Rayan. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1):1-9.
- Hernández J., R. Chávez y M. Sánchez. 2007. Diversidad y estrategias para la conservación de cactáceas en el semidesierto queretano. *Biodiversitas* 70: 6-9.
- Hoyt, A. 2002. The Chihuahuan Desert: diversity at risk. *Endangered Species Bulletin* 27 (2): 16-17.
- Hutcheson, K. 1970. A test for comparing diversities based on the Shannon formula. *Journal of Theoretical Biology* 29: 151-154.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (Inegi). 2014. Conjunto de Datos vectoriales de la Carta de Uso de Suelo y Vegetación: escala 1:250 000. Serie V. (Capa Unión). www.inegi.gob.mx. In: <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/recreat/usuarios/Default.aspx> (10 de octubre de 2014).
- Instituto Nacional de Ecología-Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (INE-Semarnat) 1997. Programa de manejo del área de protección de flora y fauna "Maderas del Carmen". México D. F., México. 127 p.
- Juárez P., S. 2002. Extractos de *Larrea tridentata* con actividad fúngica e inhibición de la síntesis de aflatoxinas de especies del género *Aspergillus*. Tesis de Maestría en Ciencias con especialidad en Microbiología. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma de Nuevo León. San Nicolás de los Garza, N.L., México. 72 p.
- Kovach Computing Services (KCS). 2007. Users' manual. Multi-Variate Statistical Package Version 3.1. Pentraeth, Wales, United Kingdom. 137 p.
- Kunz, D. 2011. Roller Chopper and Aerating. Habitat Management Techniques. The South Texas Quarterly. Texas Parks & Wildlife 2(2): 8-9.
- Landázuri, P. y J. Tigrero. 2009. *Stevia rebaudiana* Bertoni, una planta medicinal. Bol. Téc. Edición Especial. ESPE. Sangolquí, Ecuador. 38 p.

- Ledezma M, R. 2001. Fitosociología de *Larrea tridentata* Cav. en el matorral micrófilo en los municipios de Mina, Nuevo León y Castaños, Coahuila, México. Tesis de Maestría en Ciencias especialidad en Manejo de Vida Silvestre. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma de Nuevo León. San Nicolás de los Garza, N L., México. 60 p.
- Lira S., R. 2003. Estado actual del conocimiento sobre las propiedades biocidas de la Gobernadora (*Larrea tridentata* (D.C.) Coville). Revista Mexicana de Fitopatología 21 (2): 214-222.
- Magurran, A. E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Chapman and Hall. London, United Kingdom. 192 p.
- Magurran, A. E. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell Science Ltd. Oxford, United Kingdom. 215 p.
- McDonald, A. 2012. Mechanical brush management in Trans-Pecos, Texas. In: Proceedings of the Trans-Pecos Wildlife Conference 2012. Sul Ross State University, Alpine, TX, USA, pp. 13-16.
- Menke, S. B. 2003. Lizard community structure across a grassland-creosote bush ecotone in the Chihuahuan Desert. Canadian Journal of Zoology 81(11): 1829-1838.
- Miranda B, R., C. Ortega O., A. Rico D., R. Sandoval R., R. Quintana M., O. Rivero H. and O. Viramontes O. 2009. Use of fire as an alternative to control natal grass (*Melinis repens*) in the estado de Chihuahua. In: Memorias del VI Simposio Internacional de Pastizales. 4 al 7 de noviembre. UANL-ITESM. Monterrey, NL., México. 16 p.
- Molina T., D. M. 2000. Fuego prescrito. In: Vélez, R. (ed): La defensa contra incendios forestales: Fundamentos y experiencias. McGraw-Hill. Madrid, España. pp. 36-41.
- Monasmith, T. J., S. Demarais, J. J. Root and C. M. Britton 2010. Short-term fire effects on small mammal populations and vegetation of the northern Chihuahuan Desert. International Journal of Ecology Vol. 10. Article ID 189271. 9 p. DOI:10.1155/2010/189271.
- Mostacedo, B. y T. S. Fredericksen. 2000. Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. Bolivia Sustainable Forest Management Project (BOLFOR). Santa Cruz, Bolivia. 87 p.
- Ordoñez M, M. 2003. Propagación *in vitro* de *Mammillaria voburnensis* Scheer (Cactaceae). Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia. Escuela de Biología. Universidad de San Carlos de Guatemala. Guatemala, Guatemala. 70 p.
- Ott, L. 1993. An introduction to statistical methods and data analysis. Duxbury Press Boston, MA, USA. 775 p.
- Pausas, J. G. 2010. Fuego y evolución en el Mediterráneo. Investigación y Ciencia 407: 56-63.
- Peñuelas R., O., J. Arellano M., M., Gutiérrez, L. Castro y C. Mungarro 2011. *Larrea tridentata* potencial solución para la desinfección de suelo. *Ide@s concyteg* 6 (71): 605-616.
- Rutledge, J., T. Bartostewitz and A. Clain. 2008. Stem count index. A habitat appraisal method for south Texas. Texas Park and Wildlife Department. Austin, TX, USA. 24 p.
- Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México. Limusa México, D. F., México. 432 p.
- Rzedowski, J. 2006. Vegetación de México. Conabio México, D. F., México. 1ª edición digital. 504 p. <http://www.conabio.gob.mx/institucion/centrodoc/doctos/librosdigitales/VegetaciondeMexico/Portadaypaglegales.pdf> (13 de septiembre de 2014).
- Sæther, B., S. Engen and V. Grotan. 2013. Species diversity and community similarity in fluctuating environments: parametric approaches using species abundance distributions. *Journal of Animal Ecology* 82(4): 721-738.
- Scifres, C. J. and D. B. Polk, Jr. 1974. Vegetation response following spraying a light infestation of honey mesquite. *Journal of Range Management* 27(6): 462-465.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat). 2012. Programa Anual de Trabajo 2012. Versión Ejecutiva. Tlalpan, México D. F., México. <http://www.semarnat.gob.mx/programas/programa-anual-de-trabajo-2012> (25 de marzo de 2014).
- Secretaría de Programación y Presupuesto (SPP). 1982a. Carta estatal de edafología. Dirección General de Geografía del Territorio Nacional. Cartas H 13-9 y H13-12. Esc. 1: 250 000. México, D.F., México. s/p.
- Secretaría de Programación y Presupuesto (SPP). 1982b. Carta estatal de geología. Dirección General de Geografía del Territorio Nacional. Cartas H 13-9 y 13-12. Esc. 1:250 000. México, D.F., México. s/p
- Secretaría de Programación y Presupuesto (SPP). 1983. Síntesis geográfica de Coahuila y anexo cartográfico. México, D. F., México. s/p
- Steel, R. and J. Torrie. 1980. Principles and procedures of statistics. A biometrical approach (2nd. ed.). McGraw-Hill Book Company. New York, NY, USA. 632 p.
- Tinajero, R. y R. Rodríguez E. 2012. Efecto de la fragmentación del matorral desértico sobre poblaciones del aguililla cola-roja y el cernícalo americano en Baja California Sur, México. *Acta Zoológica Mexicana* 28 (2): 427-446.
- Villarreal, J. Á. y J. Valdés. 1992-1993. Vegetación de Coahuila, México. *Revista de Manejo de Pastizales* 6 (1-2): 9-18.
- Villarreal, H., M. Álvarez C S., F. Escobar, G., Fagua, H. Mendoza, M. Ospina y A. M. Umaña. 2004. Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Programa de Inventarios de Biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia. 236 p.
- Walkingstick T. and H. Liechty. 2009. Why we burn: prescribed burning as a management tool. University of Arkansas. Division of Agriculture. Agriculture and Natural Resources. Cooperative Extension Service. [http://www.researchgate.net/publication/238766246\\_Why\\_We\\_Burn\\_Prescribed\\_Burning\\_a\\_s\\_a\\_Management\\_Tool](http://www.researchgate.net/publication/238766246_Why_We_Burn_Prescribed_Burning_a_s_a_Management_Tool) (26 de octubre de 2014).
- Wright H. A. and A. W. Bailey 1982. Fire ecology, United States and southern Canada. John Wiley and Sons. New York, NY, USA. 501 p.
- Worthington R. D. and R. D. Corral 1987. Some effects of fire on shrubs and succulents in a Chihuahuan Desert community in the Franklin Mountains, El Paso County, Texas. In: Contributed papers of the second symposium on resources of the Chihuahuan Desert regions. The Chihuahuan Desert Research Institute. Alpine, TX, USA. 9 p.





Artículo / Article

## Efectos del manejo forestal en la repoblación de *Pinus* spp. en la Sierra Norte de Oaxaca, México

## Effects of forest management on the repopulation of *Pinus* spp. in the Northern *Sierra* of *Oaxaca*, Mexico

Rosario Ramírez Santiago<sup>1</sup>, Gregorio Ángeles Pérez<sup>1</sup>, Ricardo Clark Tapia<sup>2</sup>, Víctor Manuel Cetina Alcalá<sup>1</sup>, Ofelia Plascencia Escalante<sup>1</sup> y Patricia Hernández de La Rosa<sup>1</sup>

### Resumen

La repoblación natural de especies de pino debe considerarse como un complemento importante de la reforestación en áreas bajo manejo forestal en el bosque templado de México. El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de la corta de regeneración a matarrasa, en combinación con la aplicación de quema de residuos sobre el banco de semillas del suelo, así como la emergencia y la supervivencia de plántulas de *Pinus* spp. en la comunidad de La Trinidad en el estado de Oaxaca. Se establecieron al azar sitios circulares de 100 m<sup>2</sup> en dos áreas intervenidas con el método de matarrasa en el año 2009, en una de las cuales se aplicó la quema de residuos. En ambos sitios se analizó el banco de semillas del suelo; además de, la emergencia y supervivencia de plántulas. El banco de semillas y el número de plántulas fue menor donde se aplicó la quema de residuos. La supervivencia al primer año no fue diferente estadísticamente entre las áreas. Se concluye que la quema de residuos no es una práctica que fomenta la repoblación natural de especies de pino en el área de estudio; por el contrario, produce efectos adversos en el reclutamiento de nuevos individuos.

**Palabras clave:** Banco de semillas, emergencia, manejo forestal, matarrasa, quema de residuos, supervivencia.

### Abstract

The natural repopulation of pine species must be regarded as a major complement of reforestation in areas under forest management in the temperate forests of Mexico. The purpose of this study was to evaluate the effect of regenerative clear-cutting combined with the burning of residues on the soil seed bank, as well as on the emergence and survival of *Pinus* spp. seedlings in the community of *La Trinidad*, in the State of *Oaxaca*. In the year 2009, circular 100 m<sup>2</sup> sites were established at random in two intervened areas using the clear-cutting method, accompanied in one of these by the burning of residues. The soil seed bank and seedling emergence and survival were analyzed in the two sites. Both the seed bank and the number of seedlings proved smaller in the area where the residues were burnt. There were no statistical differences in the survival rate between the two areas after the first year. It was concluded that the burning of residues is not a practice that promotes the natural repopulation of pine species in the study area; quite the opposite: it produces adverse effects on the recruiting of new individuals.

**Key words:** Seed bank, emergence, forest management, clear-cutting, burning of residues, survival.

Fecha de recepción/ date of receipt: 15 de enero de 2015; Fecha de aceptación/date of acceptance: 10 de diciembre de 2015.

<sup>1</sup> Postgrado en Ciencias Forestales, Colegio de Postgraduados. Campus Montecillo. Correo-e: gangeles@colpos.mx

<sup>2</sup> Universidad de la Sierra Juárez.

## Introducción

Los métodos de repoblación que dan origen a masas coetáneas, como el de matarrasa, se utilizan para lograr el establecimiento de especies de pino en predios bajo manejo forestal (Nyland, 1996). Consisten en la extracción de fustes de medidas comerciales de todos los taxa presentes (Puetzman *et al.*, 2009), actividad que deja un considerable depósito de residuos en la superficie del suelo, lo que puede traer consecuencias para el desarrollo de los pinos. Por lo que para asegurar el éxito de la repoblación en algunas áreas se realiza el apilamiento de los residuos y su posterior quema (Korb *et al.*, 2004; Creech, 2009). Aunque esta actividad provee de algunos beneficios, también hay efectos negativos en el suelo y sus componentes (Smith *et al.*, 1997; Korb *et al.*, 2004). Uno de ellos es la eliminación del banco de semillas, por las altas temperaturas que se generan (Korb *et al.*, 2004; Creech, 2009), las cuales alcanzan de 270 °C a 1 400 °C, desde la fase de preignición hasta la combustión rápida (PNUMA, 2005). Al respecto, la eliminación de material de superficie y material fino aéreo (PNUMA, 2005), en conjunto con la remoción del banco de semillas hace más lenta la regeneración y tiene un efecto mayor sobre la composición de la regeneración (Pakeman y Small, 2005).

El banco de semillas del suelo ha sido poco estudiado en áreas bajo manejo forestal, a pesar de que tiene una gran influencia en la sucesión vegetal que coloniza un área después de un disturbio (Carrillo *et al.*, 2009). En general, se considera que los pinos no forman bancos de semillas permanentes, ya que una vez depositadas en el suelo pierden viabilidad rápidamente, debido a factores bióticos y abióticos (Johnson y Fryer, 1996; Tomback *et al.*, 2001; Carrillo *et al.*, 2009; Tsitsoni, 2009), pero si se reciben los estímulos ambientales adecuados (humedad y temperatura, principalmente) y las condiciones del suelo son las apropiadas (exposición del suelo mineral, disponibilidad de nutrientes, etcétera), ocurre la germinación de la semillas e inicia la etapa de emergencia y establecimiento (Musálem *et al.*, 1991; Nyland, 1996).

En la región de la Sierra Norte del estado de Oaxaca se carece de investigaciones publicadas sobre el banco de semillas y la emergencia de plántulas, en particular aquellas relacionadas con los efectos del método de repoblación a matarrasa y quema de residuos. Por tanto, el objetivo del presente trabajo fue evaluar el efecto de la corta de regeneración a matarrasa en combinación con la aplicación de quema de residuos sobre el banco de semillas, la emergencia y la supervivencia de plántulas de primer año de especies de pino. La hipótesis fue que la quema de residuos reduce la densidad en el banco de semillas del suelo, y por tanto produce una baja emergencia de plántulas, así como una menor supervivencia de las mismas en comparación a lo que sucede en áreas de matarrasa sin quema de residuos.

## Introduction

The repopulation methods that originate coetaneous masses, such as clear-cutting, are used to achieve the establishment of pine species in lands under forest management (Nyland, 1996). They consist in the extraction of stems of commercial size of all the present taxa (Puetzman *et al.*, 2009), an activity which leaves a considerable deposit of residues on the soil surface, with potential consequences for the development of pine trees. Therefore, in order to ensure the success of the repopulation in certain places, the waste are piled up and subsequently burnt (Korb *et al.*, 2004; Creech, 2009). Although this practice provides some benefits, it also has negative effects on the soil and its components (Smith *et al.*, 1997; Korb *et al.*, 2004). One of these effects is the elimination of the seed bank due to the high temperatures generated (Korb *et al.*, 2004; Creech, 2009), which can increase from 270 °C to 1 400 °C from the pre-ignition phase to the rapid combustion phase (PNUMA, 2005). Within this context, the elimination of surface and fine aerial materials (PNUMA, 2005), along with the removal of the seed bank, slows down regeneration and has a major effect on its composition (Pakeman and Small, 2005).

The soil seed banks have not been sufficiently studied in areas under forest management, despite their significant influence on the vegetal succession colonizing a spot after a disturbance (Carrillo *et al.*, 2009). In general, it is considered that pines do not form permanent seed banks, for, once they are deposited on the ground, they rapidly lose viability due to both biotic and abiotic factors (Johnson and Fryer, 1996; Tomback *et al.*, 2001; Carrillo *et al.*, 2009; Tsitsoni, 2009). However, if the seeds receive adequate environmental stimuli (mainly moisture and temperature), and if the conditions of the soil (mineral soil exposure, nutrient availability, etc.) are appropriate, germination takes place, triggering the emergence and establishment stages (Musálem *et al.*, 1991; Nyland, 1996).

There are no published studies on the seed bank and seedling emergence in the region of the Northern Sierra of the State of Oaxaca, particularly on the effects of the clear-cutting method or of the burning of residues. Hence, the purpose of this study was to evaluate the effect of regenerative clear-cutting combined with the burning of wastes on the seed bank and on the emergence and survival of the first-year seedlings of pine species. The working hypothesis was that the burning of residues reduces the density of the soil seed bank, resulting in a low seedling emergence, as well as in a lower survival rate of the seedlings than in those areas where clear-cutting is applied without residue burning.



## Materiales y Métodos

### Área de estudio

La comunidad de La Trinidad forma parte del municipio Santiago Xiacuí, del Distrito de Ixtlán de Juárez en la región de la Sierra Norte en el estado de Oaxaca. Geográficamente, se sitúa en las coordenadas 17° 16' 09.43" de latitud norte y 96° 25' 00.77" de longitud oeste. El clima, de acuerdo a la clasificación propuesta por Köppen y modificada por García (1988) corresponde al tipo C (w<sub>2</sub>)(w)big, descrito como templado subhúmedo, el más húmedo de los templados, con abundantes lluvias en verano; presenta entre 30 y 59 días de lluvia invernal con una precipitación de 150 a 200 mm. La precipitación anual total es de 1 115.6 mm, el periodo con mayor intensidad de lluvias es de junio a octubre (UZACHI, 2003).

Los tipos de suelo en la región, según la clasificación de la FAO/UNESCO (1990), son los Litosoles, Rendzinas y Cambisoles. En la zona de bosque de coníferas, los suelos son muy delgados y ácidos (UZACHI, 2003). El intervalo de altitud va de 2 000 a 3 000 m (UZACHI, 2003). En el área existen bosques de pino, bosque húmedo y subhúmedo de pino-encino y bosque mesófilo de montaña (Rzedowski, 1978; UZACHI, 2003).

De acuerdo con la información del Programa de Manejo Forestal (UZACHI, 2003) la tenencia de la tierra de los predios forestales es comunal. La superficie forestal total es de 805 ha, de las cuales 643.5 ha están bajo manejo y el resto son áreas de protección o conservación, así como para otras actividades productivas. Los volúmenes cortados, anualmente, varían entre 2 000 y 3 000 m<sup>3</sup>, con turnos de 40 años. Se utiliza el Método de Desarrollo Silvícola (MDS) con la aplicación de cortas de regeneración de matarrasa en franjas, en combinación con el Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares (MMOBI), con el método de regeneración de selección grupal. Las especies comerciales más importantes son *Pinus patula* Schiede ex Schltdl. et Cham., *Pinus ayacahuite* Ehrenb. ex Schltdl. y *Pinus pseudostrobus* Lindl.

### Trabajo de campo

Se ubicaron dos áreas contiguas separadas entre sí por un arroyo (≈30 m), las cuales por la cercanía presentan clima, exposición y pendiente similares. Ambas fueron intervenidas en el año 2009 con el tratamiento de corta de regeneración a matarrasa, aplicada de tal manera que se extrajo todo el arbolado de medidas comerciales y no comerciales, tanto pinos como encinos y de otras latifoliadas. Las zonas de matarrasa comprenden un área rectangular no mayor a 1 ha, circundada por bosque templado de coníferas y latifoliadas.

## Materials and Methods

### Study area

The La Trinidad community is part of the *Santiago Xiacuí* municipality in the *Ixtlán de Juárez* District, in the Northern Sierra region of the state of Oaxaca. Geographically, it is located at the coordinates 17° 16' 09.43" N and 96° 25' 00.77" W. The climate, according to the classification proposed by Köppen and modified by García (1988), is C (w<sub>2</sub>)(w)big, described as subhumid temperate –the most humid of all temperate climates–, with abundant rains in the summer; it comprises 30 to 59 days of winter rains, with a 150–200 mm precipitation. The total annual precipitation is 1 115.6 mm; the period with the most intense rains is June through October (UZACHI, 2003).

According to the FAO/UNESCO classification (1990), the soil types found in the region include Lithosols, Rendzines and Cambisols. In the conifer forest area, the soils are acid and very thin (UZACHI, 2003). The altitude ranges between 2 000 and 3 000 m (UZACHI, 2003). The area comprises the following types of vegetation: pine forest, humid and subhumid pine-oak forest, and mountainous, mesophytic forest (Rzedowski, 1978; UZACHI, 2003).

From the information obtained from the *Programa de Manejo Forestal* (Forest Management Program) (UZACHI, 2003), forest land tenure is communal. The total forest surface is 805 ha, of which 643.5 ha are under management, and the rest are protected or conservation areas, or else, areas reserved for other productive activities. Yearly cut volumes range between 2 000 and 3 000 m<sup>3</sup>, with 40-year periods. The *Método de Desarrollo Silvícola* (MDS) (Silvicultural Development Method) is utilized with regenerative strip clear-cutting, combined with the *Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares* (MMOBI), (Mexican Method for Ordering Irregular Forests) and with the group-selection regeneration method. The main commercial species are *Pinus patula* Schiede ex Schltdl. et Cham., *Pinus ayacahuite* Ehrenb. ex Schltdl. and *Pinus pseudostrobus* Lindl.

### Field work

Two adjoining areas with similar climate, exposure and slope, separated by a creek (≈30 m), were located. Both were intervened in the year 2009 by means of a regenerative clear-cutting treatment in which all the commercial and non-commercial sized trees –pines, oaks and other broadleaves– were extracted. The clear-cutting areas include a rectangle space no larger than 1 ha, surrounded by conifer and broadleaf temperate forests.

Los residuos se picaron y apilaron en forma perpendicular a la pendiente, sin embargo solo en uno de los sitios se aplicó la quema de residuos, la cual constituyó en un tratamiento complementario de preparación del sitio, al concluir el aprovechamiento. En este tipo de prácticas se incineran todos los materiales de superficie (mantillo, hojarasca, y vegetación baja), así como los materiales finos aéreos (ramas, troncos delgados) que son de rápida combustión y queda sobre el terreno solo el material grueso (UZACHI, 2003).

Un año después de la intervención, en el 2010, se hizo una plantación con *P. patula* y *P. pseudostrabus* en los dos sitios descritos, con una densidad promedio de 1 600 individuos por hectárea. La planta utilizada procedió de semilla recolectada dentro del mismo bosque del área de estudio, y producida en el vivero comunal de La Trinidad. Posterior a la plantación no se realizó un seguimiento de la emergencia o supervivencia de plántulas, únicamente se aplicaron limpiezas para controlar la vegetación herbácea y arbustiva, de ahí la relevancia de evaluar estas características de historia de vida en la presente investigación.

### Banco de semillas

En cada área se ubicaron, en forma aleatoria, cuatro parcelas circulares de 100 m<sup>2</sup>; en las que se evaluó el banco de semillas, para lo cual se establecieron cuatro subparcelas de 4 m<sup>2</sup>, por lo que la superficie de muestreo total para cada condición fue de 16 m<sup>2</sup>. En las subparcelas se realizó el conteo de semillas en el mantillo y en los primeros 5 cm de profundidad del suelo. Las muestras fueron tamizadas y las semillas separadas se clasificaron como llenas y vanas (Daskalakou y Thanos, 1996; Tiscar, 2007). Para ello, se utilizó un separador por gravedad, cuyo principio es el peso de las semillas, y se consideró aquellas que tienen embrión como las que pesaban más, y por tanto tienen mayor potencial de germinación.

### Emergencia y supervivencia

Dentro de cada parcela de 100 m<sup>2</sup> se identificó toda la repoblación natural de especies de pinos presente desde el inicio del estudio (diciembre de 2011) y la que emergió a partir del 2012. Aunque solo se consignan los datos correspondientes a las plántulas de este último año. Los registros tiempo de emergencia y supervivencia se hicieron de manera mensual. Las causas de mortalidad, cuando se presentó, se registraron de acuerdo a lo siguiente: sequía (cotiledones o la estructura del individuo seca); daño físico (plántulas que murieron por daños durante la limpieza realizada en julio de 2012); y causa desconocida, para individuos que no fueron encontrados en los sitios de muestreo.

The residues were ground and piled perpendicularly to the slope; however, only in one of the sites were the residues burnt, as a complementary treatment in order to prepare the site after exploitation. In this type of practices, all the surface (topsoil, dead leaves and undergrowth) and fine aerial materials (branches, thin stems) are burnt; these burn rapidly, so that only thick materials remain on the ground (UZACHI, 2003).

One year after the intervention, in 2010, *P. patula* and *P. pseudostrabus* were planted in the two described sites, with an average density of 1 600 individuals per hectare. The utilized plants originated from collected seeds within the same forest in the study area, and were produced in the communal nursery of *La Trinidad*. Seedling emergence and seedling survival were not monitored after the planting; only clearings were applied in order to control the weeds and shrubs; hence the relevance of assessing these life history characteristics in this study.

### Seed bank

Four 100 m<sup>2</sup> circular plots were located at random. The seed bank in these was first assessed. For this purpose, four 4 m<sup>2</sup> subplots were established; thus, the total sampling surface for each condition was 16 m<sup>2</sup>. The seeds in found the topsoil and in the first 5 cm of depth of the subplots were counted. The samples were sifted, and the seeds were separated and classified as full or void (Daskalakou and Thanos, 1996; Tiscar, 2007), using a gravity separator based on the seed weight, and those seeds containing an embryo were regarded as the heaviest and therefore as the ones with the highest germination potential.

### Emergence and survival

Subsequently, the entire natural repopulation of pine species present from the start of the study (in December 2011), as well as that which has emerged since 2012 was identified within each 100 m<sup>2</sup> plot. However, only the data of the seedlings of this last year were registered, whereas the emergence and survival time were recorded on a monthly basis. The causes of mortality, when this occurred, were classified as drought (for cotyledons or the dry structure of the individual), physical damage (for seedlings that died due to damage during the clearing performed in July 2012), and unknown cause (for individuals not found in the sampling sites).

### Statistical analyses

The data were analyzed using a generalized linear model (GLM) based on the Poisson distribution with the link log function (Kerr *et al.*, 2008; Otto *et al.*, 2010). A significance level of  $\alpha \leq 0.05$  was considered; this made it possible to detect differences between the areas with (CQ) and without (SQ)



## Análisis estadísticos

El análisis de los datos se hizo con un modelo lineal generalizado (GLM), a partir de la distribución *Poisson* con la función logit (Kerr *et al.*, 2008; Otto *et al.*, 2010). Se tomó en cuenta un nivel de significancia de  $\alpha \leq 0.05$ , lo cual permitió detectar diferencias entre el área con quema (CQ) y sin quema (SQ). El método propuesto es el más adecuado para variables de conteo (Balzarini *et al.*, 2008; Kerr *et al.*, 2008).

La supervivencia de plántulas del primer año se analizó mediante la función de supervivencia del procedimiento *LIFETEST* de SAS (SAS versión 9.0), que estima las probabilidades de supervivencia y compara entre curvas de supervivencia, para detectar si existen diferencias estadísticas significativas entre ellas a través de pruebas estadísticas como la de *Wilcoxon* (SAS, 2002). La ecuación es la siguiente:

$$S(t) = Pr (T > t)$$

Donde:

- $S(t)$  = Función de supervivencia
- $Pr$  = Probabilidad
- $T$  = Tiempo de vida de una plántula

Para comparar las curvas se utilizó la prueba de *Wilcoxon* ( $\alpha \leq 0.05$ ) (Castillo, 2013).

## Resultados y Discusión

### Banco de semillas

Se obtuvo una mayor cantidad de semillas en el banco de la condición sin quema (SQ), con diferencias significativas ( $z = 3.35$ ,  $p < 0.01$ ) respecto al banco de la condición con quema (CQ) (Figura 1). El promedio estimado ( $\pm$ DE) de semillas por hectárea en el tratamiento con quema fue de  $6\ 875 \pm 5\ 153.88$ , de las cuales el promedio de llenas y vanas fue de  $5\ 625 \pm 3\ 750$  y  $1\ 250 \pm 1\ 443.37$ , respectivamente (Figura 1). En contraparte, en el tratamiento sin quema, el promedio fue de  $60\ 625 \pm 43\ 892.62$  semillas, con un promedio de llenas y vanas de  $28\ 125 \pm 15\ 728.82$  y  $32\ 500 \pm 35\ 997.68$ , respectivamente (Figura 1). Resultados que concuerdan con estudios realizados por Korb *et al.* (2004) y Creech (2009), quienes citan que la quema de residuos elimina o altera de manera negativa el banco de semillas por las altas temperaturas que se generan, superiores a los  $270\ ^\circ\text{C}$  (PNUMA, 2005).

Es importante considerar que los pinos no forman bancos de semillas permanentes (Tomback *et al.*, 2001; Carrillo *et al.*, 2009), además el tiempo transcurrido de la intervención y quema al muestreo fueron dos años (2010 y 2011), periodo durante el cual la lluvia de semillas de árboles circundantes proveyó a las áreas estudiadas de un depósito dematerial;

residue burning. The proposed method is the most appropriate for count variables (Balzarini *et al.*, 2008; Kerr *et al.*, 2008).

First-year seedling survival was analyzed by the SAS *LIFETEST* procedure survival function (SAS version 9.0). This procedure estimates the probability of survival and carries out a comparison between survival curves in order to detect whether or not there are significant statistics between them, utilizing statistical tests such as *Wilcoxon's* (SAS, 2002). The equation is the following:

$$S(t) = Pr (T > t)$$

Where:

- $S(t)$  = Survival function
- $Pr$  = Probability
- $T$  = Seedling lifetime

The curves were compared using *Wilcoxon's* test ( $\alpha \leq 0.05$ ) (Castillo, 2013).

## Results and Discussion

### Seed bank

A larger amount of seeds was obtained from the seed bank without residue burning (SQ) than from the bank with residue burning (CQ), with significant differences ( $z = 3.35$ ,  $p < 0.01$ ) (Figure 1). The estimated average number ( $\pm$ DE) of seeds per hectare was  $6\ 875 \pm 5\ 153.88$ ; the average number of full and of void seeds obtained was  $5\ 625 \pm 3\ 750$  and  $1\ 250 \pm 1\ 443.37$ , respectively (Figure 1). In contrast, the average in the treatment without burning was  $60\ 625 \pm 43\ 892.62$  seeds per hectare; which the mean of full and void seeds corresponds to  $28\ 125 \pm 15\ 728.82$  and  $32\ 500 \pm 35\ 997.68$ , respectively (Figure 1). These results agree with those of studies performed by Korb *et al.* (2004) and Creech (2009), according to whom residue burning eliminates or negatively affects the seed bank due to the high temperatures that it generates, of above  $270\ ^\circ\text{C}$  (PNUMA, 2005).

It is important to consider that pines do not form permanent seed banks (Tomback *et al.*, 2001; Carrillo *et al.*, 2009); besides, the lapse between intervention and burning at the time of the sampling was two years (2010 and 2011). During this period, the rain of seeds from the surrounding trees provided the study areas with a seed deposit—a more important source than the soil seed reservoir (Dalling, 2002; Castillo, 2013). This may be the reason why CQ plots had a higher percentage of full seeds (81.82 %) than of void seeds (18.18 %), unlike SQ plots, where there are no significant differences between the number of full seeds (53.60 %) and that of void seeds (43.39 %).



f fuente más importante que el reservorio de semillas en el suelo (Dalling, 2002; Castillo, 2013). Lo anterior, puede ser la razón del porqué las parcelas CQ tuvieron un porcentaje más alto de semillas llenas (81.82 %) que vanas (18.18 %), en contraste con las parcelas SQ, cuyo porcentaje no difiere significativamente entre semillas llenas (53.60 %) y vanas (43.39 %).

La renovación del banco de semillas después de ocurrida la quema de residuos y el posterior depósito de cestas contribuyó a que el área SQ aiente con una cantidad superior de semillas; sin embargo, su baja viabilidad (Tomback *et al.*, 2001; Pausas *et al.*, 2004; Carrillo *et al.*, 2009; Marañón *et al.*, 2013) incrementa el número de vanas. En ambas áreas, la lluvia de semillas constituye un aporte importante para la repoblación de los pinos, como se indica en diversas investigaciones (Izhaki *et al.*, 2000; Dalling, 2002; Larson y Franklin, 2005; Otto *et al.*, 2010; Marañón *et al.*, 2013); no obstante, la cantidad promedio de semillas, considerando ambos sitios, es menor a la determinada por Castillo (2013) para *P. patula*, en el estado de Hidalgo, y mayor a la observada por Carrillo *et al.* (2009) en el estado de Puebla; por lo que sería importante a futuro evaluar los factores que inciden en la producción anual de semillas de las especies de pino del área estudiada.

The renewal of the seed bank after the burning of the residues and the subsequent basket placement increases the number of seeds in the SQ area; however, their low viability (Tomback *et al.*, 2001; Pausas *et al.*, 2004; Carrillo *et al.*, 2009; Marañón *et al.*, 2013) results in a larger number of void seeds. In both areas, the seed rain is a major contribution to the repopulation of pines, as is shown by various researches (Izhaki *et al.*, 2000; Dalling, 2002; Larson and Franklin, 2005; Otto *et al.*, 2010; Marañón *et al.*, 2013). Notwithstanding, the average number of seeds from both sites is lower than that determined by Castillo (2013) for *P. patula* in the state of Hidalgo, and higher than that observed by Carrillo *et al.* (2009) in the state of Puebla; therefore, it would be important to make a projected evaluation of the factors that have an impact on the annual production of seeds of the pine species in the studied area.

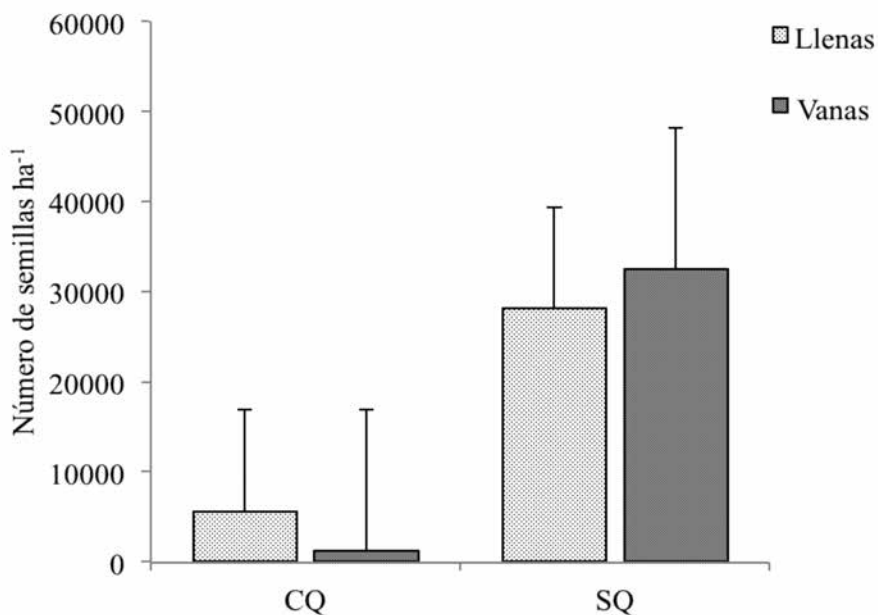


Figura 1. Número de semillas por hectárea de especies de *Pinus* spp. en áreas tratadas con corta de regeneración a matarrasa con quema de residuos (CQ) y sin quema (SQ) en el bosque templado de La Trinidad, Ixtlán, Oaxaca.

Figure 1. Number of seeds of *Pinus* spp. species per hectare in areas treated with regenerative clear-cutting with residue burning (CQ) and without residue burning (SQ) in the temperate forest of La Trinidad, Ixtlán, Oaxaca.



## Emergencia de plántulas

Se obtuvieron diferencias significativas en la emergencia ( $z= 10.535$ ,  $p= 0.0472$ ) y supervivencia ( $z= 10.54$ ,  $p= 0.0472$ ) de plántulas entre las condiciones SQ y CQ. La densidad de plántulas emergidas por hectárea para la condición SQ fue de  $1\ 450 \pm 640.31$ , con un promedio de supervivencia de  $800 \pm 489.89$  plántulas  $ha^{-1}$ , al final del periodo de medición.

En cambio, la densidad de plántulas emergidas por hectárea en CQ fue de  $1\ 000 \pm 547.72$ , con un promedio de supervivencia de  $625 \pm 450$  plántulas  $ha^{-1}$  (Cuadro 1). Resultado menor al registrado en áreas de bosque de pino bajo manejo forestal y en zonas donde han ocurrido incendios. Rebotaro y Cabrelli (2011) documentan en Argentina  $27\ 000$  plántulas  $ha^{-1}$  en una plantación de *P. elliotii* Engelm., aprovechada mediante fajas, o la citada por Castillo (2013) para *P. patula* ( $1\ 875$   $ha^{-1}$ ) en un sitio bajo aprovechamiento de árboles Padre en el estado de Hidalgo, México. Se sugiere que la baja densidad de plántulas en CQ se asocia al reducido número de semillas observadas en el banco del suelo. Al respecto, Pausas *et al.* (2003) indican que una densidad menor a  $4\ 500$  plántulas  $ha^{-1}$  es una densidad baja, y es consecuencia de incendios que afectan el banco de semillas.

## Seedling emergence

Significant differences in seedling emergence ( $z= 10.535$ ,  $p= 0.0472$ ) and survival rates ( $z= 10.54$ ,  $p= 0.0472$ ) were observed between SQ and CQ conditions. The density of emerged seedlings per hectare for the SQ condition was  $1\ 450 \pm 640.31$ , with an average survival of  $800 \pm 489.89$  seedlings  $ha^{-1}$  at the end of the assessed period.

Conversely, the density of the seedlings emerged per hectare in the CQ condition was  $1\ 000 \pm 547.72$ , with an average survival of  $625 \pm 450$  seedlings  $ha^{-1}$  (Table 1). This figure is lower than that recorded in pine forests under forest management and in areas where there have been fires. Rebotaro and Cabrelli (2011) document in Argentina  $27\ 000$  seedlings  $ha^{-1}$  in a *P. elliotii* Engelm. plantation exploited in strips, or in the *P. patula* plantation ( $1\ 875$   $ha^{-1}$ ) studied by Castillo (2013), in a site with exploitation of parent trees in the state of Hidalgo, Mexico. It is suggested that the low seed density in CQ is associated to the reduced number of seeds observed in the seed bank. In this respect, Pausas *et al.* (2003) consider that a density of less than  $4\ 500$  seedlings  $ha^{-1}$  is low and results from fires affecting the seed bank.

Cuadro 1. Densidad por hectárea ( $\pm$ DE) de emergencia y supervivencia de plántulas en áreas intervenidas con corta de regeneración en matarrasa y quema de residuos en La Trinidad, Xiacuí, Oaxaca.

Tratamiento	Valores	Emergencia	Supervivencia
Con quema	Promedio	$1\ 000 \pm 547.72$	$625 \pm 450$
	Valor mínimo	400	100
	Valor máximo	1 600	1 000
Sin quema	Promedio	$1\ 450 \pm 640.31$	$800 \pm 489.89$
	Valor mínimo	500	200
	Valor máximo	1 900	1 400

\*CQ = Con quema; SQ = Sin quema.

Table 1. Density ( $\pm$ DE) of seedling emergence and survival per hectare in intervened areas with regenerative clear-cutting accompanied by residue burning in La Trinidad, Xiacuí, Oaxaca.

Treatment	Values	Emergence	Survival
With burning	Average	$1\ 000 \pm 547.72$	$625 \pm 450$
	Minimum value	400	100
	Maximum value	1 600	1 000
Without burning	Average	$1\ 450 \pm 640.31$	$800 \pm 489.89$
	Minimum value	500	200
	Maximum value	1 900	1 400

\*CQ = With residue burning; SQ = Without residue burning.

El registro mensual de la emergencia y supervivencia durante 2012 evidenció emergencia de enero a julio en ambas condiciones, aunque la máxima incidencia se presentó en abril y mayo en CQ y SQ, respectivamente (Figura 2a y b). Una menor emergencia se observó en el mes de septiembre en CQ (Figura 2a), así como en septiembre y noviembre en SQ (Figura 2b). La emergencia de plántulas está relacionada a condiciones de temperatura y humedad adecuadas para su desarrollo (Daskalakou y Thanos, 2004; Lee *et al.*, 2004; Tiscar, 2007; Castillo, 2013). En el área de estudio, la humedad no parece ser un factor limitante por el tipo de clima que prevalece [C(w<sub>2</sub>)(w)big] y que se caracteriza por la presencia de un período lluvioso de moderado a intenso que inicia a mediados de mayo y concluye a mediados de octubre (promedio mensual de 137.22 mm), mientras que la media de enero a abril es de 17.3 mm (Serrano *et al.*, 2005). La mayor emergencia se obtuvo en abril y mayo, la cual se relaciona con un aumento en la temperatura, cambio en el fotoperíodo (de 11.5 horas a 12.4 horas, a partir del mes de abril), en combinación con la disponibilidad de humedad (información de la estación meteorológica de Ixtlán de Juárez, Oaxaca para las décadas 1960 y 1995), sin embargo es necesario evaluar a futuro este aspecto para probar dicha hipótesis.

La mortalidad de plántulas en CQ se presentó en abril, junio, agosto, noviembre y diciembre. Sus causas fueron la sequía (33.33 %) y el daño físico (20 %), aunque en una alta proporción de plántulas muertas correspondió a causa desconocida (46.66 %) (Cuadro 2). Asimismo, en la condición SQ se tuvo mortalidad de plántulas en los meses de marzo, junio, julio, agosto y noviembre por sequía (26.92 %), daño físico (26.92 %) y causa desconocida (46.15 %) (Cuadro 2).

The monthly record of seedling emergence and survival during 2012 evidenced seedling emergence from January to July under both conditions, although the highest incidence occurred in April and May in CQ and SQ, respectively (Figure 2a and b). A smaller emergence occurred in September under CQ and SQ conditions, as well as in September and November under SQ conditions (Figure 2b). Seedling emergence is related to adequate temperature and humidity levels for its development (Daskalakou and Thanos, 2004; Lee *et al.*, 2004; Tiscar, 2007; Castillo, 2013). In the study area, humidity does not appear to be a limiting factor due to the prevailing type of climate [C(w<sub>2</sub>)(w) big] with a moderate to intense rainy season beginning in May and finishing in mid-October (a monthly average of 137.22 mm), whereas in January through April the mean is 17.3 mm (Serrano *et al.*, 2005). It has been suggested that the highest emergence that has occurred in April and May is related to an increase in temperature, to a change in the photoperiod (11.5 to 12.4 hours, since April), in combination with the availability of moisture (information by the weather station in Ixtlán de Juárez, Oaxaca, for the 1960s and 1995s).

Seedling mortality in CQ occurred in April, June, August, November, and December. Its causes were droughts (33.33 %) and physical damage (20 %), while a higher proportion of dead seedlings was due to unknown causes (46.66 %) (Table 2). Likewise, under SQ conditions, seedling mortality occurred in March, June, July, August and November due to droughts (26.92 %), physical damage (26.92 %) and unknown causes (46.15 %) (Table 2).



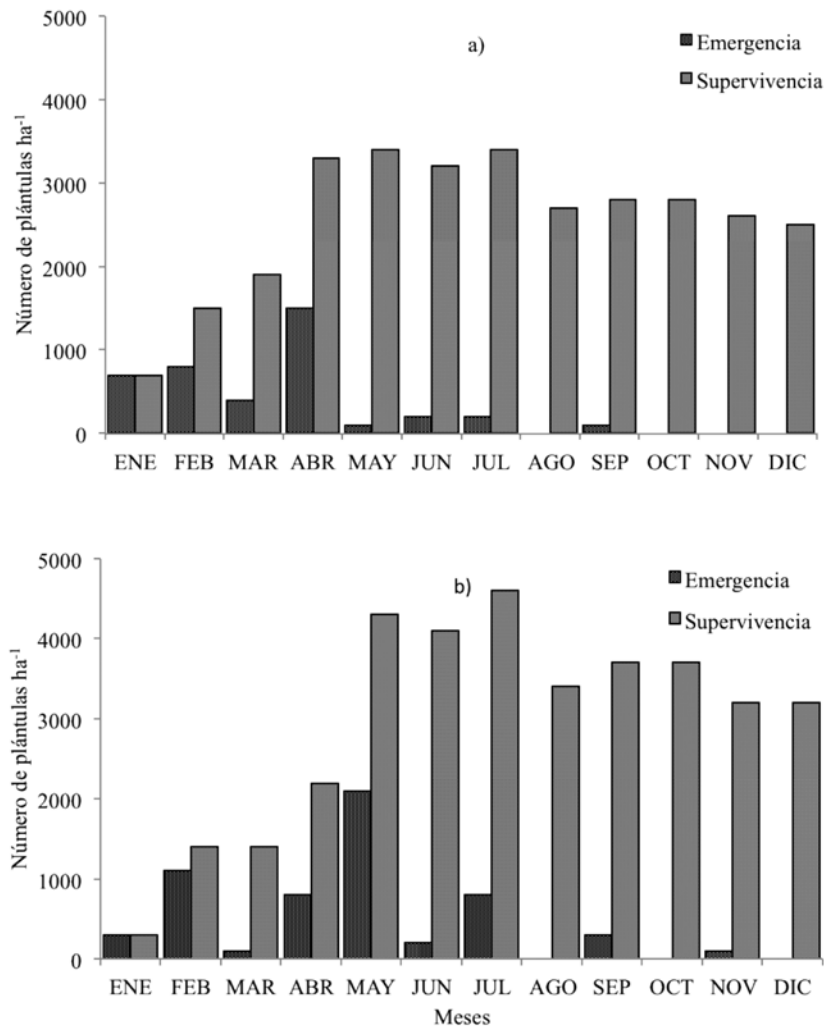
Cuadro 2. Número de plántulas (± desviación estándar) por causas de mortalidad en áreas intervenidas con corta de regeneración en matorrasa y quema de residuos en La Trinidad, Xiacuí, Oaxaca.

Tratamiento	Valores	Sequía	Daño físico	Causa desconocida
Con quema	Promedio	125 ± 50	75 ± 95.74	175 ± 125.83
	Valor mínimo	100	0	0
	Valor máximo	200	200	300
Sin quema	Promedio	175 ± 95.74	175 ± 95.74	300 ± 244.94
	Valor mínimo	100	100	100
	Valor máximo	300	300	600



Table 2. Number of seedlings ( $\pm$  standard deviation) by mortality cause in intervened areas with regenerative clear-cutting and residue burning in *La Trinidad, Xiacuí, Oaxaca*.

Treatment	Values	Drought	Physical damage	Unknown cause
With burning	Average	125 $\pm$ 50	75 $\pm$ 95.74	175 $\pm$ 125.83
	Minimum value	100	0	0
	Maximum value	200	200	300
Without burning	Average	175 $\pm$ 95.74	175 $\pm$ 95.74	300 $\pm$ 244.94
	Minimum value	100	100	100
	Maximum value	300	300	600

Figura 2. Emergencia y supervivencia de plántulas del primer año de especies de pino por condición en sitios con corta de regeneración a matarrasa con quema (a) y sin quema (b) de residuos en *La Trinidad, Oaxaca*.Figure 2. First-year seedling emergence and survival of pine species by condition in sites with regenerative clear-cutting accompanied by residue (a) and without residue burning (b) in *La Trinidad, Oaxaca*.

## Supervivencia de plántulas

No se detectaron diferencias significativas entre las condiciones CQ y SQ en la supervivencia de plántulas. La probabilidad de supervivencia al terminar el periodo de evaluación para CQ fue de 0.441, con 62 % de individuos vivos de los registrados al inicio del estudio. En SQ la probabilidad de supervivencia al final del trabajo fue de 0.502, con 55 % de los individuos censados vivos (Figura 3). Sobre el particular, Pausas *et al.* (2003) señalan que no siempre existe clara relación entre la supervivencia de plántulas y el factor incendio.

La supervivencia en este estudio fue superior a la consignada para otras áreas de bosque de pino. Lee *et al.* (2004) documentan una supervivencia para *P. densiflora* Siebold & Zucc. de 10 %, a los 160 días; y de 0 %, a los 180 días en condiciones de bosque sin dosel. Tiscar (2007) indica una supervivencia de 55.8 %, a los 45 días; y de 5.56 %, a los 100 días para plántulas de *P. nigra* subsp. *salzmannii* (Dunal) Franco. No obstante, es similar a la citada por Daskalaku y Thanos (2004) para *P. halepensis* Miller (60 %), y por Castillo (2013) para *P. patula* (53 %). Una de las causas principales de mortalidad en plántulas es la sequía (Otto *et al.*, 2010). En el caso de La Trinidad, Oax., esa también fue una de las causas identificadas, aunque el mayor porcentaje de mortalidad no pudo ser atribuido a un factor específico, ya que simplemente las plántulas no se observaron en el periodo de mediciones.

## Seedling survival

No significant differences in seedling survival were detected between the CQ and SQ conditions. The probability of survival at the end of the assessment period for CQ was 0.441, with 62 % of the living individuals registered at the beginning of the study. In SQ, the probability of survival at the end of the study was 0.502, with 55 % of the registered living individuals (Figure 3). In this regard, Pausas *et al.* (2003) suggest that there is not always a clear relationship between seedling survival and the forest fire factor.

Survival rates in this study were above those registered for other pine forest areas. Lee *et al.* (2004) record a survival rate of 10 % for *P. densiflora* Siebold & Zucc. after 160 days, and of 0 % after 180 days in forests without a canopy. Tiscar (2007) indicates a survival rate of 55.8 % after 45 days, and of 5.56 % after 100 days for *P. nigra* subsp. *salzmannii* (Dunal) Franco seedlings. However, this is similar to the survival rate documented by Daskalaku and Thanos (2004) for *P. halepensis* Miller (60 %), and by Castillo (2013) for *P. patula* (53 %). One of the main causes of seedling mortality is drought (Otto *et al.*, 2010). In the case of *La Trinidad, Oax.*, drought also was one of the identified causes, although the largest percentage of mortality could not be ascribed to a specific cause because the seedlings were simply not under observation during the measurement period.

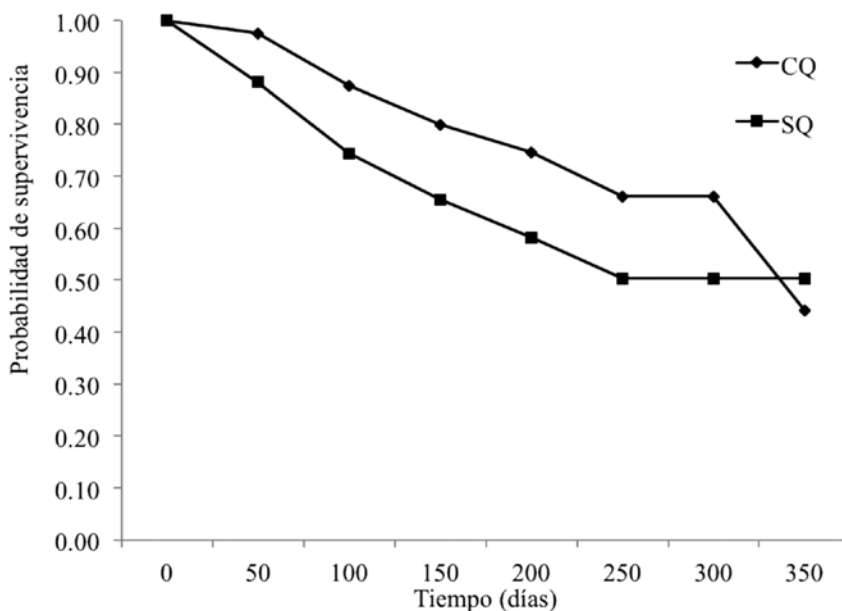


Figura 3. Supervivencia de plántulas del primer año de especies de pino en sitios con corta de regeneración a matarrasa con quema (CQ) y sin quema (SQ) de residuos en La Trinidad, Xiacuí, Oaxaca.

Figure 3. First-year seedling survival of pine species in sites with regenerative clear-cutting accompanied by residue burning (CQ) and without residue burning (SQ) in *La Trinidad, Xiacuí, Oaxaca*.

## Recomendaciones para el manejo forestal local

Se consideró al banco de semillas presente en el piso forestal en sitios con corta de regeneración a matarrasa, como un precursor importante para la repoblación de especies de pino. Sin embargo, es recomendable realizar investigaciones sobre la dinámica de dispersión de semillas desde los rodales adyacentes hacia las áreas intervenidas con cortas de regeneración a matarrasa, y la capacidad de germinación de las semillas llenas tanto del banco del dosel, como del suelo. Trabajos futuros deberán incluir comparaciones con el banco de semillas del suelo en bosques de pino sin intervención, con la finalidad de tener una mejor referencia sobre la dinámica natural de las especies de pino en el área de interés. Además de, que por la variabilidad de las especies de pino en la producción de semillas (Nyland, 1996; Smith *et al.*, 1997), y lo fluctuante que pueden ser las condiciones ambientales adecuadas para su establecimiento (Johnson y Fryer, 1996) es conveniente evaluar las etapas del proceso de repoblación (diseminación, germinación, emergencia y otros) durante varios años para obtener patrones de comportamiento confiables. Cabe señalar, la existencia de estudios con ese enfoque para algunas especies del género *Pinus* (Koskela *et al.*, 1995; Tomback *et al.*, 2001; Daskalidou y Thanos, 2004; Hancock *et al.*, 2005; Otto *et al.*, 2010; Rebottaro y Cabrelli, 2011).

El uso de la repoblación natural en bosques bajo aprovechamiento maderable es un pilar fundamental, si se quiere aplicar un manejo forestal más orientado hacia la conservación de la variabilidad genética natural (Larsen y Nielsen, 2007). Lo anterior es relevante para la región de la Sierra Norte de Oaxaca, donde se localiza el área de estudio, ya que posee alta diversidad de *Pinus* spp. (Torres, 2004). Trabajos como el presente contribuyen de manera importante a la incorporación de la repoblación natural como parte del manejo forestal local, con o sin la aplicación de quema de residuos.

## Conclusiones

El banco de semillas del suelo tiene densidades bajas de semillas, lo cual es más evidente en el área con quema de residuos. De igual manera, no hay un efecto positivo de la quema de residuos en la emergencia y supervivencia de plántulas. En cuanto a la supervivencia, los resultados no permiten relacionar de manera positiva el impacto de la quema de residuos con la probabilidad de supervivencia de las plántulas, debido a que las causas de mortalidad fueron similares en las dos condiciones evaluadas. Por lo tanto, la quema de residuos es una práctica innecesaria para fomentar la repoblación natural de especies de pino en La Trinidad, Oax.



## Local forest management recommendations

This study regards the seed bank present in the forest floor in sites with regenerative clear-cutting as a significant precursor to the repopulation of pine species. However, it is also advisable to carry out research on the dynamics of dispersion of seeds from the adjoining stands toward the intervened areas with regenerative clear-cutting, as well as on the germination capacity of the full seeds from both the canopy and the soil banks. Future studies must consider comparing the soil bank seed in uninvolved pine forests in order to have a better reference on the natural dynamics of pine species in the area of interest. Besides, due to the variability of the pine species as to seed production (Nyland, 1996; Smith *et al.*, 1997) and to the fluctuating environmental conditions that are appropriate for their establishment (Johnson and Fryer, 1996), it is advisable to assess the stages of the repopulation process (dissemination, germination, emergence and others) for several years in order to obtain reliable behavioral patterns. It is worth noting that this type of studies do exist for certain species of the *Pinus* genus (Koskela *et al.*, 1995; Tomback *et al.*, 2001; Daskalidou and Thanos, 2004; Hancock *et al.*, 2005; Otto *et al.*, 2010; Rebottaro and Cabrelli, 2011).

The use of natural repopulation in forests under timber exploitation is a mainstay, if forest management toward the preservation of natural genetic variability (Larsen and Nielsen, 2007) is desired. This is relevant, considering that the Northern Sierra region of Oaxaca, where the study area is located, has a high diversity of *Pinus* spp. (Torres, 2004). Studies like the present one contribute significantly to the incorporation of natural repopulation to local forest management, with or without residue burning.

## Conclusions

The underground seed bank has low seed densities; this is more evident in the area with residue burning. There seem to be no positive effects of residue burning on seedling emergence or survival. Likewise, the results do not allow establishing a positive relationship between the impact of residue burning on the probability of seedling survival, as the causes of mortality were similar in the two assessed conditions. Therefore, residue burning is unnecessary for promoting the natural repopulation of pine species in *La Trinidad, Oax.*

Sampling emergence is more related to the environmental conditions of temperature and changes in photoperiod while survival was related, mainly, to drought factors. 🌱

## Conflict of interests

The authors declare no conflict of interests.

La emergencia de plántulas está más relacionada con las condiciones ambientales de temperatura y cambios en el fotoperiodo, mientras que la supervivencia se relacionó, en mayor medida, con factores como la sequía

## Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

## Contribución por autor

Rosario Ramírez Santiago: diseño del estudio, muestreo en campo, análisis estadísticos, escritura del manuscrito; Gregorio Ángeles Pérez: diseño del estudio, definición de metodología, análisis estadísticos, revisión y corrección del manuscrito; Ricardo Clark Tapia: aporte de información para escritura del manuscrito, revisión y corrección del manuscrito; Víctor Manuel Cetina Alcalá: revisión del manuscrito; Ofelia Plascencia Escalante: revisión del manuscrito, auxiliar en la traducción del resumen; Patricia Hernández de La Rosa: revisión y corrección del manuscrito.

## Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo de la Ing. Jeniffer Vargas y M.C. Lorena Estrada por su valiosa ayuda en la traducción del resumen; así como al Comisariado de Bienes Comunales de La Trinidad y al Ing. Eusebio Roldán, director técnico forestal de UZACHIL, por su interés en la realización del estudio. A los estudiantes de la UNSIJ y al Ing. Taurino H. Ramírez, quienes colaboraron en el trabajo de campo. Por último agradecemos el apoyo y financiamiento del proyecto de Ciencia Básica-CONACYT 180790.

## Referencias

- Balzarini M., G. L. González, M. Tablada, F. Casanoves, J. A. Di Rienzo y C. W. Robledo. 2008. Manual del Usuario. Ed. Brujas. Córdoba, Argentina. 336 p.
- Carrillo, F., G. Vera, O. S. Magaña, J. M. Guldin and R. P. Guries. 2009. Seeds stored in the forest floor in a natural stand of *Pinus montezumae* Lamb. *Revista Ciencia Forestal en México* 34(106): 41-60.
- Castillo, O. 2013. Lluvia de semillas y emergencia de plántulas de *Pinus patula* Schiede ex Schltdl. et Cham. en Zacualtipán, Hidalgo. Tesis de maestría. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Texcoco. Edo. de Mex., México. 56 p.
- Creech, N. M. 2009. Revegetation potential of slash pile burn sites in the longleaf pine ecosystem. Thesis of Master Degree. The University of Georgia. Athens, GA, USA. 121 p.
- Daskalidou, N. E. and C. A. Thanos. 1996. Aleppo Pine (*Pinus halepensis*) Postfire Regeneration: The Role of Canopy and Soil Seed Banks. *International Journal of Wildland Fire* 6(2): 59-66.
- Daskalidou, N. E. and C. A. Thanos. 2004. Postfire regeneration of Aleppo pine - the temporal pattern of seedling recruitment. *Plant Ecology* 171: 81-89.
- Dalling, W. J. 2002. Ecología de semillas. In: Guariguata, M. E. y G. H. Kattan (eds.). *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. Libro Universitario Regional (EULAC-GTZ). Cartago, Costa Rica. pp. 344-375.
- García, E. 1988. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. (Para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). 4ª ed. Offset Larios. México, D.F., México. 246 p.
- Hancock, M., S. Egan, R. Summers, N. Cowie, A. Amphlett, S. Rao and A. Hamilton. 2005. The effect of experimental prescribed fire on the establishment of Scots pine *Pinus sylvestris* seedlings on heather *Calluna vulgaris* moorland. *Forest Ecology and Management* 212: 199-213.

## Contribution by author

Rosario Ramírez Santiago: study design, in-field sampling, statistical analysis, writing of the manuscript; Gregorio Ángeles Pérez: study design, methodology determination, statistical analysis, revision and editing of the manuscript; Ricardo Clark Tapia: contributed information for the writing, revision and editing of the manuscript; Víctor Manuel Cetina Alcalá: revision of the manuscript; Ofelia Plascencia Escalante: revision of the manuscript, auxiliary translator of the abstract; Patricia Hernández de La Rosa: revision and editing of the manuscript.

## Acknowledgements

The authors wish to express their gratitude to Eng. Jeniffer Vargas and to Lorena Estrada, MSc, for their valuable help in the translation of the abstract, as well as to the *Comisariado de Bienes Comunales de La Trinidad* (Office of the Commissioner of Communal Lands of La Trinidad); to Eng. Eusebio Roldán, technical forestry director of UZACHIL, for his interest in the fulfillment of this study, and to the students of UNSIJ and to Eng. Taurino H. Ramírez, who participated in the field work. Finally, the authors are grateful for the support and financing by the 180790 CONACYT-Basic Science project.

*End of the English version*



- Izhaki, I., N. Henig and G. Ne'eman. 2000. Soil seed banks in Mediterranean Aleppo pine forests: the effect of heat, cover and ash on seedling emergence. *Journal of Ecology* 88: 667-675.
- Johnson, E. A. and F. I. Fryer. 1996. Why Engelmann spruce does not have a persistent seed bank. *Canadian Journal of Forest Research* 26: 872-878.
- Kerr, G., P. Gosling, G. Morgan, V. Stokes, V. Cunningham and M. Parratt. 2008. Seed production and seedling survival in a 50-year-old stand of Corsican pine (*Pinus nigra* subsp. *laricio*) in southern Britain. *Forestry* 81: 525-541.
- Korb, E. J., N. C. Johnson and W. W. Covington. 2004. Slash Pile Burning Effects on Soil Biotic and Chemical Properties and Plant Establishment: Recommendations for Amelioration. *Restoration Ecology* 12 (1): 52-62.
- Koskela, J., J. Kuusipalo and W. Sirikul. 1995. Natural regeneration dynamics of *Pinus merkusii* in northern Thailand. *Forest Ecology and Management* 77 (1-3): 169-179.
- Larsen, J. B. and A. B. Nielsen. 2007. Nature-based forest management-Where are we going? Elaborating forest development types in and with practice. *Forest Ecology and Management* 238: 107-117.
- Larson, J. A. and J. F. Franklin. 2005. Patterns of conifer tree regeneration following an autumn wildfire event in the Western Oregon Cascade Range, USA. *Forest Ecology and Management* 218: 25-36.
- Lee, C. S., J. H. Kim, Y. Hoonbok and H. Young. 2004. Seedling establishment and regeneration of Korean red pine (*Pinus densiflora* S. et Z.) forests in Korea in relation to soil moisture. *Forest Ecology and Management* 199: 423-432.
- Nyland, R. D. 1996. *Silviculture. Concepts and Applications*. McGraw Hill. New York, NY, USA. 633 p.
- Marañón, S., J. Castro, J. I. Querejeta and E. Fernández. 2013. Post-fire wood management alters water stress, growth, and performance of pine regeneration in a Mediterranean ecosystem. *Forest Ecology and Management* 308: 231-239.

- Musálem, M. A., A. Velázquez y M. J. González. 1991. Repoblación natural de bosques templados -fríos en la región central de México. *Agrociencia serie Recursos Naturales Renovables* 1(3): 55-75.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura-Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (FAO-UNESCO). 1990. *Mapa Mundial de Suelos. Informes Sobre Recursos Mundiales de Suelos.* Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma, Italia. 142 p.
- Otto, R., E. García-del-Rey, P. Gil and J. M. Fernández-Palacios. 2010. The effect of fire severity on first-year seedling establishment in a *Pinus canariensis* forest on Tenerife, Canary Islands. *European Journal of Forest Research* 129: 499-508.
- Pakeman, R. J. and J. L. Small. 2005. The role of the seed bank, seed rain and the timing of disturbance in gap regeneration. *Journal of Vegetation Science* 16: 121-130.
- Pausas, J. G., N. Ouadah, A. Ferran, T. Gimeno and R. Vallejo. 2003. Fire severity and seedling establishment in *Pinus halepensis* Woodland, Eastern Iberian Peninsula. *Plant Ecology* 169: 205-213.
- Pausas, J. G., C. Bladé, A. Valdecantos, J. P. Seva, D. Fuentes, J. A. Alloza, A. Vilagrosa, S. Bautista, J. Cortina and R. Vallejo. 2004. Pines and oaks in the restoration of Mediterranean landscapes of Spain: New perspectives for an old practice - a review. *Plant Ecology* 171: 209-220.
- Programa de las Naciones Unidas por el medio ambiente (PNUMA). 2005. *Emisiones de dioxinas y furanos por quema incontrolada de biomasa.* Ginebra, Suiza. 32 p. <http://www.chem.unep.ch/pops/pdf/cpf/Informe%20Biomasa.pdf> (16 de septiembre de 2015).
- Puettmann, K. J., K. D. Coates and C. Messier. 2009. *A critique of Silviculture. Managing for complexity.* Island Press, Washington, DC, USA. 189 p.
- Rebottaro, L. S. y D. A. Cabrelli. 2011. Regeneración natural de *Pinus elliottii* en claros silvícolas: dinámica poblacional durante siete años. *Madera y Bosques* 17 (1): 49-70.
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México.* Editorial Limusa. México, D.F., México. 150 p.
- Serrano, V., M. M. Silva, M. A. Cano, G. Medina y A. Ruiz. 2005. *Estadísticas climáticas básicas del estado de Oaxaca (período 1961-2003).* Centro de Investigación Regional Pacífico Sur-Campo Experimental Valles Centrales. INIFAP. Oaxaca, Oax., México. 273 p.
- Statistical Analysis Systems Institute Inc. (SAS). 2002. *SAS/STAT User's Guide.* Cary, NC, USA. n/p.
- Smith, D. M., B. C. Larson, M. J. Kelty and M.S. Ashton. 1997. *The practice of silviculture applied forest ecology.* John Wiley and Sons. New York, NY, USA. 537 p.
- Tiscar, P. A. 2007. Dinámica de regeneración de *Pinus nigra* subsp. *salzmannii* al sur de su área de distribución: etapas, procesos y factores implicados. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 16 (2): 124-135.
- Torres, C. R. 2004. Tipos de Vegetación. In: García M., A. J., M. J. Ordóñez y M. Briones S. (eds). *Biodiversidad de Oaxaca.* Instituto de Biología, UNAM-Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza-World Wildlife Fund. México, D. F., México. pp. 105-117.
- Tomback, F. D., A. J. Anderies, K. S. Carsey, M. L. Powell and S. Mellmann. 2001. Delayed seed germination in whitebark pine and regeneration patterns following the Yellowstone fires. *Ecology* 82 (9): 2587-2600.
- Tsitsoni, T. K. 2009. Seed quality characteristics of *Pinus halepensis* - seed germination strategy and early seedling growth. *Web Ecology* 9: 72-76.
- Unión de Comunidades Forestales Zapotecas-Chinantecas (UZACHI). 2003. *Dirección Técnica Forestal. Programa de Manejo Forestal para el predio de Capulálpam de Méndez.* Municipio del mismo nombre (2003-2013). Distrito de Ixtlán, Oax., México. 200 p.









Artículo / Article

## Identificación de daños en el arbolado de tres parques del Distrito Federal

## Identification of tree damages of three parks of Mexico City

Alejandra Yunuen Zaragoza Hernández<sup>1</sup>, Víctor Manuel Cetina Alcalá<sup>1</sup>, Miguel Ángel López López<sup>1</sup>, Alicia Chacalo Hilú<sup>2</sup>, María de Lourdes de la Isla de Bauer<sup>3</sup>, Dionicio Alvarado Rosales<sup>4</sup> y Héctor González Rosas<sup>5</sup>

### Resumen

Los indicadores de salud permiten diagnosticar el estado fitosanitario y la evolución de los daños en los bosques; a nivel del arbolado, miden el tipo, la localización y la severidad que le provocan enfermedades, insectos, tormentas y actividades humanas. Para evaluar su efectividad en el área urbana, se aplicó la metodología utilizada por el Inventario Nacional Forestal y de Suelos de México y por el *Forest Inventory Analysis* con adaptaciones especiales. Los sitios de muestreo se establecieron dentro de los parques Alameda Norte, Alameda Oriente y Alameda Sur en el Distrito Federal. Se realizaron tres muestreos durante primavera-otoño (mayo a octubre 2011) y uno en invierno (noviembre 2011 a enero 2012). Se estimaron las distribuciones de frecuencia, el índice de severidad de daño (ISD) en cada parque y su ubicación dentro de cada uno. El principal problema identificado en los tres lugares fue el vandalismo. Tanto en la Alameda Norte como en la Alameda Sur se registró un número elevado de árboles muertos en pie. Las actividades antropogénicas y el escaso mantenimiento se relacionaron con las afectaciones detectadas más importantes, independientemente de la diversidad de especies. Los valores altos de ISD se observaron en árboles invadidos por muérdago, mientras que los más bajos, en árboles con señales de vandalismo.

**Palabras clave:** Abiótico, alamedas, arbolado, biótico, factores antropogénicos, vandalismo.

### Abstract

Forest health indicators allow the diagnosis of the general health condition of the woods and the evolution of damages in them; at the tree level, they measure the type, location, and severity of any injury caused by diseases, insects, storms, and human activities. In order to test its effectiveness, the methodology used and reported by the National Forest and Soil Inventory and the Forest Inventory Analysis with particular adaptations was applied in the urban area. The sampling sites were established in the *Alameda Norte*, *Alameda Oriente* and *Alameda Sur* of Mexico City. Three samplings were carried out during the spring to fall seasons (May to October, 2011) and one sampling during the winter season (November 2011 to January 2012). The type of damage, the tree damage frequency, the Damage Severity Index (DSI) and the damage spatial distribution within the parks were estimated. Overall, vandalism was identified as the main damage within the three parks. Both, in *Alameda Norte* and in *Alameda Sur* a high number of dead standing trees was found. Anthropogenic activities and a poor maintenance were related to the main tree damages, regardless of the forest species diversity. The high DSI values were observed in trees affected by mistletoe, while the lower values came from vandalized trees.

**Key words:** Abiotic, urban park, trees, biotic, anthropogenic factors, vandalism.

Fecha de recepción/date of receipt: 4 de mayo de 2015; Fecha de aceptación/date of acceptance: 28 de octubre de 2015.

<sup>1</sup> Programa Forestal. Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Correo-e: zaragoza.alejandra@colpos.mx

<sup>2</sup> Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco.

<sup>3</sup> Programa Hidrociencias. Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo.

<sup>4</sup> Programa Fitosanidad. Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo.

<sup>5</sup> Programa Fruticultura. Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo.

## Introducción

Los inventarios realizados en áreas verdes urbanas confirman que las decisiones de mayor impacto en la salud forestal son la densidad de plantación y la selección de especies. En las ciudades, la exposición crónica a la contaminación atmosférica, los daños asociados al vandalismo y los sitios de plantación incorrectos son factores que disminuyen la vitalidad del arbolado y lo hacen vulnerable al ataque de plagas y enfermedades (Smiley *et al.*, 2006; Tiddens y Cloyd, 2006; Chacalo y Corona, 2009; PAOT, 2010; Koeser *et al.*, 2013).

En una superficie clasificada como solo urbana con 630 km<sup>2</sup> en el Distrito Federal (D.F.), se calcula que el porcentaje de áreas verdes podría estar disminuyendo a razón de 3.7 % cada año. Esto implica una reducción del valor social y económico del arbolado, componente sin el cual no se justifica la inversión financiera destinada al manejo y al mantenimiento de los parques, lo que conduce a un deterioro paulatino de su salud, aspecto crucial en el ámbito de la arboricultura y la dasonomía urbana. Parecería, entonces, que los árboles se perciban más como un problema que como un bien económico, por lo que la opción es removerlos con frecuencia, pero sin sustituirlos (Chacalo *et al.*, 1994; McPherson, 2007; Chacalo y Corona, 2009).

La salud forestal se ha enfocado en el análisis de los factores bióticos y abióticos que afectan el vigor y la productividad, y que se manifiestan a través de síntomas en las estructuras que conforman al árbol. En este contexto, en el arbolado urbano el mayor impacto procede del ataque de plagas y patógenos y los daños de origen abiótico (elementos físicos, químicos y mecánicos) que afectan su desarrollo, y que deben considerarse primero en caso de detectarse algún problema en la masa. Por ejemplo, en los Estados Unidos de América los daños de este tipo se asociaron con pérdidas de hasta 20 % en algunos rodales, ya que predispusieron al arbolado al ataque por enfermedades en el sitio (Boa, 2003; Cibrián *et al.*, 2007).

Mediante el indicador "daños al arbolado" se puede evaluar el tipo, ubicación y severidad de los daños provocados por enfermedades, plagas, eventos meteorológicos y actividades humanas (FIA, 2002; FIA, 2012; INFyS, 2012). Es importante porque con esta información se promueven las investigaciones relacionadas con la detección específica en campo de los agentes causales, además de precisar el papel de los factores bióticos y abióticos como estresantes e influencias en los procesos inherentes al ecosistema forestal. En este trabajo se aplicó la metodología de dicho indicador, con modificaciones para áreas urbanas, para identificar y clasificar los principales problemas de salud, su distribución y severidad en el arbolado de tres parques en el Distrito Federal.

## Introduction

The surveys made in urban green areas confirm that the decisions of major impact on forest health are planting density and species selection. In cities, the chronic exposure to air pollution, damages linked to vandalism and the incorrect planting sites are factors reducing tree vitality and make it vulnerable to pests and diseases (Smiley *et al.*, 2006; Tiddens and Cloyd, 2006; Chacalo and Corona, 2009; PAOT, 2010; Koeser *et al.*, 2013).

In an area classified as urban land, 630 km<sup>2</sup>, in Mexico City, it is estimated that the percentage of green areas may be declining at a rate of 3.7 % per year. This implies a reduction of the social and economic value of the woodland component without which the financial investment in the management and maintenance of the parks is not justified, leading to a gradual deterioration of its health, a crucial aspect in the field of arboriculture and urban forestry. It would seem, then, that the trees are perceived more as a problem than as an economic good, so the option is to remove them frequently, but without replacement (Chacalo *et al.*, 1994; McPherson, 2007; Chacalo and Corona, 2009).

Forest health has focused on analyzing the biotic and abiotic factors that affect the vigor and productivity, and are exhibited through symptoms in the structures that make up the tree. In this context, urban trees, the greatest impact comes from pests and pathogens and abiotic damage (chemical physical, and mechanical elements) that affect their development, and that must be considered first if any problems are detected in the woodland. For example, in the United States of America damages of this sort were associated to losses of up to 20 % in some stands as they predisposed trees to the attack by disease on the site (Boa, 2003; Cibrián *et al.*, 2007).

By the "damage to trees" indicator, the type, location and severity of damage caused by disease, pests, weather events and human activities can be assessed (FIA, 2002; FIA, 2012; INFyS, 2012). It is important because with this information related investigations in field-specific detection of the causative agents are promoted, in addition to specify the role of biotic and abiotic factors and influences as stressful processes inherent to the forest ecosystem. In this paper the methodology of this indicator was applied, with modifications to urban areas, to identify and classify the major health problems, distribution and severity in the woodland of three parks in Mexico City.



## Materiales y Métodos

Los sitios de estudio fueron tres parques en el área urbana del D. F.: Alameda Oriente ( $19^{\circ}26'7.63''$  N -  $99^{\circ}03'18.53''$  O) en la delegación Venustiano Carranza; Alameda Norte ( $19^{\circ}30'4.25''$  N -  $99^{\circ}10'41.08''$  O) en la delegación Azcapotzalco y Alameda Sur ( $19^{\circ}18'32.70''$  N -  $99^{\circ}7'22.29''$  O) en la delegación Coyoacán (Figura 1). Estos parques se caracterizan por ser de acceso libre o poco restringido para los usuarios y son colindantes con avenidas y calles de tráfico vehicular intenso y constante.

Se establecieron conglomerados de cuatro parcelas circulares en forma de Y invertida de acuerdo con la metodología del Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFyS) y *Forest Inventory Analysis* (FIA) (FIA, 2002; FIA, 2012; INFyS, 2012), que fue ajustada para las áreas urbanas; cada parcela tenía una superficie individual de  $408.30\text{ m}^2$  y un radio de 11.4 m (Nowak, 2006; I-Tree, 2010; FIA, 2012; INFyS, 2012) y en ellas se hicieron los muestreos y la remediación. En la Alameda Norte se evaluó una superficie total de  $8\ 166\text{ m}^2$  (cinco conglomerados) y en las Alamedas Oriente y Sur,  $6\ 532\text{ m}^2$  (cuatro conglomerados cada una). Tres muestreos se realizaron en primavera-otoño (mayo-octubre 2011) y uno en invierno (noviembre 2011-enero 2012). Todos los árboles dentro de cada parcela se numeraron, se identificaron por especie y se evaluaron de acuerdo a los parámetros del indicador de daño.

Se registraron un máximo de dos daños por árbol. A partir

## Materials and Methods

The study sites were three parks in the urban area of Mexico City: *Alameda Oriente* ( $19^{\circ}26'7.63''$  N -  $99^{\circ}03'18.53''$  W) in *Venustiano Carranza*; *Alameda Norte* ( $19^{\circ}30'4.25''$  N -  $99^{\circ}10'41.08''$  W) in *Azcapotzalco* and *Alameda Sur* ( $19^{\circ}18'32.70''$  N -  $99^{\circ}7'22.29''$  W) in *Coyoacán* (Figure 1). These parks are characterized by their free or little restriction access to users and are adjacent to avenues and streets of intense and constant traffic.

Clusters of four circular plots were established in the form of an inverted Y, according to the INFyS and FIA methodology (FIA 2002; FIA, 2012; INFyS, 2012), which was adjusted for urban areas; each plot had a single area of  $408.30\text{ m}^2$  and a radius of 11.4 m (Nowak, 2006; I-Tree, 2010; FIA, 2012; INFyS, 2012) and sampling and re-measurement were made in them. In *Alameda Norte* a total area of  $8\ 166\text{ m}^2$  (five clusters) were evaluated and in *Alameda Oriente* and *Sur*,  $6\ 532\text{ m}^2$  (four clusters each). Three samples were taken in spring-autumn (May-October, 2011) and one in winter (November, 2011-January, 2012). All trees within each plot were numbered, were identified by species and evaluated according to the parameters of the indicator of damage.

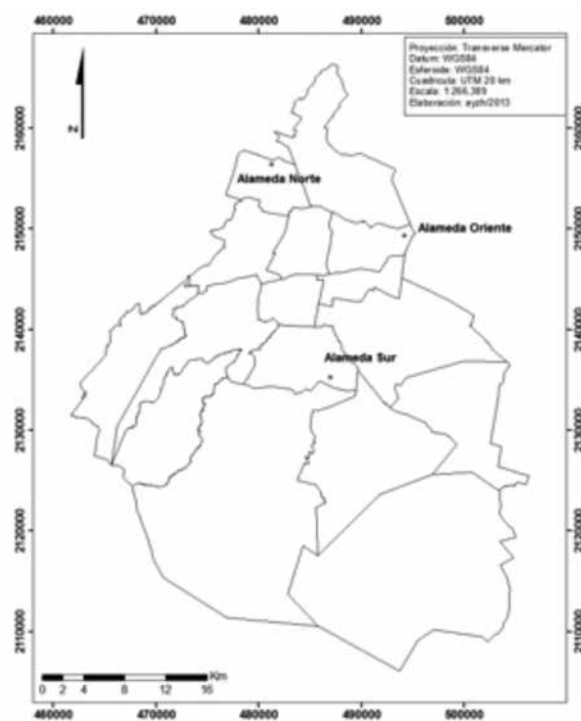


Figura 1. Parques seleccionados en el Distrito Federal para la evaluación de daños en el arbolado.

Figure 1. Parks of Mexico City where tree damage assessment was made.

de los de mayor probabilidad de ocurrir, se elaboraron códigos para el registro rápido de datos, pues se anotaron, además, la localización del daño, la severidad (de acuerdo con umbrales establecidos) y las especies forestales identificadas como más afectadas (Alvarado *et al.*, 2012).

La categoría “ningún daño” se aplicó a los árboles sanos o con afectaciones cuya severidad estaba por debajo del umbral establecido. El valor calculado para Índice de Severidad de Daño (ISD) por conglomerado se realizó con la fórmula:

$$ISD = \text{Naturaleza del agente causal} \times \text{Código de localización del daño}$$

que utiliza datos del tipo de daño, localización (Figura 2) y severidad (cuadros 1 y 2).

Para daños relacionados con plantas parásitas se empleó la fórmula:

$$ISD = \text{Naturaleza del agente causal} \times \text{Localización del daño} + \text{Severidad}$$

El código para naturaleza de agente causal se asignó con base en los daños que se advierten en las raíces y el fuste (tronco), que se consideran los más serios (FIA, 2002).

Los datos se analizaron para obtener distribuciones de frecuencia, valores de moda y percentiles para determinar los daños con mayor incidencia por sitio, así como el número de apariciones dentro de cada conglomerado y su relación con la especie forestal identificada. Se emplearon los programas SPSS para Windows versión 15.0 (SPSS, 2006) y ArcMap 10.2.2 (ArcGis-ESRI, 2014).

Up to two damage symptoms were recorded per tree. From the most likely to occur, codes for fast data were developed, as the location of the injury, severity (according to pre-established thresholds) and forest species identified as most affected were recorded as well (Alvarado *et al.*, 2012).

The “no harm” category applies to the healthy trees or damages whose severity was below the threshold. The calculated value for the Damage Severity Index (DSI) per cluster was performed with the formula:

$$DSI = \text{Nature of the causing agent} \times \text{Harm localization code}$$

which uses data of the kind of damage, localization (Figure 2) and severity (tables 1 and 2)

For damages related to parasitic plants, the following formula was used:

$$DSI = \text{Nature of the causing agent} \times \text{Harm localization} + \text{Severity}$$

The code for the nature of the causing agent is assigned from the damage that occur in roots and trunk, which are considered the most serious (FIA, 2002).

Data were analyzed for frequency distributions, Mode values and percentiles to determine the damages of the highest incidence by site as well as the number of occurrences within each cluster and its relation to the tree identified species. The SPSS programs for Windows 15.0 version (SPSS, 2006) and the 10.2.2 ArcMap (ArcGis-ESRI, 2014) were used.

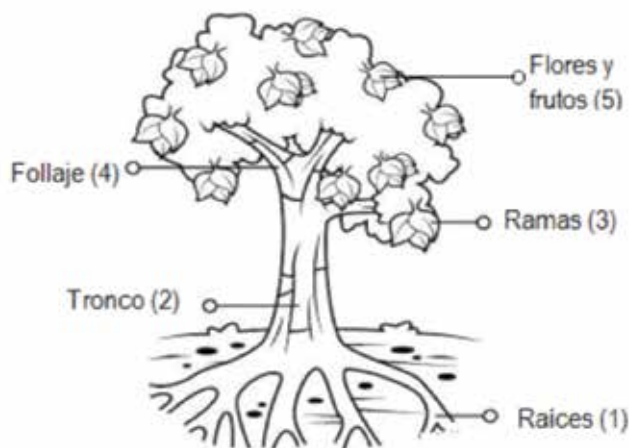


Figura 2. Localización de daños en el árbol.  
Figure 2. Places of tree damages.

Cuadro 1. Factores para el cálculo del Índice de Severidad de Daño (ISD) en el arbolado de los sitios.

Naturaleza del agente causal del daño			
Códigos	Agente de daño	Umbrales	Severidad
2		Abióticos (10000)	
	Altas temperaturas (10001)		
	Viento (10003)		
	Falta de agua (10005)	Cualquier daño $\geq$ 20 % en raíces, tronco, ramas o follaje	20 al 100 % (1 a 5)
	Partículas suspendidas (10009)		
	Deficiencias nutrimentales (10011)		
3		Antropogénicos (11000)	
	Daños por construcciones (11001)		
	Daños por vehículos		
	Compactación por senderismo (11003)	Cualquier daño $\geq$ 20 % en raíces, tronco, ramas o follaje	20 a 100 % (1 a 5)
	Compactación por tráfico vehicular		
	Vandalismo (11005)		
3		Enfermedades de raíz (13000)	
	<i>Ganoderma</i> sp.		
	<i>Laetiporus</i> sp.	Cualquier incidencia	20 a 100 % (1 a 5)
1		Putridores de fuste	
	<i>Phellinus</i> sp.	Cualquier daño $\geq$ 20 %	20 a 100 % (1 a 5)
2		Cancros (15000)	
	Cancro resinoso		
	<i>Tubercularia ulmea</i> J. C. Carter, 1947	Cualquier daño $\geq$ 20 %	20 a 100 % (1 - 5)
	<i>Cytospora chrysosperma</i> (Pers.) Fr., 1823		
2		Enfermedades de follaje (16000)	
	Manchas foliares (16001)	Cualquier daño $\geq$ 20 %	20 a 100 % (1 - 5)
	Cenicillas (16002)		
	Antracnosis	Valor 4-5: El follaje debe presentar daño $\geq$ 50 % de su superficie	
2		Insectos chupadores (21000)	
	<i>Glycaspis brimblecombei</i> Moore, 1975 (21001)		1-Ataques sucesivos y constantes (follaje verde, polvo, resinación)
	<i>Tropidosteptes chapingoensis</i> Carvalho & Rosas, 1965		2-Ataques previos (follaje marchito, poco follaje vivo, polvo, resinación)
	<i>Corythucha salicata</i> Gibson, 1918	Cualquier evidencia de un ataque exitoso	3-Punta muerta: follaje muerto en punta y verde en copa baja
	<i>Stenomacra marginella</i> Herrich-Schaeffer, 1850 (21004)		
2		Insectos de madera seca (22000)	
	Termitas (Isoptera) (22001)	Cualquier evidencia de un ataque exitoso	Severidad 1 a 3 como en insectos chupadores
1		Otros (23000)	
	Cola de cochino (23001)		
	Pájaro carpintero (23002)	Cualquier daño $\geq$ 20 %	20 a 100 % (1 a 5)

Table 1. Factors for the calculation of the Damage Severity Index (DSI) in the trees of the study sites.

Nature of the causing agent of damage			
Codes	Damage agent	Thresholds	Severity
2		Abiotic (10000)	
	High temperatures (10001)		
	Wind (10003)		
	Lack of water (10005)	Any damage $\geq$ 20 % in roots, stump, branches or foliage	20 to 100 % (1 to 5)
	Suspended particles (10009)		
	Nutritional deficiencies (10011)		
3		Antropogenic (11000)	
	Damages from buildings (11001)		
	Damages from cars		
	Compaction from trekking (11003)	Any damage $\geq$ 20 % in roots, stump, branches or foliage	20 to 100 % (1 to 5)
	Compaction from traffic		
	Vandalism (11005)		
3		Root diseases (13000)	
	<i>Ganoderma</i> sp.	Any incidence	20 to 100 % (1 to 5)
	<i>Laetiporus</i> sp.		
1		Stump rotting	
	<i>Phellinus</i> sp.	Any damage $\geq$ 20 %	20 to 100 % (1 to 5)
2		Cancers (15000)	
	Resinous cancer		
	<i>Tubercularia ulmea</i> J. C. Carter, 1947	Any damage $\geq$ 20 %	20 to 100 % (1 to 5)
	<i>Cytospora chrysosperma</i> (Pers.) Fr., 1823		
2		Foliage diseases (16000)	
	Leaf stains (16001)	Any damage $\geq$ 20 %	20 to 100 % (1 to 5)
	Ashes (16002)		
	Antracnosis	4-5 Value: Foliage must have $\geq$ 50 % of their area	
2		Sucking insects (21000)	
	<i>Glycaspis brimblecombei</i> Moore, 1975 (21001)		1-Succesive and continuous attacks (green foliage, dust, resin production)
	<i>Tropidosteptes chapingoensis</i> Carvalho & Rosas, 1965	Any evidence of a successful attack	2-Previos attacks (withered foliage few green foliage, dust, resin production)
	<i>Corythucha salicata</i> Gibson, 1918		3-Dead tip: dead foliage in the tip and green in the lower crown
	<i>Stenomacra marginella</i> Herrich-Schaeffer, 1850 (21004)		
2		Dry wood insects (22000)	
	Termites (Isoptera) (22001)	Any evidence of a successful attack	1 to 3 severity as in sucking insects
1		Others (23000)	
	Pig tails (23001)		
	Woodpecker (23002)	Any damage $\geq$ 20 %	20 to 100 % (1 to 5)

Cuadro 2. Factores para el cálculo del Índice de Severidad de Daño (ISD) con presencia de plantas parásitas en el arbolado de los sitios.

Naturaleza del agente causal del daño			
Códigos	Agente de daño	Umbrales	Severidad
3	Plantas parásitas, epifitas y otras (17000)		
		Muérdagos verdaderos y epifitas	<i>Cladocolea</i> sp. <i>Struthanthus</i> sp.
	<i>Cladocolea</i> sp. (17002)	5-35 % valor 1	1: Ausente o no visible 0: No infectado
	<i>Struthanthus</i> sp. (17003)	40-70 % valor 2	2: Ligero 1: Ligero
	<i>Psittacanthus</i> sp.	≥ 75 % valor 3	3: Moderado 2: Moderado
	<i>Arceuthobium</i> sp.		4: Severo 3: Severo
	<i>Phoradendron</i> sp.		5: Muerto
	<i>Tillandsia</i> sp. (17007)		
	<i>Cuscuta</i> sp.		

Table 2. Factors for the calculation of the Damage Severity Index (DSI) with parasitic plants in the trees of the study sites.

Nature of the causing agent of damage			
Codes	Damage agent	Thresholds	Severity
3	Parasitic plants, epyphites and others (17000)		
		Real mistletoes and epyphites	<i>Cladocolea</i> sp. <i>Struthanthus</i> sp.
	<i>Cladocolea</i> sp. (17002)	5-35 % valor 1	1: Absent or non-apparent 0: Not infected
	<i>Struthanthus</i> sp. (17003)	40-70 % valor 2	2: Light 1: Light
	<i>Psittacanthus</i> sp.	≥ 75 % valor 3	3: Moderate 2: Moderate
	<i>Arceuthobium</i> sp.		4: Severe 3: Severe
	<i>Phoradendron</i> sp.		5: Dead
	<i>Tillandsia</i> sp. (17007)		
	<i>Cuscuta</i> sp.		

## Resultados y Discusión

En los tres sitios evaluados se encontraron árboles sanos, dañados y muertos en pie. Para explicar el impacto de cada uno de ellos se tomó la moda, ya que representa el valor con mayor frecuencia en una distribución de datos (Cochran, 2008). La categoría nombrada "sin daños" registró el más alto en los tres parques, lo que hace suponer la prevalencia de ejemplares sanos, pero también un gran número con síntomas por debajo de los umbrales establecidos.

Los principales problemas identificados estuvieron relacionados con el vandalismo (*graffiti* en árboles, acumulación de basura, daños y daños intencionales en ramas y raíces). En la

## Results and Discussion

In the three evaluated sites were found healthy, damaged and dead standing trees. To explain the impact of each one of them, the mode was calculated, as it represents the most common value in a data distribution (Cochran, 2008). The category named "undamaged" recorded the highest in the three parks, which suggests the prevalence of healthy individuals, but also a large number with symptoms below the thresholds.



arboricultura urbana, el porcentaje de individuos dañados se calcula para estimar los beneficios ambientales, económicos y sociales que cada árbol o grupo de ellos representa. Este daño puede estar influenciado por la diferencia de tamaños, tasa de crecimiento, características foliares e incluso por la ubicación en la que se localizan en el área urbana (McPherson and Simpson, 2002).

De acuerdo con el análisis de datos (percentil 75), 75 % del arbolado en la Alameda Norte mostró afectación por el insecto chupador *Stenomacra marginella* (Herrich-Schaeffer, 1850) en primavera y verano; en la Alameda Oriente, el mismo porcentaje tuvo síntomas relacionados con vandalismo mientras que en la Alameda Sur la misma proporción de árboles presentó algún tipo de alteración en el follaje (muérdago, decoloraciones, manchas, quemaduras) en los muestreos de otoño e invierno (Cuadro 3). También se observaron condiciones de plantación inadecuadas, en las cuales el espacio disponible es limitado para el desarrollo óptimo de las especies forestales; entonces, las raíces quedan obstruidas, los fustes no se desarrollan, y por un traslape de doseles, los árboles no reciben luz suficiente para realizar plenamente la fotosíntesis y otras funciones vitales (Loh *et al.*, 2003; Tovar, 2007; Chacalo y Corona, 2009; Koeser *et al.*, 2013).

Los daños producidos por el vandalismo (las heridas en los fustes, en particular) funcionan como entradas para agentes patógenos como hongos, o para insectos barrenadores y chupadores y es frecuente en áreas verdes urbanas (Martínez, 2008).

The main problems identified in the three sites were related with vandalism in its various forms (paint on trees, garbage accumulation, injuries and intentional injuries in branches and roots). In urban forestry, the percentage of damaged trees is calculated to estimate the environmental, economic and social benefits that each tree or group of trees represent, which decreases under the influence of damage on differences in size, growth rates, foliage features and even the location of trees within the urban area (McPherson and Simpson, 2002).

According to data analysis (75<sup>th</sup> percentile), 75 % of woodland in the *Alameda Norte* showed involvement by sucking insect *Stenomacra marginella* in spring and summer; at *Alameda Oriente*, the same percentage had symptoms related to vandalism while in the *Alameda Sur* the same proportion of trees showed some type of disturbance in the foliage (mistletoe, discolorations, blemishes, burns) in the fall and winter samples (Table 3). Inadequate planting conditions were also observed, in which space is limited for the optimal development of forest species; then the roots are blocked, the stems do not develop, and from overlapping canopies, trees do not get enough light to fully perform photosynthesis and other vital functions (Loh *et al.*, 2003; Tovar, 2007; Chacalo and Corona, 2009; Koeser *et al.*, 2013).



Cuadro 3. Principales daños identificados en los sitios seleccionados en el Distrito Federal (2011-2012).

Alameda Norte					
Estadístico	Muestreo 1	Muestreo 2	Muestreo 3	Muestreo 4	Especie predominante
Moda	Sin daño	Sin daño	Sin daño	Sin daño	<i>Cupressus lusitanica</i> var. <i>lindleyi</i> (Klotzsch ex Endl.) Carr.
Percentiles	25	Sin daño	Sin daño	Sin daño	
	50	Sin daño	Sin daño	Sin daño	
	75	<i>Stenomacra marginella</i> (Herrich-Schaeffer, 1850)	<i>Stenomacra marginella</i> (Herrich-Schaeffer, 1850)	Vandalismo	Vandalismo
Total	491	491	491	491	491
Alameda Oriente					
	Muestreo 1	Muestreo 2	Muestreo 3	Muestreo 4	Especie predominante
Moda	Sin daño	Sin daño	Sin daño	Sin daño	<i>Casuarina equisetifolia</i> L.
Percentiles	25	Sin daño	Sin daño	Sin daño	
	50	Sin daño	Sin daño	Sin daño	
	75	Vandalismo	Vandalismo	Vandalismo	Vandalismo
Total	238	238	238	238	238

Continúa Cuadro 3..



## Continúa Cuadro 3..

Alameda Sur					
	Muestreo 1	Muestreo 2	Muestreo 3	Muestreo 4	Especie predominante
Moda	Sin daño	Sin daño	Sin daño	Sin daño	<i>Fraxinus uhdei</i> (Wenz) Lingelsh.
Percentiles	25	Sin daño	Sin daño	Sin daño	
	50	Sin daño	Sin daño	Vandalismo	
	75	<i>Cladocolea</i> sp.	Cancros	Alteraciones en el follaje	Alteraciones en el follaje
Total	212	212	212	212	212

Muestreo 1 = mayo 2011; Muestreo 2 = agosto 2011; Muestreo 3 = octubre 2011; Muestreo 4 = enero 2012.

Table 3. Major damages identified in the studied sites in Mexico City (2011-2012).

Alameda Norte					
Statistical	Sampling 1	Sampling 2	Sampling 3	Sampling4	Prevalent species
Mode	Without damage	Without damage	Without damage	Without damage	<i>Cupressus lusitanica</i> var. <i>lindleyi</i> (Klotzsch ex Endl.) Carr.
Percentiles	25	Without damage	Without damage	Without damage	
	50	Without damage	Without damage	Without damage	
	75	<i>Stenomacra marginella</i> (Herrich-Schaeffer, 1850)	<i>Stenomacra marginella</i> (Herrich-Schaeffer, 1850)	Vandalism	Vandalism
Total	491	491	491	491	491
Alameda Oriente					
	Sampling 1	Sampling 2	Sampling 3	Sampling4	Prevalent species
Mode	Without damage	Without damage	Without damage	Without damage	<i>Casuarina equisetifolia</i> L.
Percentiles	25	Without damage	Without damage	Without damage	
	50	Without damage	Without damage	Without damage	
	75	Vandalism	Vandalism	Vandalism	Vandalism
Total	238	238	238	238	238
Alameda Sur					
	Sampling 1	Sampling 2	Sampling 3	Sampling4	Prevalent species
Mode	Without damage	Without damage	Without damage	Without damage	Prevalent species
Percentiles	25	Without damage	Without damage	Without damage	<i>Fraxinus uhdei</i> (Wenz) Lingelsh.
	50	Without damage	Without damage	Without damage	
	75	<i>Cladocolea</i> sp.	Cancers	Changes in foliage	Changes in foliage
Total	212	212	212	212	212

Sampling 1 = May 2011; Sampling 2 = August 2011; Sampling 3 = October 2011; Sampling 4 = January 2012.

En las ciudades, los mayores impactos en el entorno ocurren por el cambio de uso de suelo y la urbanización, por lo que es muy común creer que solo los factores antropogénicos influyen en el estado de salud del arbolado (Cibrián *et al.*, 2007). En las tres alamedas se detectaron condiciones poco adecuadas para el desarrollo del arbolado como altas densidades de plantación, suelo pobre en nutrientes, suelo compactado, daños antropogénicos, mantenimiento escaso (riegos y programas de fertilización escasos o nulos) y exposición crónica a contaminantes atmosféricos, lo que disminuye su vigor y los vuelve más susceptibles al ataque de plagas y enfermedades que normalmente son secundarios (Cibrián *et al.*, 2001; Boa, 2003; Smiley *et al.*, 2006; Tiddens y Cloyd, 2006; Chacalo y Corona, 2009; Koeser *et al.*, 2013). Esta susceptibilidad se hace visible con la alta incidencia de plantas parásitas e insectos chupadores registrada en cada muestreo y remediación.

En los tres sitios se registró la presencia de plantas parásitas de los géneros *Cladocolea* y *Strutanthus*, y el elemento más importante en áreas urbanas es la severidad de su ataque, pues se ha calculado que 83 de cada 100 árboles en la ciudad podrían ser infestados por dichos organismos y que al menos 53 % de ellos tendrían un nivel de daño severo. Esto se agrava al considerar que de las 68 especies arbóreas más comunes en áreas verdes del DF, 95 % son susceptibles a la colonización por algún tipo de muérdago. En las Alamedas Norte y Sur la incidencia de plantas parásitas se detectó principalmente en *Populus tremuloides* Michx., *P. alba* L. y *Acer negundo* L. con una declinación progresiva de los árboles desde pérdidas parciales o totales del follaje, deformación en las copas por podas fitosanitarias severas (Alameda Sur), hasta la remoción de árboles muertos en pie (Cuadro 4).

Dicha vulnerabilidad en árboles urbanos se relaciona con las condiciones de sitio en que sobreviven: estrés crónico, escasa fertilización, baja disponibilidad de agua, vandalismo y contaminación (De la Paz *et al.*, 2006; Sandoval y Gutiérrez, 2006; García, 2008; Martínez, 2008; Alvarado, 2012). Esto confirma la generalización de un problema de salud forestal que hace que el control de dichos factores abióticos sea prioritario en los programas de manejo en las delegaciones del Distrito Federal.

Damages caused by vandalism (the wounds on the stems in particular) function as inputs for pathogens such as fungi, or sucking and boring insects and is usual in urban green areas (Martínez, 2008).

In the cities, the greatest impacts on the environment occur from the change in land use and urbanization, so it is very common to believe that only the anthropogenic factors influencing health status of the woodland (Cibrián *et al.*, 2007). In the three parks, unfavorable conditions for the development of trees as high density planting, nutrient-poor soil, compacted soil, anthropogenic damage, poor maintenance (irrigation and fertilization) and chronic exposure to air pollutants were detected, reducing its force and makes them more susceptible to pests and diseases that are normally secondary (Cibrián *et al.*, 2001; Boa, 2003; Smiley *et al.*, 2006; Tiddens and Cloyd, 2006; Chacalo and Corona, 2009; Koeser *et al.*, 2013). This susceptibility is visible with the high incidence of parasitic plants and sucking insects recorded in each sampling and remeasurement.

At all three sites the presence of parasitic plants of the *Cladocolea* and *Strutanthus* genera was recorded, and the most important element in urban areas is the severity of the attack, as it has been estimated that 83 of every 100 trees in the city could be infested with these organisms, and that at least 53 % of them have a level of severe damage. This becomes worse when considering that out of the 68 of the most common tree species of the in green areas of the City, 95 % are susceptible to colonization by some kind of mistletoe. In the *Alameda Norte* and *Alameda Sur* the incidence of parasitic plants was detected mainly in *Populus tremuloides* Michx., *P. alba* L. and *Acer negundo* L. with a progressive decline of the trees from partial to total loss of foliage, deformation of the cups by severe phytosanitary pruning (*Alameda Sur*) to the removal of dead standing trees (Table 4).

This vulnerability in urban trees is related to site conditions in which they survive: chronic stress, poor fertilization, low water availability, vandalism and pollution (De la Paz *et al.*, 2006; Sandoval and Gutiérrez, 2006; García, 2008; Martínez, 2008; Alvarado, 2012). This confirms the widespread problem of forest health that makes controlling these abiotic factors a priority in management programs in the delegations of Mexico City.



Cuadro 4. Principales daños registrados en los sitios seleccionados en el Distrito Federal (2011-2012).

Daños registrados	Alameda Norte							
	Muestreo 1		Muestreo 2		Muestreo 3		Muestreo 4	
	F <sub>i</sub> (n)	Fr <sub>i</sub> (%)	F <sub>i</sub> (n)	Fr <sub>i</sub> (%)	F <sub>i</sub> (n)	Fr <sub>i</sub> (%)	F <sub>i</sub> (n)	Fr <sub>i</sub> (%)
Árboles sin daño	313	63.75	308	62.73	291	59.27	291	59.27
Daños abióticos	11	2.24	10	2.23	13	2.64	13	2.64
Vandalismo	28	5.70	27	5.50	73	14.86	73	14.86
Alteraciones en el follaje	nr	Nr	nr	nr	19	3.87	19	3.87
Daños por plantas parásitas	12	2.44	12	2.44	10	2.04	10	2.04
Daños por <i>Stenomacra marginella</i> (Herrich-Schaeffer, 1850)	77	15.68	71	14.46	19	3.87	19	3.87
Otros	4	0.81	4	0.62	3	0.62	3	0.62
Árboles muertos	46	9.37	59	12.02	63	12.83	63	12.83
Total	491	100	491	100	491	100	491	100
Daños registrados	Alameda Oriente							
	Muestreo 1		Muestreo 2		Muestreo 3		Muestreo 4	
	F <sub>i</sub> (n)	Fr <sub>i</sub> (%)	F <sub>i</sub> (n)	Fr <sub>i</sub> (%)	F <sub>i</sub> (n)	Fr <sub>i</sub> (%)	F <sub>i</sub> (n)	Fr <sub>i</sub> (%)
Árboles sin daño	165	69.33	131	55.04	123	51.68	121	50.84
Daños abióticos	1	0.42	nr	nr	nr	nr	nr	nr
Vandalismo	32	13.45	59	24.80	56	23.53	54	22.69
Alteraciones en el follaje	nr	Nr	nr	nr	2	0.84	2	0.84
Daños por plantas parásitas	nr	Nr	1	0.42	4	1.68	5	2.10
Daños por <i>Stenomacra marginella</i> (Herrich-Schaeffer, 1850)	9	3.78	1	0.42	nr	nr	nr	nr
Otros	30	12.61	44	18.48	47	19.75	47	19.75
Árboles muertos	1	0.42	2	0.84	6	2.52	9	3.78
Total	238	100	238	100	238	100	238	100
Daños registrados	Alameda Sur							
	Muestreo 1		Muestreo 2		Muestreo 3		Muestreo 4	
	F <sub>i</sub> (n)	Fr <sub>i</sub> (%)	F <sub>i</sub> (n)	Fr <sub>i</sub> (%)	F <sub>i</sub> (n)	Fr <sub>i</sub> (%)	F <sub>i</sub> (n)	Fr <sub>i</sub> (%)
Árboles sin daño	119	56.13	135	63.68	92	43.40	120	56.60
Daños abióticos	7	3.3	3	1.42	2	0.94	3	1.42
Vandalismo	20	9.43	20	9.43	29	13.68	25	11.79
Alteraciones en el follaje	1	0.47	4	1.89	40	18.87	18	8.49
Daños por plantas parásitas	22	10.38	18	8.49	11	5.19	17	8.02
Daños por <i>Stenomacra marginella</i> (Herrich-Schaeffer, 1850)	15	7.08	2	0.94	2	0.94	nr	nr
Otros	10	4.72	2	0.94	8	3.77	1	0.47
Árboles muertos	18	8.49	28	13.21	28	13.21	28	13.21
Total	212	100	212	100	212	100	212	100

F<sub>i</sub>(n) = Frecuencia absoluta; Fr<sub>i</sub>(n) = Frecuencia relativa; nr = No registrado.

Table 4. Major damages recorded in the studied sites in Mexico City (2011-2012).

Recorded damages	Alameda Norte							
	Sampling 1		Sampling 2		Sampling 3		Sampling 4	
	F <sub>i</sub> (n)	Fr <sub>i</sub> (%)	F <sub>i</sub> (n)	Fr <sub>i</sub> (%)	F <sub>i</sub> (n)	Fr <sub>i</sub> (%)	F <sub>i</sub> (n)	Fr <sub>i</sub> (%)
Trees with no damages	313	63.75	308	62.73	291	59.27	291	59.27
Abiotic damages	11	2.24	10	2.23	13	2.64	13	2.64
Vandalism	28	5.70	27	5.50	73	14.86	73	14.86
Foliage changes	nr	Nr	nr	nr	19	3.87	19	3.87
Damages caused by parasitic plants	12	2.44	12	2.44	10	2.04	10	2.04
Damages caused by <i>Stenomacra marginella</i> (Herrich-Schaeffer, 1850)	77	15.68	71	14.46	19	3.87	19	3.87
Others	4	0.81	4	0.62	3	0.62	3	0.62
Dead trees	46	9.37	59	12.02	63	12.83	63	12.83
Total	491	100	491	100	491	100	491	100
Recorded damages	Alameda Oriente							
	Sampling 1		Sampling 2		Sampling 3		Sampling 4	
	F <sub>i</sub> (n)	Fr <sub>i</sub> (%)	F <sub>i</sub> (n)	Fr <sub>i</sub> (%)	F <sub>i</sub> (n)	Fr <sub>i</sub> (%)	F <sub>i</sub> (n)	Fr <sub>i</sub> (%)
Trees with no damages	165	69.33	131	55.04	123	51.68	121	50.84
Abiotic damages	1	0.42	nr	nr	nr	nr	nr	nr
Vandalism	32	13.45	59	24.80	56	23.53	54	22.69
Foliage changes	nr	Nr	nr	nr	2	0.84	2	0.84
Damages caused by parasitic plants	nr	Nr	1	0.42	4	1.68	5	2.10
Damages caused by <i>Stenomacra marginella</i> (Herrich-Schaeffer, 1850)	9	3.78	1	0.42	nr	nr	nr	nr
Others	30	12.61	44	18.48	47	19.75	47	19.75
Dead trees	1	0.42	2	0.84	6	2.52	9	3.78
Total	238	100	238	100	238	100	238	100
Recorded damages	Alameda Sur							
	Sampling 1		Sampling 2		Sampling 3		Sampling 4	
	F <sub>i</sub> (n)	Fr <sub>i</sub> (%)	F <sub>i</sub> (n)	Fr <sub>i</sub> (%)	F <sub>i</sub> (n)	Fr <sub>i</sub> (%)	F <sub>i</sub> (n)	Fr <sub>i</sub> (%)
Trees with no damages	119	56.13	135	63.68	92	43.40	120	56.60
Abiotic damages	7	3.3	3	1.42	2	0.94	3	1.42
Vandalism	20	9.43	20	9.43	29	13.68	25	11.79
Foliage changes	1	0.47	4	1.89	40	18.87	18	8.49
Damages caused by parasitic plants	22	10.38	18	8.49	11	5.19	17	8.02
Damages caused by <i>Stenomacra marginella</i> (Herrich-Schaeffer, 1850)	15	7.08	2	0.94	2	0.94	nr	nr
Others	10	4.72	2	0.94	8	3.77	1	0.47
Dead trees	18	8.49	28	13.21	28	13.21	28	13.21
Total	212	100	212	100	212	100	212	100

F<sub>i</sub>(n) = Absolute frequency; Fr<sub>i</sub>(n) = Relative frequency; nr = Not in record.

En la Alameda Norte se detectaron árboles con raíces torcidas ("cola de cochino") que resultan de una forma de plantación incorrecta y que, al igual que las enfermedades en esta estructura, conduce a un crecimiento más lento del árbol en altura, diámetro, tamaño de hojas, muerte descendente y desarrollo de la raíz (Cibrián *et al.*, 2007).

En la Alameda Oriente también se observaron indicios de la presencia de *Glycaspis brimblecombei* Moore y de pájaros carpinteros. Adicionalmente, la combinación de las altas densidades de plantas y el acceso poco restringido a las instalaciones, contribuyen a un debilitamiento de los árboles y pérdidas importantes de follaje (PAOT, 2011).

En la Alameda Sur se registraron daños relacionados con vandalismo, pero también *S. marginella* se detectó en los dos primeros muestreos en todos los conglomerados evaluados. En su forma adulta, a este insecto chupador se le encuentra desde finales del invierno hasta mediados del verano cuando se alimenta del follaje, lo que afecta su calidad y debilita al árbol (Cibrián *et al.*, 2000).

Sin una planeación adecuada, el manejo efectivo de los problemas sanitarios dependerá de que el personal encargado de cada parque reconozca los síntomas oportunamente.

### Localización de daños

Con respecto a las estructuras más afectadas, en las Alameda Norte y Oriente los daños localizados en el fuste se asociaron con el vandalismo y los insectos chupadores (*S. marginella*). En la Alameda Sur se identificaron principalmente en el follaje y se les relacionó con plantas parásitas y déficit hídrico. En los tres sitios se consideró como caso específico la evaluación de *Fraxinus uhdei* y *Ulmus parvifolia* Jacq., con respecto a la época de muestreo, pues en agosto y septiembre son comunes los cambios de coloración en el follaje (verde a rojo, púrpura y amarillo) por tratarse de especies caducifolias. *F. uhdei* pierde sus hojas en períodos cortos durante la temporada de secas; al ser sensible al ozono, a los insectos chupadores, a la disponibilidad de agua, a la compactación del suelo y a la contaminación (Cibrián *et al.*, 2001; Conabio, 2011) es importante comparar los muestreos en diferentes épocas del año para diferenciar los daños de los procesos fisiológicos normales (Figura 3).

### Distribución de daños

La distribución espacial se analizó con base en la relación entre la mayor o menor evidencia de daños y las actividades habituales en cada sitio. Si las zonas arboladas son de fácil acceso para los usuarios, se esperaría una frecuencia

In *Alameda Norte* were detected trees with twisted roots ("pigtail") resulting from wrong planting and, as some disease in this structure, they lead to slower growth of tree height, diameter, leaf size, dieback and root development (Cibrián *et al.*, 2007).

In *Alameda Oriente* traces of the presence of *Glycaspis brimblecombei* and woodpeckers were also found. Additionally, the combination of the high density of plants and the low restricted access to the facilities, contribute to tree weakening and important loss of foliage (PAOT, 2011).

In *Alameda Sur* vandalism-related damage was identified, but also *S. marginella* was detected in the first two samplings in all the clusters evaluated. In its adult form, this sucking insect is found from late winter to mid-summer when it feeds on the foliage thus affecting its quality and weakening the tree (Cibrián *et al.*, 2000).

Without proper planning, the effective management of health problems will depend on the early recognition of the symptoms from the responsible staff of each park.

### Location of damage

With respect to the structures most affected in the *Alameda Norte* and the *Alameda Oriente* localized damage in the shaft associated with vandalism and sucking insects (*S. marginella*). In the *Alameda Sur* they were mainly identified in the foliage and are associated with parasitic plants and water deficit. In the three sites it is considered as a specific case, the assessment of *Fraxinus uhdei* and *Ulmus parvifolia* Jacq., in regard to the time of sampling in August and September when changes in the color of foliage (green to red, purple and yellow) are common, as they are deciduous. *F. uhdei* loses its leaves in short periods during the dry season; as it is sensitive to ozone, sucking insects, availability of water, soil compaction and pollution (Cibrián *et al.*, 2001; Conabio, 2011), it is important to compare samples in different seasons to differentiate damage from normal physiological processes (Figure 3).

### Distribution of damage

The spatial distribution was analyzed based on the relationship between the greatest and the smallest evidence of damage and the regular activities at each site. If the tree areas are easily accessible to users, a higher frequency derived from



superior derivada de las actividades antropogénicas como el vandalismo. En algunos conglomerados de la Alameda Norte con alta densidad de plantación fue común registrar más de una afectación por árbol. El acceso poco restringido de usuarios a todo el parque explicaría la distribución generalizada (sin un patrón específico) de problemas de salud asociados con dicho factor.

anthropogenic activities such as vandalism would be expected. In some clusters of the *Alameda Norte* with high planting density it was common to record more than one symptom per tree. The little restricted users' access to the entire park would explain the widespread distribution (without a specific pattern) of health problems associated with such factor.



Figura 3. Localización de daños en el arbolado de los tres parques estudiados del Distrito Federal.

Figure 3. Location of tree damage of the three parks studied in Mexico City.

En la Alameda Oriente, a partir de todos los elementos presentes de estrés crónico, se supondría que existiera un número total elevado de árboles dañados. Sin embargo, muchos ejemplares, aún con uno o más síntomas, no alcanzaron los umbrales establecidos. Esto se relacionó con las actividades regulares de mantenimiento, la vigilancia dentro del parque, la implementación de nuevos reglamentos en el uso de instalaciones con respecto a actividades recreativas y deportivas.

Ante el problema de salud del arbolado en los tres parques de interés, la solución se ha enfocado en la sustitución de especies y mejora de los planes de mantenimiento. Sin embargo, un programa de manejo de áreas verdes efectivo debería incluir la creación de un ambiente atractivo para el usuario, al mismo tiempo que la optimización de los beneficios de los árboles, lo que es difícil si no se cuenta con el personal capacitado o se seleccionan las especies de remplazo más adecuadas. Si se incorporaran especies nativas del Valle de México que se adaptan con más facilidad a las condiciones de la ciudad podrían reducirse costos y garantizarse la estética y desarrollo saludable del arbolado urbano (Beckett *et al.*, 2000; Ode y Fry, 2002; Westphal, 2003; Nowak *et al.*, 2006; McPherson, 2007).

Las variaciones en las densidades de plantación y especies forestales en las Alamedas modifica el potencial a largo plazo de las ventajas que ofrecen, sobre todo al utilizar plantas introducidas de rápido crecimiento que estandarizan la composición vegetal de la ciudad, lo que las deja más vulnerables a brotes específicos de plagas y enfermedades. Ocho taxa constituyen 72 % del total de la biodiversidad del arbolado del Distrito Federal, lo cual disminuye el valor ecológico y ornamental de las áreas verdes; solo *F. uhdei* representa 19 % de los árboles de alineación (Chacalo and Corona, 2009).

## Índice de severidad

De acuerdo con los cálculos individuales, en la Alameda Norte los valores de ISD no variaron entre el primero y el último muestreo, con un intervalo de medio a alto en áreas donde existían condiciones de alta competencia por espacio y luz. Los valores de ISD medio se asociaron con árboles suprimidos (Figura 4). En la Alameda Oriente se obtuvieron las cifras más bajas de los tres sitios, con incrementos en los de bajo a medio en zonas del parque con mayor densidad de plantación y con árboles en declinación (Figura 5). La Alameda Sur fue el único sitio que registró un aumento drástico en valores de ISD de medio a alto al incrementarse el número de árboles clasificados como "muy dañados/muertos en pie" al final del período de evaluación (Figura 6). Muchos de estos árboles estaban infestados por plantas parásitas.

Los valores altos del ISD indican más de un daño por árbol, uno severo de acuerdo con el agente causal y el

In the *Alameda Oriente*, based on all the elements present involved in chronic stress, a high total number of damaged trees would be expected. However, many examples, even with one or more symptoms, did not reach the thresholds. This was related to regular maintenance activities, surveillance within the park, the implementation of new regulations on the use of property as recreational and sports activities.

On the face of the tree health problem in the three parks of interest, the solution has focused on the replacement of species and the improvement of the maintenance plans. However, an effective program of the management of green areas should include the creation of an attractive environment for the user, while optimizing the benefits of trees, which is difficult to achieve if there is not trained personnel or if the most suitable replacement species are selected. If native species of the *Valle de Mexico* that adapt more easily to the conditions of the city are incorporated, costs could be reduced and aesthetics and healthy development of urban trees might be ensured (Beckett *et al.*, 2000; Ode and Fry, 2002; Westphal, 2003; Nowak *et al.*, 2006; McPherson, 2007).

Variations in plantation density and forest species in the *Alamedas* modifies the long-term potential advantages, especially when using fast-growing plants introduced to standardize the plant composition of the city, leaving them more vulnerable to specific pest and disease outbreaks. Eight taxa constitute 72 % of the biodiversity of trees in Mexico City, which reduces the ecological and ornamental value of the green areas; only *F. uhdei* represents 19 % of the alignment trees (Chacalo and Corona, 2009).

## Severity Index

According to individual calculations, in *Alameda Norte* DSI values did not differ between the first and the last sampling, with a range of medium to high in areas where there were conditions of high competition for space and light. DSI average values were associated with suppressed trees (Figure 4). In the *Alameda Oriente* the lowest figures of the three sites were obtained, with increases in low to medium in park areas with higher density planting with trees in decline (Figure 5). *Alameda Sur* was the only place we saw a dramatic increase in values DSI medium to high by increasing the number of trees classified as "very damaged/dead standing" at the end of the evaluation period (Figure 6). Many of these trees were infested by parasitic plants.

High values of DSI indicated more than one tree damage, a severe one according to the causal agent and the threshold, or a widespread one. Carriers of minimum damages in a group or stand can still be classified as in good health. DSI results are usually analyzed on the basis of the forest species that is involved by interspecific biological differences (FIA, 2002).

umbral establecido, o uno muy extendido. Los portadores de afectaciones mínimas en un grupo o rodal, aún pueden catalogarse como con en buen estado de salud. Los resultados del ISD suelen analizarse con base en la especie forestal de que se trata a partir de las diferencias biológicas interespecíficas (FIA, 2002).

En los tres sitios de estudio, *A. negundo* y *F. uhdei* registraron valores más altos con respecto a *Casuarina equisetifolia* L., lo cual se relacionó con la alta susceptibilidad de las primeras a la incidencia de plantas parásitas. Esta abundancia en las Alamedas Norte y Sur explica que el número de árboles en declinación o muertos en pie haya sido mayor al final

In the three study sites, *A. negundo* and *F. uhdei* recorded higher values in regard to *Casuarina equisetifolia* L., which was related to the high susceptibility of the first to the incidence of parasitic plants. This abundance in *Alamedas Norte* and *Sur* explains that the abundance of trees in decline or dead standing has been greater at the end of the evaluation (Figure 7).

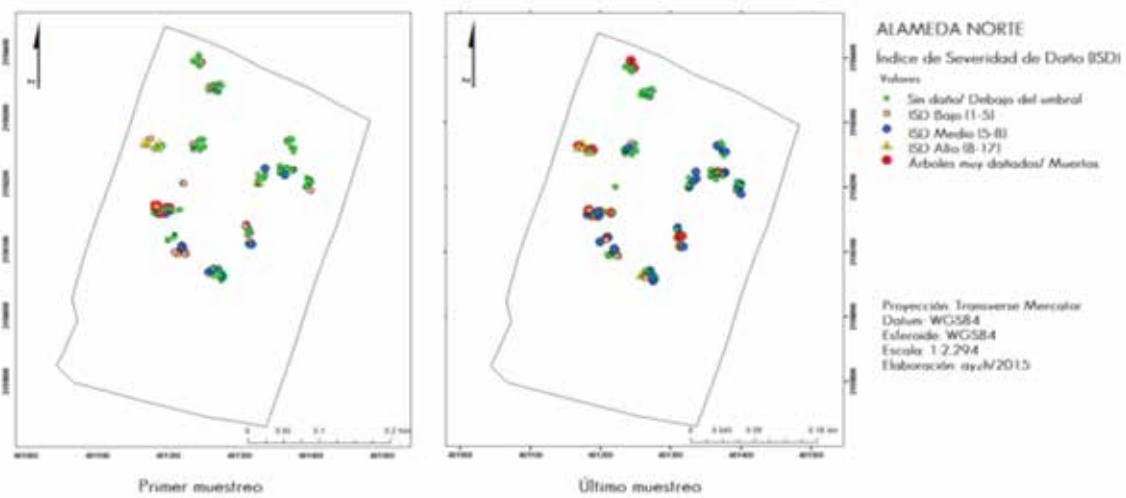


Figura 4. Índice de Severidad de Daño (ISD) calculado en la Alameda Norte, México, D. F.  
Figure 4. Calculated Damage Severity Index (DSI) in the *Alameda Norte*, Mexico City.

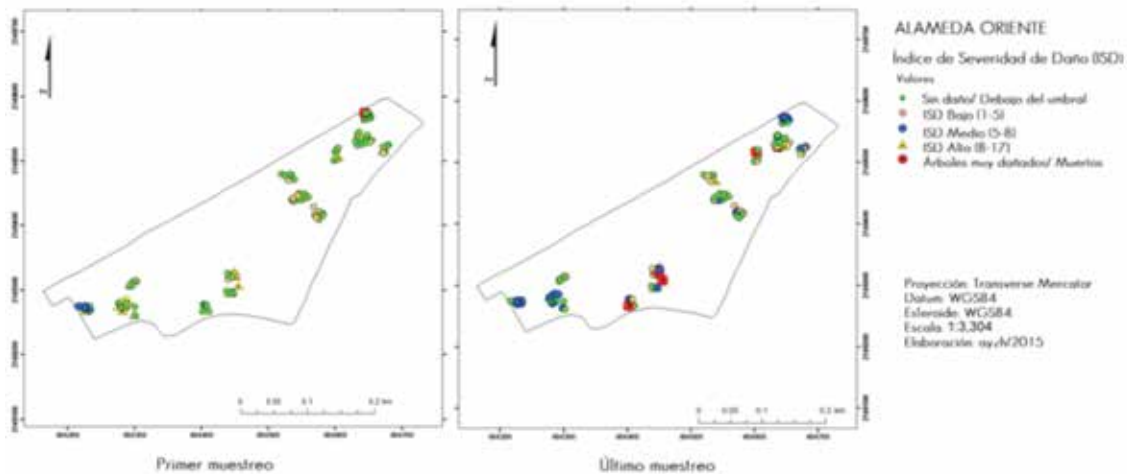


Figura 5. Índice de Severidad de Daño (ISD) calculado en la Alameda Oriente, México, D. F.  
Figure 5. Calculated Damage Severity Index (DSI) in the *Alameda Oriente*, Mexico City.



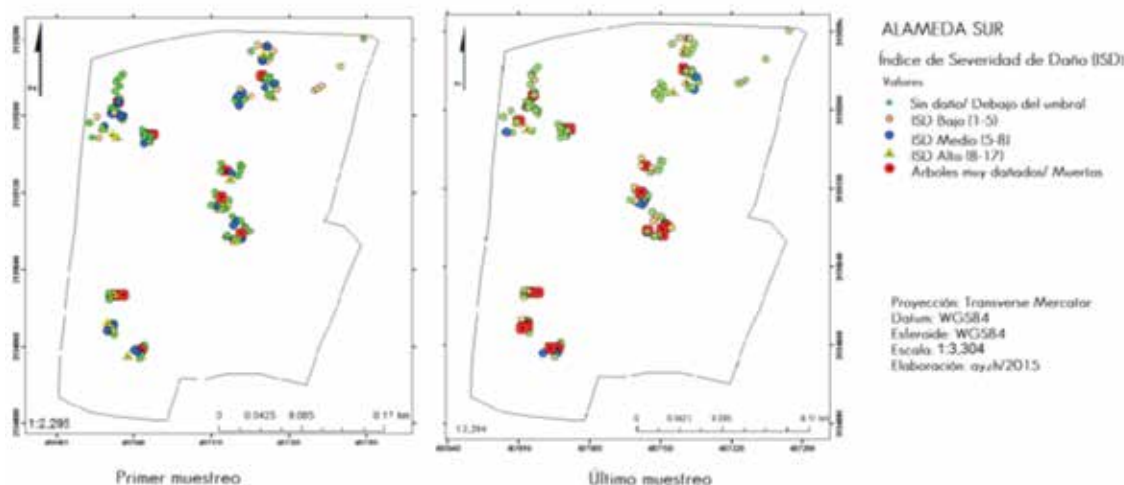


Figura 6. Índice de Severidad de Daño (ISD) calculado en la Alameda Sur, México, D. F.  
Figure 6. Calculated Damage Severity Index (DSI) in the Alameda Sur, Mexico City.

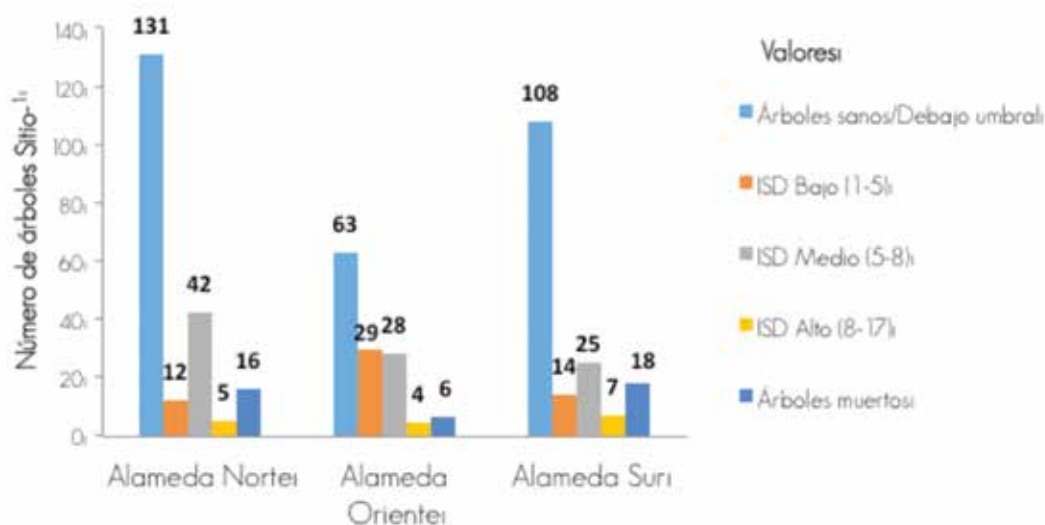


Figura 7. Índice de Severidad de Daño (ISD) en los tres sitios seleccionados en el DF.  
Figure 7. Damage Severity Index (DSI) in the three studied sites of Mexico City.

de la evaluación (Figura 7). Al calcular los valores en cuestión se estableció que, para el factor "naturaleza del agente causal", se consideró que aquellos que inciden en las raíces y el fuste son más importantes porque afectan al árbol completo, mientras que el daño en sus partes periféricas puede ser temporal debido a que las hojas, brotes y estructuras reproductivas son reemplazadas o están condicionadas por la estación del año y los procesos inherentes a los individuos (Alvarado y Saavedra, 2011).

When calculating the values in question, it was established that for the "nature of the causal agent" factor is considered that those that affect the roots and stem are more important because they affect the entire tree, while the damage to their peripheral parts can be temporary because the leaves, buds and reproductive structures are replaced or are conditioned by the season and the processes inherent to individuals (Alvarado and Saavedra, 2011).



## Conclusiones

Los tres sitios estudiados son de acceso libre o poco restringido a usuarios por lo que se observa una distribución generalizada de daños en los conglomerados. Los principales síntomas identificados en el arbolado están relacionados con el vandalismo y las plantas parásitas, la mayoría de los cuales se manifiestan en el fuste y en el follaje, respectivamente. El LSD calculado muestra que los valores más bajos corresponden a ejemplares con daños mínimos, mientras que los números elevados se asociaron con los que están en proceso de declinación, como resultado de factores tanto bióticos como abióticos. La aplicación de las metodologías del indicador fue útil para la obtención de datos confiables de forma rápida y práctica, sobre todo en un ambiente en cambio continuo como el del Distrito Federal. La presencia de daños en los árboles indica que el conjunto de factores estresantes impacta la vida del árbol, y puede reducirla a uno o dos años, así como disminuir su crecimiento en el corto plazo, lo que repercute negativamente en los beneficios sociales y ambientales que el arbolado provee a la ciudad. 🌿

## Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

## Contribución por autor

Alejandra Yunuen Zaragoza Hernández: desarrollo del tema, ejecución del proyecto, toma de datos, análisis de datos y redacción del artículo; Víctor Manuel Cetina Alcalá: desarrollo del tema, revisión de conceptos y redacción del artículo; Miguel Ángel López López: desarrollo del tema, revisión de conceptos, análisis de datos, revisión del artículo; Alicia Chacalo Hilú: desarrollo del tema, revisión de conceptos y de la metodología, análisis de datos y revisión del artículo; María de Lourdes de la Isla de Bauer: revisión de conceptos, análisis de datos, revisión de bibliografía y redacción del artículo; Dionicio Alvarado Rosales: desarrollo del tema, revisión y desarrollo de la metodología, toma de datos y revisión del artículo; Héctor González Rosas: desarrollo del tema, revisión de conceptos, de bibliografía y del artículo.

## Agradecimientos

Los autores desean expresar su agradecimiento a la Dra. Luz L. Romero Saavedra, del Postgrado en Fitosanidad del Colegio de Postgraduados por su apoyo; su reconocimiento al Gobierno del Distrito Federal, en particular a las Delegaciones Azcapotzalco, Coyoacán y Venustiano Carranza por las facilidades brindadas. Este estudio se derivó del Proyecto 120593 "Evaluación del impacto de la contaminación del aire en zonas boscosas y agrícolas rurales y urbanas del Distrito Federal" auspiciado por el Fondo Mixto Conacyt-Gobierno del Distrito Federal.

## Referencias

Alvarado R, D. 2012. Enfermedades de actualidad en los bosques y arbolado urbano de la Ciudad de México. In: de Bauer, M. L. I. (comp). Deforestación, desertificación y reforestación. Comité de Acción para Saneamiento del Ambiente (CASA). México, D. F., México, pp. 55-74.

## Conclusions

The three sites are studied have free or restricted access to visitors, therefore, a widespread distribution of damage was observed in clusters. The main identified symptoms in the trees are associated with vandalism and parasitic plants, most of which are on the stem and foliage, respectively. The calculated DSI showed that the lowest values correspond to specimens with minimal damage, while high numbers relate to those which are in the process of decline as a result of both, biotic and abiotic factors. The application of the methodologies of the indicator was useful for obtaining reliable data quickly and in a practical way, especially in a constantly changing environment as in Mexico City. The presence of damage indicates that the group of stressing agents impact the life of the tree, and can reduce it to one or two years as well as its growth in the short term, and on the other hand, to affect in a negative way, the social and environmental benefits that they provide the city. 🌿

## Conflict of interests

The authors declare no conflict of interests.

## Contribution by author

Alejandra Yunuen Zaragoza Hernández: discussion of the topic, implementation of the Project, data taking, data analysis and writing of the manuscript; Víctor Manuel Cetina Alcalá: discussion of the topic, review of concepts and writing of the manuscript; Miguel Ángel López López: discussion of the topic, review of concepts, data analysis and review of the manuscript; Alicia Chacalo Hilú: discussion of the topic, review of concepts and methodology, data analysis and review of the manuscript; María de Lourdes de la Isla de Bauer: review of concepts, data analysis, review of literature and writing of the manuscript; Dionicio Alvarado Rosales: discussion of the topic, review and implementation of the methodology, data taking and review of the manuscript; Héctor González Rosas: discussion of the topic review of concepts and literature, and the manuscript.

## Acknowledgements

The authors wish to express their gratitude to Dra. Luz L. Romero Saavedra from the Vegetal Health Graduate Studies Program of Colegio de Postgraduados for her support; to Gobierno del Distrito Federal, to the Delegaciones Azcapotzalco, Coyoacán and Venustiano Carranza, in particular, for the facilities they provided. This study was a part of Project Number 120593 "Evaluación del impacto de la contaminación del aire en zonas boscosas y agrícolas rurales y urbanas del Distrito Federal" sponsored by Fondo Mixto Conacyt-Gobierno del Distrito Federal.

*End of the English version*

Alvarado R, D. y L. L. Saavedra R. 2011. Indicador Daños al Arbolado. Manual de Campo. Conafor-Colegio de Postgraduados. <http://www.cnf.gov.mx:8090/snf/portal/infys/temas/documentos-metodologicos> (10 de enero de 2011).

- Aeronautical Reconnaissance Coverage Geographic Information System-Environmental Systems Research Institute (ArcGis-ESRI). 2014. ArcMap Desktop Version 10.2.2. Redlands, CA, USA. n/p.
- Beckett, K. P., P. H. Freer-Smith and G. Taylor. 2000. Particulate pollution capture by urban trees: effect of species and windspeed. *Global Change Biology* 6:995-1003.
- Boa, E. 2003. An illustrated guide to the state of health of trees recognition and interpretation of symptoms and damage. CABI-Bioscience. FAO. Surrey, UK. 55 p.
- Chacalo, A., A. Aldama and J. Grabinsky. 1994. Street tree inventory in Mexico City. *Journal of Arboriculture* 20(4): 222-226.
- Chacalo H., A. y V. Corona N. E. 2009. Árboles y arbustos para ciudades. Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco. México, D.F., México. 600 p.
- Cibrián T., D., J. T. Méndez M., R. Campos B., H. O. Yates y J. E. Flores L. 2000. Insectos forestales de México. Universidad Autónoma Chapingo. Texcoco, Edo. de Méx., México. pp. 19, 196-197.
- Cibrián T., J., A. Sánchez S. y A. Zamudio V. 2001. Diagnóstico fitosanitario del olmo chino (*Ulmus parvifolia* Jacq) en la Delegación Iztacalco de la Ciudad de México. *Revista Chapingo: Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 7(2):133-138.
- Cibrián T., D., D. Alvarado R. y S. E. García D. (eds.). 2007. Enfermedades forestales de México. Universidad Autónoma Chapingo. Texcoco, Edo. de Méx., México. 587 p.
- Cochran, W. 2008. Diseños experimentales. Editorial Trillas. México, D.F., México. 661 p.
- Conabio. 2011. Ficha: *Fraxinus uhdei*. [http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/info\\_especies/arboles/doctos/53-oleaclm.pdf](http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/info_especies/arboles/doctos/53-oleaclm.pdf) (20 de junio de 2012).
- De la Paz P. O., C., J. Ceja R. y G. Vela R. 2006. Árboles y muérdagos: una relación que mata. *Contactos* 59:28-34.
- Forest Inventory and Analysis National Program (FIA). 2002. Forest health indicators: FS-746. USDA. Richmond, VA, USA. 13 p.
- Forest Inventory and Analysis National Program (FIA). 2012. Forest health indicators: crown condition method guide (Version 3.0-2005). <http://www.fia.fs.fed.us/program-features/indicators/crown/default.asp> (16 de noviembre de 2012).
- García O., M. N. 2008. Evaluación de la infección por muérdago en el arbolado de Av. Reforma, D. F. *ArbolAMA* No. 2. <http://www.arboricultura.org.mx/pdfs/ArbolAMA2.pdf> (20 de julio de 2013).
- Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFiS). 2012. Indicador Daños al Arbolado. Sistema Nacional de Información Forestal. <http://www.cnf.gob.mx:8080/snif/portal/infys/temas/documentos-metodologicos> (20 de junio de 2013).
- I-Tree. 2010. I-Tree User's Manual. Version 3.1 USDA Forest Service. <http://www.treetools.org> (29 de abril de 2012).
- Koeser, A., R. Hauer, K. Norris and R. Krouse. 2013. Factors influencing long-term street tree survival in Milwaukee, WI, USA. *Urban Forestry and Urban Greening* <http://dx.doi.org/10.1016/j.ufug.2013.05.006> (29 de abril de 2011).
- Loh, F. C. W., J. C. Grabosky and N. L. Bassuk. 2003. Growth response of *Ficus benjamina* to limited soil volume and soil dilution in a skeletal soil container study. *Urban Forestry and Urban Greening* 2:53-62.
- Martínez G., L. 2008. Árboles y áreas verdes urbanas. Fundación Xochitla. México, D. F., México. 549 p.
- McPherson, E. G. 2007. Benefit-based tree valuation. *Arboriculture & Urban Forestry* 33(1):1-11.
- McPherson E. G. and J. R. Simpson. 2002. A comparison of municipal forest benefits and costs in Modesto and Santa Monica, California, USA. *Urban Forestry and Urban Greening* 1: 61-74.
- Nowak, D. J., D. E. Crane and J. C. Stevens. 2006. Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban Forestry and Urban Greening* 4: 115-123.
- Ode, A. K. and G. L. A. Fry. 2002. Visual aspects in urban woodland management. *Urban Forestry and Urban Greening* 1: 15-24.
- Procuraduría Ambiental y de Ordenamiento Territorial (PAOT). 2010. Presente y futuro de las áreas verdes y del arbolado de la Ciudad de México. Gobierno del Distrito Federal. México, D. F., México. 260 p.
- Procuraduría Ambiental y de Ordenamiento Territorial (PAOT). 2011. Diagnóstico fitosanitario del arbolado de Alameda Oriente. Gobierno del Distrito Federal. México, D. F., México. 31 p.
- Sandoval C., L. y M. V. Gutiérrez G. 2006. Plantas parásitas del arbolado urbano. *Arborea* 8(18-19): 23-32.
- Smiley, E. T., L. Calfee, B. R. Fraedrich and E. J. Smiley. 2006. Comparison of structural and noncompacted soils for trees surrounded by pavement. *Arboriculture & Urban Forestry* 32(4): 164-169.
- Statistical Package for the Social Sciences (SPSS). 2006. Statistical Package for the Social Sciences Ver. 15. IBM, Armonk, NY, USA. n/p.
- Tiddens, P. T. and R. A. Cloyd. 2006. Susceptibility of three rose genotypes to Japanese beetle adult feeding. *Arboriculture & Urban Forestry* 32(3):108-113.
- Tovar C., G. 2007. Manejo del arbolado urbano en Bogotá. *Territorios* (16-17): 149-173.
- Westphal, L. M. 2003. Urban greening and social benefits: a study of empowerment outcomes. *Journal of Arboriculture* 29(3):137-147.







Artículo / Article

## Supervivencia de *Pinus leiophylla* Schiede ex Schltdl. et Cham. en campo mediante la aplicación de espuma fenólica hidratada

## *Pinus leiophylla* Schiede ex Schltdl. et Cham. survival in the field from the addition of cell phenolic foam

Abraham Palacios Romero<sup>1</sup>, Rodrigo Rodríguez Laguna<sup>2</sup>, Francisco Prieto García<sup>1</sup>, Joel Meza Rangel<sup>2</sup>, Ramón Razo Zárata<sup>2</sup> y María de la Luz Hernández Flores<sup>1</sup>

### Resumen

En México se han puesto en marcha diversos programas de reforestación para recuperar superficie deforestada. Sin embargo, los resultados de las evaluaciones indican que la supervivencia es inferior a 60 %, lo que se atribuye a las sequías prolongadas como una de las principales causas de la mortalidad. Por ello, se propone la espuma fenólica de célula abierta como alternativa para esta situación, la cual es una resina capaz de almacenar 40 veces su propio peso en agua. Para probar su efectividad, se estableció una plantación de acuerdo a la metodología propuesta por la Comisión Nacional Forestal en la comunidad de San Sebastián, en el municipio Huasca de Ocampo, estado de Hidalgo, en la que se utilizó planta de *Pinus leiophylla* de un año de edad producida en sistema tecnificado. Se aplicaron cinco tratamientos de bloques de espuma fenólica de célula abierta de diferentes volúmenes hidratados en un diseño experimental de bloques completos al azar; se determinaron la supervivencia, el crecimiento en altura y el incremento en diámetro. Se observó un aumento significativo en la supervivencia de hasta 26 % en las plantas al utilizar bloques de espuma de 462 y 616 cc con respecto a las testigo, así como un crecimiento significativamente mayor de 6.6 cm en la altura al usar espuma fenólica del primer tipo, lo que no ocurrió con el diámetro.

**Palabras clave:** Crecimiento, estrés hídrico, plantación forestal, reservorio de agua, reforestación, resistencia a sequías.

### Abstract

Several reforestation programs to recover deforested areas have been installed in Mexico. However, the evaluation results indicate that survival is less than 60 %, which is attributed to prolonged drought as a major cause of mortality. Therefore, the open cell phenolic foam is proposed as an alternative to this problem, which is a resin capable of storing 40 times its own weight in water. In order to test its effectivity, a plantation according to the methodology proposed by the *Comisión Nacional Forestal* in the community of *San Sebastián*, in *Huasca de Ocampo* municipality, *Hidalgo* State, in which one year- old *Pinus leiophylla* plants produced in a technified system were used. Five treatments of open cell phenolic foam blocks of different hydrated volumes were tested in an experimental design of randomized complete block. Survival, growth in height and diameter increase were determined. A significant increase up to 26 % was observed in the survival of plants with foam blocks of 462 and 616 cc with respect to the control; regarding height growth, significantly higher growth, up to 6.6 cm was observed in plants with phenolic foam of 462 cc, a reaction to which did not happen with the diameter.

**Key words:** Growth, water stress, forest plantation, water reservoir, reforestation, drought resistance.

Fecha de recepción/date of receipt: 1 de octubre de 2015; Fecha de aceptación/date of acceptance: 19 de diciembre de 2015.

<sup>1</sup> Instituto de Ciencias Básicas e Ingenierías. Área Académica de Química. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Correo-e: abraham.palacios.romero@gmail.com

<sup>2</sup> Instituto de Ciencias Agropecuarias. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.

## Introducción

El cambio climático afecta a todos los ecosistemas, que enfrentan ya diversos retos y presiones (Nelson *et al.*, 2009). La deforestación es una de las acciones que más impacto negativo tienen en el medio ambiente, además de que pone en riesgo la integridad cultural y estilo de vida de distintas comunidades que dependen de los bosques para subsistir (Kanninen *et al.*, 2007). La disminución de la cobertura forestal genera pérdida de biomasa, fragmentación territorial, y modifica el ciclo hidrológico, así como el régimen de temperatura y de precipitación, de manera que las especies de animales y plantas nativas quedan vulnerables ante condiciones ambientales adversas (Debinski y Holt, 2000; Cayuela, 2006; López, 2012).

Afortunadamente en México se han puesto en marcha diversos programas de reforestación para recuperar la superficie deforestada; sin embargo, las evaluaciones revelan que la supervivencia es inferior a 60 %, debido a diversos factores como el pastoreo, la competencia con la vegetación nativa, los incendios y las sequías prolongadas (UANL, 2009). Esta última provoca estrés hídrico que ocasiona cambios en la fisiología de las plantas e incide en la mayor parte de sus funciones vitales, que se traduce en la pérdida de turgencia celular, la reducción de la tasa de expansión celular, la disminución de la síntesis de pared celular y reducción de síntesis de proteínas; cuando el déficit hídrico es severo, se produce cavitación de los elementos del xilema, caída de las hojas, acumulación de solutos orgánicos, marchitez y muerte de la planta (Moreno, 2009).

Con base en lo anterior, en los últimos 20 años el trabajo científico se ha enfocado en la elaboración de tecnologías ahorradoras de agua, con el fin de asegurar la supervivencia de las plantas en campo debido a que se espera que las épocas de lluvia se vuelvan más erráticas a consecuencia del cambio climático (Nelson *et al.*, 2009). Por ello, se propone la espuma fenólica de célula abierta como alternativa, pues es una resina sintética capaz de almacenar más de 40 veces su propio peso en agua (Gardziella *et al.*, 2000), por lo que se le ha utilizado como sustrato en cultivos hidropónicos (Pilato, 1979; Coccozza y De Lucia, 1994; Coelho, 2010).

*Pinus leiophylla* Schiede ex Schltdl. et Cham. es uno de los pinos de mayor distribución en México (Santillán, 1991). Se le considera como especie pionera, ya que es capaz de establecerse en suelos pobres y cubiertos de lava volcánica (Eguluz, 1978 citado por Musálem y Martínez, 2003). Su madera es muy apreciada en distintas industrias como la de la construcción, la papelera e industrias rurales. Sin embargo, sus poblaciones naturales ocupan la franja altitudinal más baja de los bosques de pino, cercana a la frontera agrícola, por lo que están sometidas a una tala inmoderada, lo que ha reducido drásticamente su superficie en ciertas zonas (Musálem y Martínez, 2003). A pesar de esto, se espera que

## Introduction

Climate change affects all ecosystems, which already face many challenges and pressures (Nelson *et al.*, 2009). Deforestation is one of the actions that have more negative impact on the environment, in addition to threatening the cultural integrity and lifestyles of different communities that depend on forests for their livelihoods (Kanninen *et al.*, 2007). The decrease of forest cover favors biomass loss and land fragmentation and modifies the hydrological cycle, as well as the regime of temperature and precipitation, so that the native species of animals and plants remain vulnerable to adverse environmental conditions (Debinski and Holt, 2000; Cayuela, 2006; López, 2012).

Fortunately, several reforestation programs to recover deforested areas have been installed in Mexico. However, evaluations reveal that survival is less than 60 %, due to various factors such as grazing, competition with native vegetation, fires and prolonged droughts (UANL, 2009). The latter causes water stress which leads to changes in the physiology of plants and affects most of its vital functions, resulting in the loss of turgidness, reduction of the rate of cell expansion, decreased synthesis of cell wall and reduced protein synthesis; when the water shortage is severe cavitation of xylem elements, falling leaves, accumulation of organic solutes, wilting and plant death occurs (Moreno, 2009).

Therefore, in the last 20 years scientific work has focused on the development of water-saving technologies in order to ensure the survival of the plants in the field because it is expected that the rainy season is to become more erratic as a result of climate change (Nelson *et al.*, 2009). Thus, the open cell phenolic foam is proposed as an alternative, as it is a synthetic resin capable of storing more than 40 times its own weight in water (Gardziella *et al.*, 2000), so it has been used as substrate in hydroponic cultures (Pilato, 1979; Coccozza and De Lucia, 1994; Coelho, 2010).

*Pinus leiophylla* Schiede ex Schltdl. et Cham. is one of the most widely distributed pine species in Mexico (Santillán, 1991). It is considered a pioneer species, since it is able to establish itself in poor soils covered by volcanic lava (Eguluz, 1978 in Musálem and Martínez, 2003). Its wood is highly valued in different industries such as construction, paper and rural industries. However, its natural populations occupy the lowest in the pine forests, near the agricultural frontier, which have subjected it to excessive logging, which has drastically reduced its surface in certain areas (Musálem and Martínez, 2003). Despite this, it is expected that due to the effects of climate change, its distribution range will increase 35.5 % (Arriaga and Gómez, 2004) so it will be necessary to establish management plans for the establishment that include the changes in rainfall patterns.



por los efectos del cambio climático, su área de distribución se incrementa 35.5 % (Arriaga y Gómez, 2004) por lo que será necesario establecer planes de manejo para su establecimiento que contemplen las variaciones en los regímenes de lluvia.

El objetivo del presente trabajo consistió en evaluar la supervivencia, altura y diámetro en etapas iniciales de plantas de *Pinus leiophylla* al adicionar bloques de espuma fenólica hidratados al momento de la plantación en campo.

## Materiales y Métodos

El ensayo se estableció en la comunidad de San Sebastián en el municipio Huasca de Ocampo, del estado de Hidalgo, que se ubica entre los 20°15'7.96" N y los 98°31'38.59" O. La región se encuentra a una altitud que va de los 1 800 a los 2 800 m, posee un clima de tipo Cw, con una temperatura media anual de 15 °C y una precipitación promedio anual de 752 mm (Chávez *et al.*, 2001). En el Cuadro 1 se describen las condiciones de precipitación y temperatura que prevalecieron en el sitio durante el periodo de evaluación, de agosto de 2014 a febrero de 2015.

Based on the above, the aim of this study was to evaluate survival, height and diameter at early stages of *Pinus leiophylla* plants by adding hydrated phenolic foam blocks at the time of planting in the field.

## Materials and Methods

The trial was established in the community of San Sebastián in the Huasca de Ocampo municipality, Hidalgo State, which lies between 20°15'7.96" N and 98°31'38.59" W. The altitude at the region ranges from 1 800 to 2 800 m; it has a climate of the Cw type, with an average annual temperature of 15 °C and an average annual rainfall of 752 mm (Chávez *et al.*, 2001). The precipitation and temperature conditions prevailing at the site during the evaluation period, August 2014 to February 2015 are described in Table 1.



Cuadro 1. Condiciones de precipitación y temperatura prevalecientes en la zona de estudio durante el periodo agosto, 2014 - febrero, 2015.

Table 1. Precipitation and temperature prevailing in the study area during the August 2014 - February 2015 period.

Variable	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre	Enero	Febrero
Precipitación (mm)	59.8	116.6	160.6	26.2	12.2	15.6	3.2
Temperatura Media (°C)	15.3	15.0	13.5	11.8	11.9	17.8	20.1

\*Información tomada de la estación meteorológica Huasca de Ocampo del INIFAP, ubicada en el municipio homónimo.

\*Data taken from the Huasca de Ocampo's weather station of INIFAP, located in the homonymous municipality.

Se utilizaron plantas de un año de edad, producidas en sistema tecnificado, que fueron entregadas en paquetes de 15 individuos envueltos en plástico delgado en la parte del cepellón que contenía 170 cc de volumen cada una; además, se cuidaron durante el transporte para llevarla al sitio de plantación; al momento de introducirlas se seleccionaron, mediante una evaluación visual, plantas libres de enfermedades, con  $\frac{2}{3}$  partes del tallo lignificado, con acículas y fascículos completamente desarrollados.

Las cepas (30 x 30 x 30 cm) se realizaron en la misma fecha del trasplante; la tierra extraída fue dividida en dos partes con la finalidad de que la superficial, que contiene mayor cantidad de nutrientes, se depositara en la parte profunda de la cepa. Las plantas se colocaron en el centro de la misma con su respectivo tratamiento (con el fin de que la espuma hidratada tuviera la mayor superficie de contacto con el cepellón). Se procedió a rellenar las cepas, y se separaron los grumos o

One year- old plants were used, which were produced in a technified system, and that were delivered in packages of 15 individuals wrapped in thin plastic on the part of the root ball containing 170 cc volume each; also good care was taken in their transportation to the planting site; through a visual assessment, at the time of placing them, disease-free plants, with  $\frac{2}{3}$  of the woody stem with needles and fully developed fascicles were selected.

Plantation holes (30 x 30 x 30 cm) were made on the same date of transplantation; the extracted soil was divided in two parts in order that the surface portion containing more nutrients was deposited in the deepest part of the hole. The plants were placed in the center thereof with their respective treatment (so that the hydrated foam had the largest area of contact with the root ball). The holes were filled, and lumps or large rocks were removed to avoid macropores in the soil; in addition, the soil around the plant was slightly compacted with

rocas de gran tamaño para evitar macroporos en el suelo; además, se compactó ligeramente alrededor de la planta, con los pies (Conafor, 2013). La plantación se estableció en diseño de marco real con separación entre plantas y líneas de 3 x 3 m para obtener una densidad de 1 111 plantas por hectárea y con un diseño experimental de bloques completos al azar.

Se aplicaron cinco tratamientos al momento de la plantación (Cuadro 2); cada uno de ellos estuvo conformado por tres repeticiones de 30 plantas cada una, lo que sumó un total de 90 individuos por tratamiento y 450 plantas en todo el experimento.

Las variables estudiadas fueron: supervivencia, y crecimiento en altura y diámetro. La supervivencia fue evaluada de manera visual con la metodología de Barchuk y Díaz (2000), la cual indica que si el ejemplar presenta signos de marchitez, ausencia de turgencia y pérdida de coloración característica de la especie, se le considera muerto. Las mediciones se realizaron cada mes durante seis meses, ya que es el tiempo en el que muere en campo la mayoría de plantas (Sigala *et al.*, 2015).

El crecimiento en altura y diámetro se evaluó en el total de las plantas. Se midió con la metodología de Pereira (2014), que consiste en medir tales atributos a partir de imágenes digitales; para ello se utilizó una cámara digital *Nikon Coolpix S2800*; para el procesamiento de las imágenes se trabajó con el programa *ImageJ* versión 1.48. Las fotografías se tomaron de forma paralela a las plantas a una distancia aproximada de 50 cm, con un referente preestablecido; para la altura, se consideró desde la base hasta la yema apical, y el diámetro a una altura aproximada de 5 cm de la base de la planta.

Los datos individuales obtenidos por mes para la variable supervivencia fueron sometidos a un análisis con el estimador de *Kaplan-Meier*. En caso de que se presentaran diferencias significativas, se aplicó la prueba de *Log-Rank*, para determinar el tratamiento más eficaz.

A los datos de crecimiento en altura y en diámetro después de seis meses se les hizo un análisis de covarianza, para lo que se incorporó un modelo lineal generalizado en el paquete estadístico *Statistica* versión 7.0; los valores de altura y diámetro inicial se identificaron como covariables; cuando se verificaron diferencias estadísticas ( $P \leq 0.05$ ), se realizó la prueba de comparación múltiple de medias de *Tukey* con el propósito de reconocer el tratamiento en el que se registró el mayor crecimiento de las plantas en campo.

the feet (Conafor, 2013). The plantation was established in real frame design with spacing of 3 x 3 m between plants and lines to obtain a density of 1 111 plants per hectare and with an experimental design of randomized complete blocks.

Five treatments at planting time (Table 2) were applied; each treatment consisted of three replications of 30 plants each, with a total of 90 individuals and 450 treatment plants throughout the experiment.

The studied variables were: survival, and growth in height and diameter. Survival was evaluated visually by using the methodology of Barchuk and Díaz (2000), which indicates that if the sample shows signs of wilting, lack of firmness and loss of characteristic color of the species, the plant is considered dead. Measurements were made every month for a period of six months, as it is the time when most plants die in the field (Sigala *et al.*, 2015).

The height and diameter growth was evaluated in all plants. It was measured by using the methodology of Pereira (2014), which measures those dimensions from digital images; a *Nikon Coolpix S2800* digital camera was used for this ending; for image processing, the *ImageJ* version 1.48 program was used. The photographs were taken in parallel to the plants at a distance of 50 cm, with a pre-set reference; height was considered from the base to the apical bud, and the diameter was measured at a height of 5 cm from the base of the plant.

The individual data per month for survival were subjected to an analysis by the *Kaplan-Meier* estimator. If there were any significant differences, the *log-rank* test was used to determine the most effective treatment.

The individual data of growth in height and diameter after six months were submitted to analysis of covariance, for which a generalized linear model was applied in version 7.0 *Statistica* statistical package; initial values height and diameter were used as covariates; when statistical differences ( $P \leq 0.05$ ) were verified, the multiple comparison test of *Tukey* for the purpose of identifying the fastest growing treatment plants in the field was made.





Cuadro 2. Descripción de los tratamientos aplicados en el estudio.

Tratamiento	Descripción
Bloque de espuma fenólica de 231 cc de volumen (T1)	Un bloque de espuma fenólica hidratada de 3.3 x 7 x 10 cm colocado a un costado del cepellón de la planta a una profundidad de 5-7 cm por debajo de la superficie.
Bloque de espuma fenólica de 308 cc de volumen (T2)	Un bloque de espuma fenólica hidratada de 4.4 x 7 x 10 cm colocado a un costado del cepellón de la planta a una profundidad de 7 cm por debajo de la superficie.
Dos bloques de espuma de 231 cc de volumen (con un total de 462 cc de volumen (T3)	Dos bloques de espuma fenólica hidratada de 3.3 x 7 x 10 cm colocados a cada costado del cepellón de la planta a una profundidad de 7 cm por debajo de la superficie.
Dos bloques de espuma fenólica de 308 cc de volumen, con un total de 616 cc de volumen (T4)	Dos bloques de espuma fenólica hidratada de 4.4 x 7 x 10 cm colocados a cada costado del cepellón de la planta a una profundidad de 7 cm por debajo de la superficie.
Testigo (T5)	La planta se trasplantó de manera tradicional, sin adicionar espuma fenólica hidratada.

Table 2. Description of the treatments used in the study.

Treatment	Description
One block of phenolic foam of a 231 cc volume (T1)	One 3.3 x 7 x 10 cm block of cell phenolic foam placed at each side of the root ball of the plant at 7 cm deep under the surface.
One block of phenolic foam of a 308 cc volume (T2)	One 4.4 x 7 x 10 cm block of cell phenolic foam placed at each side of the root ball of the plant at 7 cm deep under the surface.
Two blocks of phenolic foam of a 231cc volume, with a total volume of 462 cc (T3)	Two 3.3 x 7 x 10 cm blocks of cell phenolic foam placed at each side of the root ball of the plant at 7 cm deep under the surface.
Two blocks of phenolic foam of a 308 cc volume, with a total volume of 616 cc (T4)	Two 4.4 x 7 x 10 cm blocks of cell phenolic foam placed at each side of the root ball of the plant at 7 cm deep under the surface.
Control (T5)	The plant was transplanted in the traditional way, without adding cell phenolic foam.

## Resultados y Discusión

### Supervivencia

El estimador *Kaplan-Meier* indicó diferencias significativa entre los tratamientos ( $P=0.00004$ ) en la supervivencia: las plantas testigo tuvieron una proporción de supervivencia a los 180 días (6 meses) de 0.47, mientras que las plantas con espuma fenólica de 616 cc y 462 cc registraron una proporción de supervivencia superior a 0.7 (0.74 y 0.72 respectivamente) (Figura 1).

Esto implica que al establecer una plantación bajo esas condiciones, el testigo puede perder más de 50 % de sus individuos en menos de seis meses; resultados similares han sido documentados por Colpos (2008), UANL (2009), UACH (2010) y Coneval (2012). Los valores concuerdan con los de Bezerra *et al.* (2010) y Muller *et al.* (2012), que consiguieron un incremento significativo en la supervivencia al adicionar espuma fenólica para plantas de *Lactuca sativa* L. e híbridos

## Results and Discussion

### Survival

The Kaplan-Meier estimate indicates significant differences between treatments ( $P = 0.00004$ ) on survival: control plants had a survival rate at 180 days (6 months) of 0.47, while plants with 616 cc and 462 cc phenolic foam have a ratio of greater survival than 0.7 (0.74 and 0.72 respectively) (Figure 1).

This implies that to establish a plantation under these conditions, control can lose more than 50 % of its members in less than six months; similar results have been reported by Colpos (2008), UANL (2009), UACH (2010) and Coneval (2012). These results agree with those of Bezerra *et al.* (2010) and Muller *et al.* (2012), which recorded a significant increase in survival by adding phenolic foam to *Lactuca sativa* L. plants and hybrids of *Eucalyptus urophylla* S. T. Blake and *E. resinifera* Sm. in up to 23 % and 22 %, respectively under greenhouse conditions.

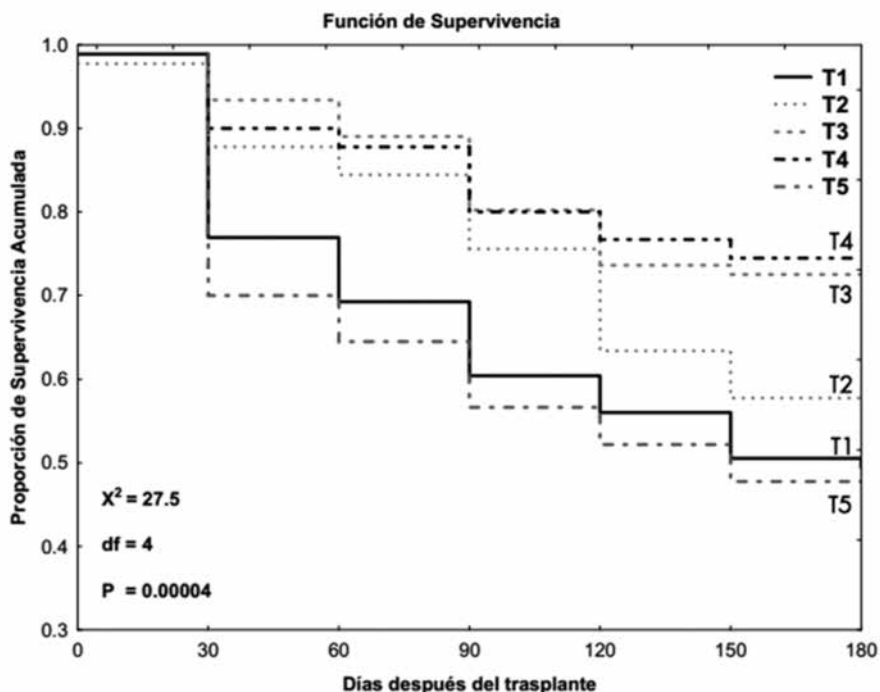


Figura 1. Curvas de supervivencia del estimador Kaplan-Meier para individuos de *Pinus leiophylla* Schiede ex Schltdl. et Cham. con distintos tratamientos de espuma fenólica de célula abierta.

Figure 1. Survival curves from the Kaplan-Meier estimator for *Pinus leiophylla* Schiede ex Schltdl. et Cham. individuals with different treatments of cell phenolic foam.

de *Eucalyptus urophylla* S. T. Blake y *E. resinifera* Sm. de hasta 23 % y 22 %, respectivamente en condiciones de invernadero.

El análisis Log-Rank confirmó que las plantas con espuma de 462 y 616 cc presentaron una mayor supervivencia, con respecto a las del tratamiento de 231 y testigo. Las individuos con espuma fenólica de 308 cc solo registraron diferencias significativas con el testigo (P= 0.008); el cual tuvo la menor supervivencia en el experimento junto con las plantas con bloques de 231 cc, ya que en ambos grupos no se aprecian diferencias significativas (P=0.46) (Cuadro 3).

The Log Rank analysis confirmed that plants with 462 and 616 cc foam have a higher survival regarding the 231 treatment plants and control. Plants with 308 cc phenolic foam only have significant differences with the control (P = 0.008); which had the lowest survival in the experiment with plants in blocks of 231 cc, since in both groups no significant difference (P = 0.46) are appreciated (Table 3).



Cuadro 3. Matriz de resultados para el análisis Log-Rank.

Table 3. Results matrix for the Log-Rank analysis.

	T1	T2	T3	T4	T5
T1	-	0.057819	0.000790*	0.000807*	0.465162
T2	0.057819	-	0.142819	0.142994	0.008943*
T3	0.000790*	0.142819	-	0.997286	0.000049*
T4	0.000807*	0.142994	0.997286	-	0.000051*
T5	0.465162	0.008943	0.000049*	0.000051*	-

Resultados menores a 0.05 y con \* representan diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos. Lower results than 0.05 and with an \* mean that there are statistical significant differences between treatments.

Se observa que las plantas con espuma de 462 cc, 616 cc y las del testigo mantuvieron 100 % de supervivencia a los 30 días, lo que indica que el trasplante se realizó en la forma correcta. No obstante, en las plantas con espuma de 231 cc y 308 cc murieron 1.1 y 2.2 % respectivamente, lo que sugiere que los errores de plantación permanecieron al mínimo posible. Durante todo el experimento, el testigo fue el grupo con los valores más bajos, con un marcado descenso a los 60 días (30 % menos). Las plantas con espuma de 462 y 616 cc conservaron la tendencia más alta a lo largo de todo el experimento, con porcentajes de supervivencia muy similares; incluso compartieron el mismo número a los 120 días (80 %). Las individuos con espuma de 308 cc tuvieron un comportamiento similar a las plantas con la de 462 y 616 cc. Sin embargo, esta trayectoria cambió a los 150 días después del trasplante, en los que disminuyó drásticamente (64 %) en comparación con las plantas con espuma de 462 y 616 cc (>70 %) (Figura 2).

It is observed that the plants with 462 cc, 616 cc foam and control kept 100 % survival after 30 days, which means that the transplant was performed properly. However, in plants with 231 cc and 308 cc foam, 1.1 and 2.2 % died, respectively, which suggests that planting errors remained as low as possible. Throughout the experiment, control was the group that had the lowest survival, with a marked decrease at 60 days (30 % less). Plants with 462 and 616 cc foam kept the highest tendency and maintained it throughout the experiment, with very similar survival rates, and they even shared the same percent at 120 days (80 %). Plants with 308 cc foam shared a similar behavior to that of plants with 462 and 616 cc. However, this behavior changed at day 150 after the transplant, in which their survival decreased dramatically (64 %) compared to plants with 462 and 616 cc foams (> 70 %) (Figure 2).

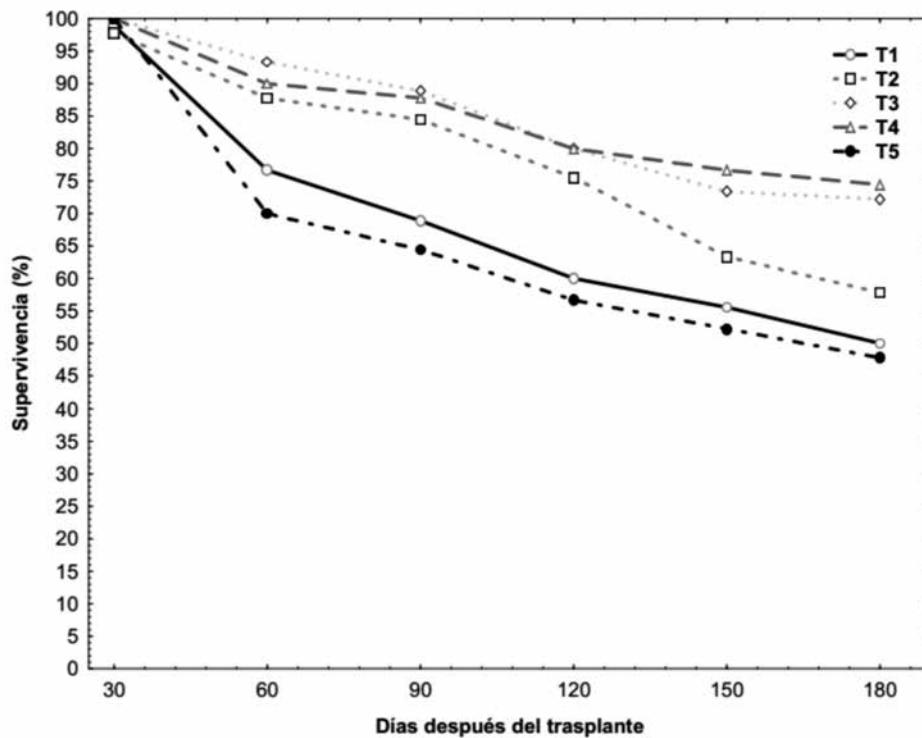


Figura 2. Supervivencia (%) de plantas de *Pinus leiophylla* Schiede ex Schltdl. *et* Cham. a lo largo del tiempo, con la aplicación de bloques de diferente volumen de espuma fenólica en la cepa al momento de la plantación.

Figure 2. Survival (%) of plants of *Pinus leiophylla* Schiede ex Schltdl. *et* Cham. over time, with the application of blocks of different phenolic foam volume in strain at the time of planting.



### Crecimiento en altura y diámetro

El análisis de covarianza para el crecimiento en altura evidenció diferencias significativas ( $P \leq 0.05$ ) entre los tratamientos, lo que no ocurrió para el diámetro (Cuadro 4). Las plantas con bloques de espuma fenólica de 462 cc fueron las que tuvieron mayor crecimiento (16.5 cm). Hubo una diferencia de 6.6 cm en relación al testigo, que representa 40 % más de crecimiento en un periodo de seis meses. Lo anterior indica que con la espuma fenólica, la planta dispone de humedad por un tiempo más prolongado, lo que favorece que realice sus funciones vitales y pueda desarrollar mayor tamaño. Aunque, Bezerra *et al.* (2010), Espinoza (2010) y Muller *et al.* (2012) señalan que la espuma fenólica en *Lactuca sativa* no tiene ningún efecto en este sentido, a pesar de que el ensayo se llevó a cabo en invernadero.

### Height and diameter growth

The analysis of covariance for height growth showed significant differences ( $P \leq 0.05$ ) between treatments, which did not happen to the diameter (Table 4). Plants with 462 cc phenolic foam blocks had the greatest growth (16.5 cm). There was a difference of 6.6 cm relative to the control, which represents 40 % more growth in six months. This indicates that with the phenolic foam, the plant has moisture for a longer time, which favors its vital functions and can achieve a larger size. However, Bezerra *et al.* (2010), Espinoza (2010) and Muller *et al.* (2012) indicate that the phenolic foam in *Lactuca sativa* has no effect in this sense, although the test was conducted in a greenhouse.



Cuadro 4. Resultados del análisis de covarianza para crecimiento en altura y diámetro con tratamientos de espuma fenólica en *Pinus leiophylla* Schiede ex Schltdl. et Cham.

Variable	Cuadrados medios				Pr>F
	Tratamiento (4) <sup>a</sup>	Bloques (2)	Covariable (1)	Error (434)	
Crecimiento en altura	739.51	1 718.03	16 556.54	66.49	0.000
Crecimiento en diámetro	13.99	5.87	7.77	9.19	0.194

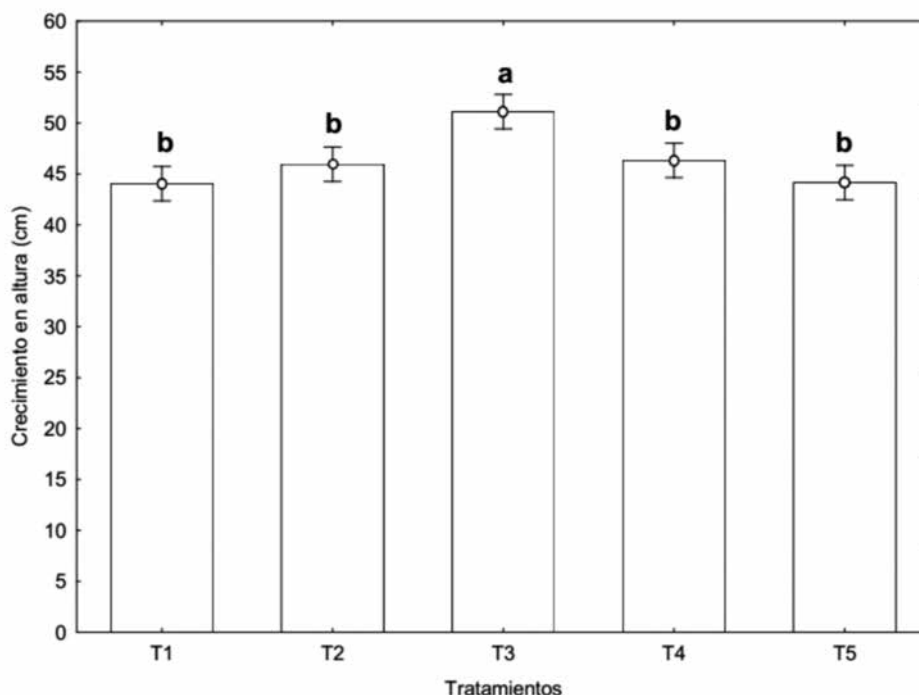
<sup>a</sup>En paréntesis se presentan los grados de libertad correspondientes a cada fuente de variación.

Table 4. Results of the analysis of covariance for growth in height and diameter of phenolic foam treatments in *Pinus leiophylla* Schiede ex Schltdl. et Cham.

Variable	Mean squares				Pr>F
	Treatment (4) <sup>a</sup>	Block (2)	Covariable (1)	Error (434)	
Growth in height	739.51	1 718.03	16 556.54	66.49	0.000
Growth in diameter	13.99	5.87	7.77	9.19	0.194

<sup>a</sup>The degrees of freedom for each variation source are in parenthesis.





\*Barras con diferente letra son estadísticamente diferentes.

\*Bars with different letters are statistically different.

Figura 3. Crecimiento en altura de plantas de *Pinus leiophylla* Schiede ex Schldt. *et* Cham. con distintos tratamientos de bloques de espuma fenólica después de seis meses de plantadas en campo.

Figure 3. Growth in height of *Pinus leiophylla* Schiede ex Schldt. *et* Cham. plants with different treatments of blocks of phenolic foam after six months planted in the field.

## Conclusiones

Al agregar bloques de espuma fenólica hidratados de 462 y 616 cc al momento de la plantación de *Pinus leiophylla*, el porcentaje de supervivencia se incrementa significativamente hasta en 26 % más respecto a las plantas testigo después de 180 días de haber sido incorporados en campo. La espuma del primer tipo también afectó el crecimiento en altura hasta 6.6 cm en relación a las plantas testigo. Sin embargo, no se verificó lo anterior para el diámetro.

## Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

## Contribución por autor

Abraham Palacios Romero: desarrollo experimental cálculos y análisis de resultados; Rodrigo Rodríguez Laguna: concepción y planteamiento de la investigación, gestión de los recursos para la investigación, redacción y revisión del manuscrito; Francisco Prieto García: análisis de resultados y redacción del manuscrito; Joel Meza Rangel: revisión del manuscrito; Ramón Razo Zárate: revisión del manuscrito; María de la Luz Hernández Flores: revisión del manuscrito.

## Conclusions

When adding the 462 and 616 cc cell phenolic foam at the time of planting of *Pinus leiophylla* the survival percentage increases significantly up to 26 % more in regard to the control plants after 180 days of their incorporation in the field. The first type also increased significantly the growth in height up to 6.6 cm in regard to control. However, there are no significant differences in diameter increment.

## Conflict of interests

The authors declare no conflict of interests.

## Contribution by autor

Abraham Palacios Romero: execution of the experiment, calculations and analysis of results; Rodrigo Rodríguez Laguna: original idea and statement of the research study, funding negotiations for the research, writing and review of the manuscript; Francisco Prieto García: data analysis and writing of the manuscript; Joel Meza Rangel: review of the manuscript; Ramón Razo Zárate: review of the manuscript; María de la Luz Hernández Flores: review of the manuscript.

*End of the English version*

## Referencias

- Arriaga, L. y L. Gómez. 2004. Posibles efectos del cambio climático en algunos componentes de la biodiversidad de México. *In: Cambio climático: una visión desde México*. Instituto Nacional de Ecología. México, D. F., México. pp. 255-265.
- Barchuk, A. H. y M. P. Díaz. 2000. Vigor de crecimiento y supervivencia de plantaciones de *Aspidosperma quebracho-blanco* y de *Prosopis chilensis* en el Chaco árido. *Quebracho* 8: 17-29.
- Bezerra N., E., R. Santos, P. Pessoa, P. Andrade, S. Oliveira e I. Mendonça. 2010. Tratamiento de espuma fenólica para produção de mudas de alfalfa. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias* 5 (3): 418-422.
- Cayuela, L. 2006. Deforestación y fragmentación de bosques tropicales montanos en los Altos de Chiapas, México. Efectos sobre la diversidad de árboles. *Revista Ecosistemas* 15 (3): 192-198.
- Chávez S., E., R. Sousa G., J. Quintela F., S. Montiel R., J. J. Domínguez T., V. Richards E., A. Conde A., F. Chávez Á., L. Serrano P., A. G. Cuevas M., A. Rodríguez G., H. García M., J. P. Camarillo, J. Romo N., F. A. Damián García y Á. de J. Damián García. 2001. Ordenamiento ecológico territorial. Gobierno del Estado de Hidalgo. Pachuca, Hgo., México. pp. 35-85.
- Cocozza T., M. A. y B. De Lucia. 1994. Influence of "oasis" substratum on phalaenopsis soilless culture. *Acta Horticulturae* 361: 464-469.
- Coelho M., F. B., J. C. de Souza F., R. A. B. de Azevedo, J. L. D. Dombroski e S. S. Maia. 2010. Substratos para a emergência de plântulas de *Magonia pubescens* A.St-Hil. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias* 5 (1): 80-84.
- Colegio de Postgraduados (Colpos). 2008. Reforestación. Evaluación externa ejercicio fiscal 2007. Montecillo, Edo. de Méx., México. 102 p.
- Comisión Nacional Forestal (Conafor). 2013. ¿Cómo plantar un árbol? Guía Práctica para reforestadores. México, D. F., México. pp. 2-3.
- Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social (Coneval). 2012. Informe de la evaluación específica del desempeño 2010-2011. Valoración de la información contenida en el sistema de evaluación de desempeño. México, D. F., México. 9 p.
- Debinski, D. M. and R. D. Holt. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14 (2): 342-355.
- Espinoza Z., D. A. 2010. Elaboración de espumas florales fenólicas que incorporan nutrientes, sustancias inhibidoras de etileno, preservantes y bactericidas para la conservación prolongada de plantas obtenidas in vitro en el laboratorio de cultivo de tejidos. Departamento de Ciencias de la Vida Ingeniería. Escuela Politécnica del Ejército. Sangolqui, Ecuador. 133 p.
- Gardziella, A., L. A. Pilato and A. Knop. 2000. Phenolic resins: chemistry, applications, standardization, safety and ecology. Springer Verlag. Bound Brook, NJ, USA. pp. 91-106.
- Kanninen, M., D. Murdiyarsa, F. Seymour, A. Angelsen, S. Wunder and L. German. 2007. Do trees grow on money? The implications of deforestation research policies to promote REDD. Center for International Forestry Research. Bogor, Indonesia. pp. 5-27.
- López, A. 2012. Deforestación en México: un análisis preliminar. Centro de Investigación y Docencia Económicas, A. C. México, D. F., México. Vol. 527. 46 p.
- Moreno F., L. 2009. Respuesta de las plantas al estrés por déficit hídrico. Una revisión. *Agronomía Colombiana* 27 (2): 179-191.
- Muller da Silva, P. H., D. Kager, J. L. de Moraes Gonçalves e A. N. Gonçalves. 2012. Produção de mudas clonais de eucalipto em espuma fenólica: crescimento inicial e mortalidade. *CERNE* 18 (4): 639-649.
- Musálem, M. Á. y S. Martínez G. 2003. Monografía *Pinus leiophylla* Schl. et Cham. Conabio/INIFAP Campo Experimental del Valle de México. El Horno, Chapingo, Edo. de Méx., México. 85 p.
- Nelson, G. C., M. W. Rosegrant, J. Koo, R. Robertson, T. Sulser, T. Zhu, C. Ringler, S. Msangi, A. Palazzo, M. Batka, M. Magalhaes, R. Valmonte-Santos, M. Ewing y D. Lee 2009. Cambio climático. El impacto en la agricultura y los costos de adaptación. Política Alimentaria. International Food Policy Research Institute. Washington, DC, USA 30 p.
- Pereira P., A. C. 2014. Utilización de imágenes digitales para medición del diámetro de frutos de mandarina (*Citrus reticulata*) en crecimiento. *Ciencia y Tecnología* 6 (1): 1-9.
- Pilato, L. A. 1979. Floral foam product and method of producing the same which incorporates a flower preservative and a bactericide. IPEXL. <http://patent.ipexl.com/US/04225679.html> (12 de noviembre de 2013).
- Santillán P., J. 1991. Silvicultura de las coníferas de la región central. Universidad Autónoma Chapingo. División de Ciencias Forestales. Chapingo, Edo. de Méx., México. pp. 91-121.
- Sigala R., J. Á., M. A. González T. y J. Jiménez P. 2015. Análisis de supervivencia para una reforestación con *Pinus pseudostrabus* Lindl. en el sur de Nuevo León. *Ciencia UANL* 18 (75): 61-66.
- Universidad Autónoma Chapingo. (UACH). 2010. Informe de evaluación externa de los apoyos de reforestación ejercicio fiscal 2009. Consejo Nacional Forestal. México, D. F., México. 140 p.
- Universidad Autónoma de Nuevo León (UANL). 2009. Reforestación: evaluación externa del ejercicio fiscal 2008. -Resultados, aciertos y áreas de oportunidad. Consejo Nacional Forestal. México, D. F., México. 388 p.





## Artículo / Article

# Identificación molecular del complejo *Botryosphaeria* sp. asociado a canchros y secamiento de yemas en *Eucalyptus* sp.

## Molecular identification of the *Botryosphaeria* sp. complex related to cankers and drying of buds in *Eucalyptus* sp.

Dany Gabriel Santiago Santiago<sup>1</sup>, Ernestina Valadez Moctezuma<sup>2</sup> y David Cibrián Tovar<sup>1</sup>

### Resumen

Los problemas fitosanitarios afectan de manera drástica al cultivo o a la planta de eucalipto, por los daños que le producen. *Botryosphaeria* sp. está asociado a canchros y secamiento de yemas, muerte descendente, pudrición de frutos, pudrición del cuello y *damping-off* en plántulas, lo que es particularmente importante en las plantaciones comerciales de *Eucalyptus* para obtener madera en ciclos cortos. Con el objetivo de caracterizar e identificar a nivel molecular aislamientos de este hongo, en el trabajo que se describe a continuación se estimó, por un lado, la variabilidad genética en muestras enfermas con marcadores genómicos tipo ISSR, y por otro, se secuenció y comparó la región ITS. Los ISSR fueron analizados con técnicas multivariadas para agrupar a los aislamientos con base en su similitud genética, de lo que resultó que la mayoría de las muestras fueron muy similares entre sí, a nivel de genoma. Los resultados de la técnica de secuenciación de las regiones ITS indicaron la presencia de *Neofusicoccum* sp., *Neofusicoccum parvum*, *Diplodia corticola*, *Lasiodiplodia pseudotheobromae*, *Neofusicoccum eucalyptorum* y *Neofusicoccum* sp. En relación con los nucleótidos de la región secuenciada, la cantidad de polimorfismos entre los aislamientos estudiados y aquellos que se usaron como *outgroups*, obtenidos del *GenBank*, fue mínimo.

**Palabras clave:** ADN, canchros, ISSR, MEGA, secuencias ITS, UPGMA.

### Abstract

Phytopathological problems drastically affect the production or the plants of *Eucalyptus* sp. from the damages that they bring. *Botryosphaeria* sp. is associated with cankers and drying buds, dieback, fruit rot, collar rot and damping off in seedlings, which is especially important in commercial plantations that use these species for lumber in short cycles. In order to characterize and identify at the molecular level isolates of this fungus, in the work described below is estimated, first, the genetic variability in diseased samples with genomic markers of the ISSR type, and secondly, the ITS region was sequenced and compared. The ISSR markers were analyzed with multivariate techniques to group the isolates based on their genetic similarity, of what turned out that most of the samples were very similar to each other at the genome. The results of the sequencing technique IST regions indicated the presence of *Neofusicoccum* sp., *Neofusicoccum parvum*, *Diplodia corticola*, *Lasiodiplodia pseudotheobromae*, *Neofusicoccum eucalyptorum* and *Neofusicoccum* sp. It is noteworthy that at the nucleotide level of the sequenced region, the quantity of polymorphisms among the isolates studied and those that were used as *outgroups* obtained from *GenBank*, was minimal.

**Key words:** DNA, cankers, ISSR, MEGA, ITS sequence, UPGMA.

Fecha de recepción/date of receipt: 24 de septiembre de 2015; Fecha de aceptación/date of acceptance: 12 de noviembre de 2015.

<sup>1</sup> Maestría en Ciencias Forestales. Universidad Autónoma Chapingo.

<sup>2</sup> Laboratorio de Biología Molecular Departamento de Fitotecnia. Universidad Autónoma Chapingo. Correo-e: evaladez@correo.chapingo.mx

## Introducción

El uso de especies forestales introducidas ofrece, en la mayoría de los casos, ventajas respecto a las nativas, con respecto a la velocidad de crecimiento y a los turnos de aprovechamiento, que son más breves; ambos criterios son fundamentales para desarrollar proyectos forestales viables, desde el punto de vista financiero. Los taxa de *Eucalyptus* son utilizados para obtener madera en ciclos cortos, pero las plantaciones son afectadas por patógenos e insectos; el hongo *Botryosphaeria* es causante de enfermedades severas en este tipo de árboles.

En México existen plantaciones comerciales de eucalipto de rápido crecimiento (*Eucalyptus camaldulensis* Dehnh., *E. globulus* Labill., *E. grandis* W. Hill, *E. nitens* Deane & Maiden, *E. pellita* F. Muell., *E. urophylla* S. T. Blake y el híbrido *E. urophylla* x *grandis* (*E. urograndis*) (Velázquez *et al.*, 2013) establecidas en el Estado de México, Guerrero, Michoacán, Oaxaca, Tabasco y Veracruz.

De ese conjunto de especies destacan *E. nitens* y *E. globulus* en ambientes de mayor altitud con tendencia a heladas y *E. urophylla* en el trópico húmedo (Conafor, 2012). Entre 2010 y 2012 se hicieron plantaciones con los primeros dos taxa en el estado de Michoacán, en las cuales se registró mortalidad en árboles con edades de tres a cuatro años; los organismos involucrados en los tejidos muertos o enfermos fueron hongos pertenecientes a la familia Botryosphaeriaceae (Botryosphaeriales, Ascomycetes) (De la Mora *et al.*, 2014). En el sur de Veracruz, en plantaciones de *E. urophylla* y *E. grandis* se informó de la existencia de *B. rhodina* (Berk. & M. A. Curtis, 1970) como causante de muerte descendente; los árboles afectados mostraron enredamiento de raíz, por lo que se presume que los hongos tuvieron un rol de patógeno oportunista (Cibrián, 2013).

Los hongos de esta familia tienen amplia distribución en el mundo y afectan a un grupo diverso de plantas dicotiledóneas, monocotiledóneas y gimnospermas (Smith *et al.*, 2001; Mohali *et al.*, 2006; Pérez *et al.*, 2009, Pérez *et al.*, 2010). Los géneros *Botryosphaeria* y *Neofusicoccum* son patógenos endófitos, oportunistas, que inducen canchros en tallo y ramas, muerte descendente, pudrición de frutos, pudrición del cuello y *damping-off* en plántulas (Mohali *et al.*, 2006; Slippers y Wingfield, 2007).

Originalmente del género *Neofusicoccum* se habían reconocido 13 especies, pero el número crece conforme se hacen estudios adicionales (Sakalidis *et al.*, 2011). Las técnicas moleculares basadas en marcadores de ADN y secuenciación son un gran apoyo para la taxonomía de los organismos. En particular los marcadores ISSR se han usado con mucho éxito por los resultados que ofrecen y la relativa facilidad con la que se obtienen. Para fines de identificación molecular, la

## Introduction

The use of forest exotic species offers, in most cases, the advantages over native species, in regard to the growth rate and cutting shifts, the latter which tend to be shorter; both criteria are essential to develop viable forest projects from the financial point of view. *Eucalyptus* species are used to get timber in short cycles but plantations are affected by pathogens and insects; *Botryosphaeria* fungus is causing severe diseases in such trees.

In Mexico there are commercial plantations of fast-growing eucalyptus (*Eucalyptus camaldulensis* Dehnh., *E. globulus* Labill., *E. grandis* W. Hill, *E. nitens* Deane & Maiden, *E. pellita* F. Muell., *E. urophylla* S. T. Blake and the *E. urophylla* x *grandis* (*E. urograndis*) hybrid (Velázquez *et al.*, 2013) established in the Estado de México, Guerrero, Michoacán, Oaxaca, Tabasco and Veracruz.

From this group of species, *E. nitens* and *E. globulus* are outstanding in environments at higher altitude prone to frost and *E. urophylla* in the humid tropics (Conafor, 2012). In the years 2010-2012, the first two taxa were used in plantations in the state of Michoacán, where mortality was recorded in trees aged three to four years old; the organisms involved in the dead or diseased tissues were fungi belonging to the Botryosphaeriaceae (Botryosphaeriales, Ascomycetes) family (De la Mora *et al.*, 2014). In southern Veracruz, in plantations of *E. grandis* and *E. urophylla* the existence of *B. rhodina* (Berk. & M. A. Curtis, 1970) was noted as the causing agent of dieback; the damaged trees showed root entanglement, so it is presumed that the fungi played a role of opportunistic pathogen (Cibrián, 2013).

Fungi of this family are widespread in the world and affect a diverse group of Dicotyledoneae, Monocotyledoneae and gymnosperms (Smith *et al.*, 2001; Mohali *et al.*, 2006; Pérez *et al.*, 2009, Pérez *et al.*, 2010). *Botryosphaeria* and *Neofusicoccum* genera are endophyte pathogens, opportunists, inducing cankers on stems and branches, dieback, fruit rot, collar rot and damping off in seedlings (Mohali *et al.*, 2006; Slippers and Wingfield, 2007).

Originally 13 species were determined for the *Neofusicoccum* genus number grows as additional studies are made (Sakalidis *et al.*, 2011). The molecular techniques based on DNA markers and sequencing are very supportive of the taxonomy of organisms. ISSR markers in particular have been used with great success by the results they offer and the relative ease with which they are obtained. For purposes of molecular identification, sequence comparisons or regions of genes associated with phylogeny (for example, ITS zones) it has revolutionized the current taxonomy of many eukaryotic organisms and are widely used (Jin *et al.*, 2003; Awasthi *et al.*, 2004).



comparación de secuencias o regiones de genes asociados a filogenia (por ejemplo, las zonas ITS) ha revolucionado la taxonomía actual de muchos organismos eucariontes y son ampliamente utilizadas (Jin *et al.*, 2003; Awasthi *et al.*, 2004).

El objetivo del presente trabajo fue caracterizar, comparar e identificar molecularmente aislamientos de *Botryosphaeria* sp., asociados a canchros y secamiento de yemas aislados de *Eucalyptus* sp., debido a la trascendencia de dichos hongos en las plantaciones forestales, urbanas, de restauración, agroforestales y comerciales.

## Materiales y Métodos

### Recolección de muestras

Se trabajó con 14 muestras de eucaliptos con síntomas de canchros, de las cuales se consideraron solo aquellas con características de *Botryosphaeria* sp. Nueve se obtuvieron de parcelas de la empresa Forestaciones Operativas de México S. A. de C. V. (REXCEL) (EFOMSA) y cinco de parcelas de la empresa Forestales PROTEAK durante 2013 y 2014 (Cuadro 1).

The aim of this study was to characterize, compare and identify molecularly isolates of *Botryosphaeria* sp., associated with cankers and drying of isolated buds of *Eucalyptus* sp., due to the importance of these fungi in the forest, urban, restoration, agroforestry and commercial plantations.

## Materials y Methods

### Sample collection

The assays were made with 14 *Eucalyptus* samples with canker symptoms, from which only those with *Botryosphaeria* sp. were taken into account. Nine came from plots of *Forestaciones Operativas de México S. A. de C. V.* (REXCEL) (EFOMSA) company and five from *Forestales PROTEAK* company during 2013 and 2014 (Table 1).

### Isolation and purification of the fungal isolates

Samples were disinfected with commercial 3 % sodium hypochlorite for 5 minutes; they were rinsed three times in sterile distilled water for 5 min each; they were dried with sterile absorbent

Cuadro 1. Sitios de muestreo de diferentes especies de eucalipto y claves usadas en el presente estudio.

Parcelas de muestreo	Claves	Especie de <i>Eucalyptus</i>	Lugar de origen
EFOMSA Parcela 1	AG-C I 114	<i>Eucalyptus nitens</i> Deane & Maiden	Ciudad Hidalgo
EFOMSA Parcela 1	AG-C I 55		Ciudad Hidalgo
EFOMSA Parcela 1	AG-C		Ciudad Hidalgo
EFOMSA Parcela 2	JA-S		Tuxpan
EFOMSA Parcela 2	MI-T I2		Tuxpan
EFOMSA Parcela 3	ED-PM I 43		Irimbo
EFOMSA Parcela 3	MAR		Irimbo
EFOMSA Parcela 4	FR-M	<i>Eucalyptus globulus</i> Labill.	Maravatío
EFOMSA Parcela 4	RA-A		Maravatío
PROTEAK Parcela 5	VC1	<i>Eucalyptus urophylla</i> S. T. Blake	Las Choapas
PROTEAK Parcela 5	VC2		Las Choapas
PROTEAK Parcela 5	VC3		Las Choapas
PROTEAK Parcela 5	VC4		Las Choapas
PROTEAK Parcela 5	VC5		Las Choapas



Table 1. Sampling sites of *Eucalyptus* species and keys used in the actual study.

Sampling plots	Keys	<i>Eucalyptus</i> species	Place of origin
EFOMSA Plot 1	AG-C I 114	<i>Eucalyptus nitens</i> Deane & Maiden	Ciudad Hidalgo
EFOMSA Plot 1	AG-C I 55		Ciudad Hidalgo
EFOMSA Plot 1	AG-C		Ciudad Hidalgo
EFOMSA Plot 2	JA-S		Tuxpan
EFOMSA Plot 2	MI-T I2		Tuxpan
EFOMSA Plot 3	ED-PM I 43		Irimbo
EFOMSA Plot 3	MAR		Irimbo
EFOMSA Plot 4	FR-M	<i>Eucalyptus globulus</i> Labill.	Maravatío
EFOMSA Plot 4	RA-A		Maravatío
PROTEAK Plot 5	VC1	<i>Eucalyptus urophylla</i> S. T. Blake	Las Choapas
PROTEAK Plot 5	VC2		Las Choapas
PROTEAK Plot 5	VC3		Las Choapas
PROTEAK Plot 5	VC4		Las Choapas
PROTEAK Plot 5	VC5		Las Choapas

### Aislamiento y purificación de los aislamientos de hongos

Las muestras se desinfectaron con hipoclorito de sodio comercial (3 %) por 5 minutos; se enjuagaron en tres ocasiones con agua destilada estéril por 5 min cada vez; se secaron con papel absorbente estéril y se sembraron tres secciones de cada muestra en medio de cultivo papa-dextrosa-agar 2 % (PDA, Bioxon) e incubaron a 25 ± 2 °C (consideradas como repeticiones, lo que hizo un total de 42 muestras), que se mantuvieron en las mismas condiciones durante 10 días. La purificación de cada aislamiento con características de *Botryosphaeria* sp. se realizó mediante punta de hifa, para lo cual, una vez desarrollado el micelio en PDA, una sección de aproximadamente 1 mm fue sembrada en cajas Petri con medio Agar-Agua (AA) y mantenido 24 h a la misma temperatura. El AA es un medio pobre en el cual el micelio crece en forma muy rala; el objetivo de utilizar este medio fue para tener mayor precisión al tomar la fracción de la hifa. Al mismo tiempo, otra sección de la misma, de aproximadamente 1 mm, se transfirió a medio de cultivo de Extracto de Malta-Agar 2 % (EMA) y se mantuvo un periodo de 20-30 días para su desarrollo en las condiciones de temperatura antes mencionadas.

### Caracterización morfológica

A partir de los aislamientos desarrollados en el medio de cultivo EMA, se evaluaron la coloración de micelio y el tipo de crecimiento del hongo. En los aislamientos AG-C I 114, ED-PM I 43 y FR-M a los 25 días se observó la presencia de

paper and three sections of each sample were sown in potato-dextrose agar 2 % (PDA, Bioxon) culture medium at 25 ± 2 °C (considered as replications, which made a total of 42 samples) which were maintained for 10 days. Purification of each isolate characteristics of *Botryosphaeria* sp. was performed by hyphae tip, for which, once the mycelium developed in PDA, a section of about 1 mm was sown in Petri dishes with water agar (AA, for its acronym in Spanish) medium and kept for 24 h at the same temperature. AA is a poor culture medium in which the mycelium grows in a very thin form, and in order to grow the mycelia in it was to achieve greater accuracy when taking the fraction of the hyphae. At the same time, another section of it about 1 mm was transferred to Malt Extract-Agar 2 % (MEA) culture medium and kept so for 20-30 days for its development in temperature conditions similar to those mentioned before.

### Morphological characterization

From the isolates developed in MEA culture medium, the mycelium color and the type of fungus growth were evaluated. In the AG-C I 114, ED-PM I 43 and FR-M isolates at day 25 the presence of black globular pycnidia covered by gray mycelium were observed but without the formation of conidia. These samples were processed according to Slippers and Wingfield (2007), who stated that in order to induce the formation of conidia in pycnidia the fungus should be grown in the AA or MAE medium supplemented with pine needles or small pieces of tissue from the host at 25 °C. The FR-M sample (plot 4) was used for the identification of such structures through slides from a Carl Zeiss compound microscope with the HardWare

picnidios negros, globulares, cubiertos de micelio de color gris, pero sin la formación de conidios. Estas muestras se procesaron de acuerdo a Slippers y Wingfield (2007), quienes señalan que para inducir la formación de conidios en picnidios se debe cultivar el hongo en medio AA o EMA suplementado con acículas de pino o pequeños trozos de tejido del hospedante, a 25 °C. La muestra FR-M (parcela 4) se utilizó para la identificación de dichas estructuras, a través de preparaciones microscópicas con un microscopio compuesto *Carl Zeiss* y el programa *HardWare Setup, Microscope: Leica DM2500, Test None. Image-Source: Leica DCF/DVM/ICD/IC3D Camera (Firewire A/B)*. En el caso del género, se realizó con las claves de Barnett y Hunter (1998) y de Sivanesan (1984) y para la especie se hizo con base en su morfología, de acuerdo a Smith *et al.* (2001).

### Caracterización e identificación molecular

Con la finalidad de comparar la variabilidad genética de las 42 muestras del hongo en estudio, se obtuvieron huellas de ADN tipo ISSR. El ADN se extrajo de los cultivos monoconidiales purificados en EMA con el protocolo CTAB I, a partir de las recomendaciones de Weising *et al.* (2005). La calidad del ADN se verificó en gel de agarosa 1.2 % en amortiguador TAE 1X (Tris-base, ácido acético glacial, EDTA 0.5 M pH 8.0). El ADN de alto peso molecular se visualizó en un transiluminador modelo *Universal Hood II (Bio-Rad)* y su concentración se cuantificó en un espectrofotómetro *NanoDrop (Lambda Bio 12 Perkin Elmer)*.

### Desarrollo de Marcadores ISSR

Se utilizaron los iniciadores  $(AC)_8YG$ ,  $(GA)_8YC$ ,  $(GACA)_4$ ,  $(GGAT)_4$  y  $(GATA)_4$  para caracterizar los aislamientos. Las reacciones de PCR se llevaron a cabo en un volumen final de 25  $\mu$ L. La mezcla de reacción contenía Buffer 1X,  $MgCl_2$  2.5 mM, Taq ADN polimerasa 1.5 U (Promega), dNTP 200  $\mu$ M, Iniciador 20 pM, ADN 100 ng y agua.

### Condiciones de termociclaje

Las muestras se amplificaron en el termociclador *Gene Amp PCR System 9700 (Applied Biosystems)* bajo el siguiente programa: un ciclo a 95 °C, 3 min; 35 ciclos [95 °C, 30 seg; 56 °C, 45 seg; 72 °C, 2 min] y un ciclo de extensión final a 72 °C durante 10 min. La temperatura de alineamiento para los iniciadores  $(GACA)_4$ ,  $(GGAT)_4$  y  $(GATA)_4$  fue de 48 °C. Para la separación de los fragmentos amplificados se trabajó en una cámara vertical C.B.S. *Scientific CO*® modelo *MVG-216-33* con una fuente de poder *E-C Apparatus Corporations*®, Modelo *EC-105*. El gel de acrilamida fue de 6 %, y se corrió a 245 voltios por 2.5 h, aproximadamente. Se utilizaron 2  $\mu$ L del marcador de peso molecular 100 pb ADN (Promega) y 3  $\mu$ L del marcador de 1 kb *O'GeneRuler*™ (Fermentas) con fines de ubicación de bandas.

Setup, Microscope: *Leica DM2500, Test None. Image-Source: Leica DCF/DVM/ICD/IC3D Camera (Firewire A/B)* program. The genus identification was performed with Barnett and Hunter (1998) and Sivanesan (1984) keys and the species was identified based on its morphology according to Smith *et al.* (2001).

### Molecular characterization and identification

In order to compare the genetic variability of the 42 studied fungi samples ISSR type DNA fingerprints were obtained. DNA was extracted from the monoconidial cultures purified in MEA with the CTAB I protocol from the recommendations of Weising *et al.* (2005). The DNA quality was confirmed in 1.2 % agarose gel in TAE 1X buffer (Tris-basis, glacial acetic acid, EDTA 0.5 M pH 8.0). The high molecular weight DNA was visualized through a *Universal Hood II (Bio-Rad)* model transiluminator and its concentration was quantified in a *NanoDrop Lambda Bio 12 model (Perkin Elmer)* spectrophotometer.

### Development of ISSR Markers

The  $(AC)_8YG$ ,  $(GA)_8YC$ ,  $(GACA)_4$ ,  $(GGAT)_4$  and  $(GATA)_4$  initiators were used to describe the isolations. The PCR reactions were carried out in a 25  $\mu$ L final volume. The reaction mix included 1X Buffer,  $MgCl_2$  2.5 mM, DNA Taq polymerase 1.5 U (Promega), dNTP 200  $\mu$ M, Initiator 20 pM, DNA 100 ng and water.

### Thermocycling conditions

The samples were amplified in the *Gene Amp PCR System 9700 (Applied Biosystems)* thermal cycler under the following program: one cycle at 95 °C, 3 min; 35 cycles [95 °C, 30 sec; 56 °C, 45 sec; 72 °C, 2 min] and final extension cycle at 72 °C for 10 min. The alignment temperature for the primers  $(GACA)_4$ ,  $(GGAT)_4$  and  $(GATA)_4$  was 48 °C. For separating the amplified fragments, a vertical chamber C.B.S. *Scientific CO*® *MVG-216-33* model with a power supply [Corporations® *E-C Apparatus, Model EC-105*] was used. The acrylamide gel was 6 %, and was run at 245 volts for 2.5 hours, approximately. 2  $\mu$ L of the molecular 100 bp DNA (Promega) weight marker and 3  $\mu$ L of 1 kb *O'GeneRuler*™ marker (Fermentas) were used for bands location purposes.

From the DNA profiles observed in the acrylamide gels, the percentage of mono and polymorphic bands was determined and with the data, a binary matrix was made. A dendrogram was built with the *Free-Tree* program 0.9.1.50 version and the Nei and Li/Dice coefficient by the *UPGMA* clustering method; the bootstrapping resampling was with 100 replicates. To display the dendrogram the *Tree View 1.6.6* program was used. Wherein the genetic distance of the samples tested was observed.



A partir de los perfiles de ADN observados en los geles de acrilamida, se determinó el porcentaje de bandas mono y polimórficas y con los datos se elaboró una matriz binaria. Se construyó un dendrograma con el programa *Free-Tree* versión 0.9.1.50 y el coeficiente *Nei and Li/Dice* mediante el método de agrupamiento UPGMA; el remuestreo *bootstrapping* fue con 100 repeticiones. Para visualizar el dendrograma se usó el programa *Tree View* 1.6.6, en el que se apreció la distancia genética de las muestras evaluadas.

## Secuenciación de la región ITS

Para la identificación molecular se utilizó un representante de los 14 aislamientos iniciales de los eucaliptos enfermos, debido a que los perfiles de las tres muestras consideradas como repeticiones fueron iguales. Se amplificó la zona ITS (espaciadores transcritos internos) con los iniciadores universales 5HP (5'-GGA AGG AGA AGT CGT AAC AAG G-3') y NL 4 (5'-GGT CCG TGT TTC AAG ACG G-3'). Las condiciones de reacción de PCR fueron: Buffer 1X, MgCl<sub>2</sub> 2.5 mM, Taq ADN polimerasa 1.5 U (Promega), dNTP 200 μM, iniciador 10 pM de c/u, ADN 100 ng y agua. El programa de termociclaje consistió de un ciclo a 95 °C por 4 min; 35 ciclos [94 °C, por 1 min; 58 °C, por 1 min; 72 °C por 2 min] y un ciclo de extensión final de 72 °C por 10 min. Las ampliaciones se visualizaron en geles de agarosa 1.2 %. Las imágenes fueron documentadas con apoyo del programa *Quantity One* (Bio-Rad®).

Los productos ITS se limpiaron con EXO-SAP, previo a la secuenciación. Una vez obtenidas las secuencias, se editaron con los programas *FinchTV* y *BioEdit* y se alinearon con *ClustalW*. Posteriormente, fueron comparadas con algunas registradas en el *GenBank* (*outgroup*) mediante el programa BLAST (<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/>). El alineamiento de todas las secuencias se realizó en el programa MEGA 6.05, así como el árbol filogenético construido con el método estadístico de Máxima Parsimonia (MP), para ello se emplearon 1 000 repeticiones *Bootstrap*. Las secuencias obtenidas se subieron a la base de datos NCBI.

## Resultados y Discusión

### Caracterización fenotípica

El micelio de algunos de los aislamientos (AG-C I 55, ED-PM I 143, MAR, MI-T I 2, VC1, FR-M y AG-C) presentó color blanco de aspecto algodonoso a los cinco días, y a los 10 días se tornó gris oscuro a negro, además de aéreo y abundante; estas muestras registraron mayor velocidad de crecimiento. Las AG-C I 114, JA-S, RA-A, VC2, VC3, VC4 y VC5 fueron más lentas al colonizar las cajas Petri; el color de su micelio fue negro y estuvo adherido al medio de cultivo.

### Sequencing of the ITS region

For molecular identification, a representative of the 14 initial isolates of the seek *Eucalyptus* isolates was used because the profiles of the 3 samples considered as replications were the same. The ITS region (internal transcribed spacers) was amplified with the 5HP universal primers (5'-GGA AGG AGA AGT CGT AAC AAG G-3') and NL 4 (5'-GGT CCG TGT TTC AAG ACG G-3'). The PCR reaction conditions were: Buffer 1X, MgCl<sub>2</sub> 2.5 mM, Taq DNA polymerase 1.5 U (Promega), dNTP 200 μM, 10 pM primer each, DNA 100 ng and water. The thermocycling program consisted of one cycle at 95 °C for 4 min; 35 cycles [94 °C for 1 min; 58 °C, for 1 min; 72 °C for 2 min] and a cycle of final extension at 72 °C for 10 min. Amplifications were visualized on 1.2 % agarose gels. Images were documented with the support of the *Quantity One* (Bio-Rad) software.

ITS products were cleaned with EXO-SAP prior to sequencing. After obtaining the sequences they were edited with *BioEdit* and *FinchTV* programs and aligned with *ClustalW*. They were then compared to some reported in the *GenBank* (*outgroup*) using the BLAST program (<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/>). Alignment of all sequences was performed in 6.05 MEGA program and the phylogenetic tree constructed using the statistical method of Maximum Parsimony (MP) using 1 000 bootstrap replicates. The sequences obtained were uploaded to the NCBI database.

## Results and Discussion

### Phenotypic characterization

The mycelium of some of the isolates (AG-C I 55, I 143 ED-PM, MAR, MI-T I 2, VC1, FR-M and AG-C) showed white fluffy appearance at day 5 and at the 10<sup>th</sup>, it turned from dark grey to black, as well as airy and abundant; these samples recorded greater growth speed. The AG-C I 114, JA-S, RA-A, VC2, VC3, VC4 and VC5 samples were slower when colonizing the Petri boxes; The color of the mycelium was black and it was stuck to the culture medium.

At 25 days, in the FR-M sample dark brown to black pseudothecia were observed immersed in the EMA culture medium; and the presence of pycnidia, conidia and mature asci with ascospores (Figure 1). These morphological characteristics are consistent with those reported by Smith *et al.* (2001) to *Botryosphaeria eucalyptorum* Crous, H. J. M. Smith *et* Wingf. sp. in nov.



A los 25 días se observaron pseudotecios de color café oscuro a negro, inmersos en el medio de cultivo EMA en la muestra FR-M, así como la presencia de picnidios, conidios y ascas maduras con ascosporas (Figura 1). Características morfológicas que coinciden con los resultados de Smith *et al.* (2001) para *Botryosphaeria eucalyptorum* Crous, H. Smith *et M. J. Wingf.* sp. nov.

Another feature that has been considered for the classification of the *Botryosphaeria* genus were the teleomorphic (sexual) and anamorphic (asexual) forms. But up to date, the taxonomy of the species of this genus is mainly dependent on the anamorphic, because some of the traits used for identification as the color of the conidia, the presence of septa, or stromal morphology as they have great plasticity within the genus (Denman *et al.*, 2000).



Figura 1. A) Parte de árbol enfermo utilizada; B) *Neofusicoccum* sp. en EMA a los 25 días; C) Aspecto de ascomas; D) Corte longitudinal de picnidios; E) Picnidio y conidio; F-H) Pseudotecios; I) Asca con ocho ascosporas, observadas a 60X con el microscopio compuesto.

Figure 1. A) Part of the seek tree that was used; B) *Neofusicoccum* sp. in MEA at 25 days; C) Look of the ascomes; D) Longitudinal cut of the pycnidia; E) Pycnidium and conidium; F-H) Pseudothecia; I) Asca with eight ascospores observed at 60X with a compound microscope.

Otro carácter que se ha considerado para la clasificación de las especies del género *Botryosphaeria* es la presencia de las formas teleomórficas (sexual) y anamórficas (asexual). Sin embargo a la fecha, la taxonomía de las especies depende principalmente de los anamorfos, debido a que algunas de las características utilizadas para su identificación como el color de los conidios, la existencia de septos, o la morfología del estroma tienen gran plasticidad dentro del taxon (Denman *et al.*, 2000).

ISSR

Todos los iniciadores utilizados fueron capaces de generar perfiles de huellas de ADN; en particular, (AC)<sub>8</sub>YG y (GACA)<sub>4</sub> resultaron los más informativos, porque amplificaron una cantidad de bandas superior y también mostraron mayor polimorfismo respecto al resto de los considerados; por esas razones se eligieron para hacer los agrupamientos (Figura 2). El caso contrario se verificó para (GA)<sub>8</sub>YC,(GGAT)<sub>4</sub> y (GATA)<sub>4</sub> que amplificaron pocas bandas y, por lo tanto, se decidió no incorporarlos al análisis de datos. Con los dos iniciadores seleccionados se visualizaron fragmentos de diferentes pesos moleculares, y para la contabilidad de las bandas de ADN solo se escogieron las de 300 pb hasta 1 500 pb, ya que fueron las de mejor consistencia y reproducibilidad en los geles de acrilamida. Cabe aclarar que las reacciones de PCR y los geles de acrilamida se corrieron al menos tres veces de manera independiente, sin observar variación en los resultados.

ISSR

All the primers that were used were able to generate DNA fingerprint profiles; (AC)<sub>8</sub>YG and (GACA)<sub>4</sub> in particular were the most informative as they amplified a greater number of bands and showed higher polymorphism compared to the rest of the others; therefore, they were selected to make the corresponding clusters (Figure 2). The opposite condition occurred for (GA)<sub>8</sub>YC,(GGAT)<sub>4</sub> and (GATA)<sub>4</sub> which amplified a few bands, and thus, it was decided not to include them in the data analysis. With the two selected primers fragments of different molecular weight were viewed and for counting the DNA bands only those of 300 bp up to 1 500 bp were chosen, as they had the best consistency and acrylamide gel reproducibility. It is worth noting that the PCR reactions and the acrylamide gels were run at least thrice in an independent way, without observing variations in the results.

With data derived from the gels and based on the molecular weight of the fragments, a binary matrix was made, which was coded with digit 1 for present bands and 0 for absent bands. In order to establish genomic groups with ISSR electrophoretic patterns and correlate them visually with the different observed mycelia in the isolates, a radial shape dendrogram was built (Figure 3), in which, mainly, four groups are recognized: group I is represented by MAR- *Neofusicoccum* sp., VC2- *Neofusicoccum* sp. and VC1-*Diplodia corticola* A. J. L. Phillips,

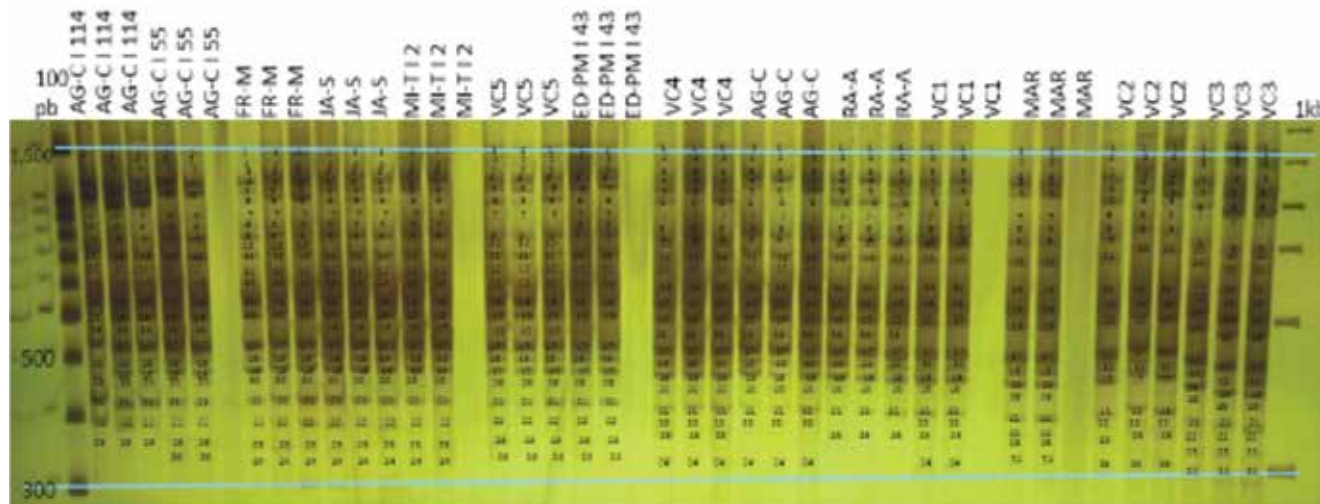


Figura 2. Huellas de ADN de aislamientos de *Botryosphaeria* obtenidas con el primer (GACA)<sub>4</sub> separadas en gel de acrilamida 6 %. Carril 1 y 44 marcador de peso molecular de 100 pb y 1 ksb Fermentas<sup>®</sup>.

Figure 2. DNA fingerprints from *Botryosphaeria* isolates obtained with the (GACA)<sub>4</sub> primer separated in 6 % acrylamide gel. Line 1 and 44 molecular 100 bp weight marker and 1 ksb Fermentas<sup>™</sup>.

Con los datos derivados de los geles y con base en el peso molecular de los fragmentos, se elaboró una matriz binaria en la que se codificó con el dígito 1 las bandas presentes y con 0 a las ausentes. Con el fin de establecer grupos genómicos con los patrones electroforéticos ISSR y correlacionarlos de

A. Alves & J. Luque 2004; group II, which contains VC3-*N. parvum* (Pennycook & Samuels) Crous, Slippers & A. J. Phillips, 2006, FR-M *Neofusicoccum* sp. and VC5 *Neofusicoccum* sp.; group III consisting of JA-S *Neofusicoccum* sp., AG-C I 55 *N. parvum*, AG-C I 114 *Neofusicoccum* sp., VC4-*Neofusicoccum* sp., ED-

forma visual con los diferentes micelios observados en los aislamientos, se construyó un dendrograma de forma radial (Figura 3), en el que se reconocen, principalmente, cuatro grupos: el grupo I representado por MAR- *Neofusicoccum* sp., VC2-*Neofusicoccum* sp. y VC1-*Diplodia corticola* A. J. L. Phillips, A. Alves & J. Luque 2004; el grupo II, que contiene a VC3-*N. parvum* (Pennycook & Samuels) Crous, Slippers & A. J. Phillips, 2006, FR-M *Neofusicoccum* sp. y VC5 *Neofusicoccum* sp.; el grupo III conformado por JA-S *Neofusicoccum* sp., AG-C I 55 *N. parvum*, AG-C I 114 *Neofusicoccum* sp., VC4-*Neofusicoccum* sp., ED-PM I 43-*N. parvum*., MI-T I 2 *N. eucalyptorum* (Crous, H. Sm. ter & M. J. Wingf.) Crous, Slippers & A. J. Phillips, 2006, y AG-C *N. parvum*; y el grupo IV, que incluye solamente a RA-A-*Lasiodiplodia pseudotheobromae* A. J. L. Phillips. A. Alves & Crous, 2008. Como se aprecia, el color de los micelios de los aislamientos al interior de cada grupo es variable, e incluso al interior de la misma especie puede ser diferente, como es el caso de *Neofusicoccum* sp.

PM I 43-*N. parvum*., MI-T I 2 *N. eucalyptorum* (Crous, H. Sm. ter & M. J. Wingf.) Crous, Slippers & A. J. Phillips, 2006, and AG-C *N. parvum*; and group IV, which includes only RA-A-*Lasiodiplodia pseudotheobromae* A. J. L. Phillips. A. Alves & Crous 2008. As shown, the color of the mycelia isolates within each group varies, even within the same species it may be different as in the case of *Neofusicoccum* sp.

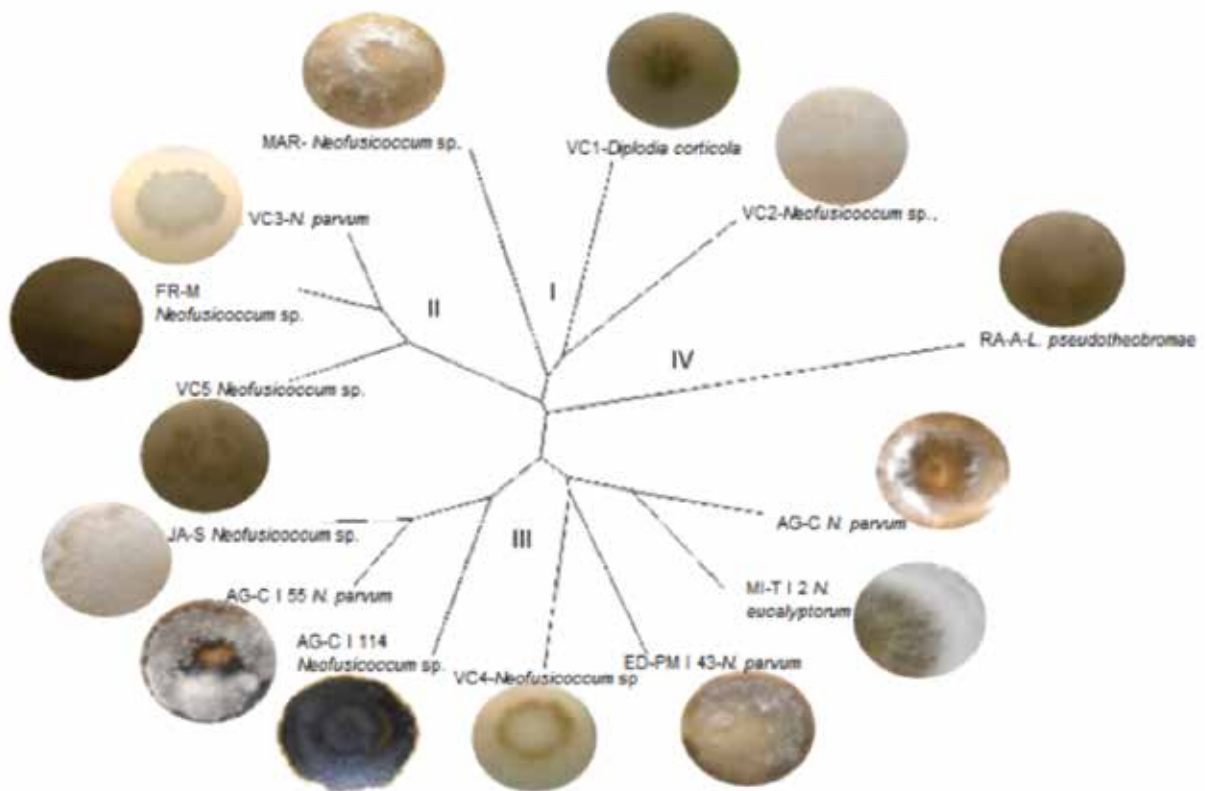


Figura 3. Dendrograma generado con perfiles ISSR obtenidos con los iniciadores  $(GACA)_4$  y  $(AC)_8YG$ , que expresa las relaciones genómicas del género *Botryosphaeria*. Se muestra la variabilidad en color y forma de crecimiento de los micelios de los diferentes aislamientos.

Figure 3. Dendrogram constructed from the ISSR profiles obtained with the  $(GACA)_4$  and  $(AC)_8YG$  primers, which exhibits the genomic relations of the *Botryosphaeria* genus. The variability in color and growth shape of the mycelia of the different isolates are shown.

Los perfiles de huellas de ADN de los distintos aislamientos revelaron alta relación genómica entre ellos. En el dendrograma respectivo no se separaron claramente las especies, quizá debido a la cantidad de fragmentos implicados en el análisis (24 totales). Sin embargo, en los tres grupos mayoritarios (I, II y III) se mezclaron diferentes especies del género. Es importante resaltar que la técnica ISSR, que se ha considerado en varias investigaciones como una opción robusta, permite estimar de forma rápida la variabilidad inter o intraespecífica de los organismos que se comparan, porque este tipo de marcadores se basa en la amplificación de fragmentos de ADN localizados entre dos regiones de microsatélites idénticos, las cuales son altamente conservadas entre las especies

### Análisis de secuencias

Los iniciadores 5HP y NL4 amplificaron fragmentos de aproximadamente 800 pb que corresponden a las regiones ITS de interés. Las secuencias se compararon con algunas secuencias cercanas reportadas en la base de datos del banco de genes del NCBI (National Center for Biotechnology Information, [HYPERLINK "http://www.ncbi.nlm.nih.gov"](http://www.ncbi.nlm.nih.gov)) por medio del programa BLAST (Basic Local Alignment Search Tool, <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/BLAST/>). La comparación con las accesiones de referencia mostró que la mayoría de los aislamientos pertenecían a *Neofusicoccum* sp; pero también se identificaron a *D. corticola*, *L. pseudotheobromae*, *N. eucalyptorum* y *N. parvum*. El número de accesión asignado por el NCBI a cada una de las 14 secuencias de los organismos en este estudio se indica en el Cuadro 2.

Cuadro 2. Identificación de secuencias.  
Table 2. Identification of sequences.

14 Muestras	(Accesiones NCBI)	Pares bases	Regiones codificadas				% Similitud
			ITS 1	5.8s	ITS 2	28s	
<i>Neofusicoccum</i> sp.	KT454774**	1 162					
AG-C I 114	KT454770*	1 060	< 1-114	115-272	273-428	429-1008 >	99
FR-M	KT454771*	1 059	< 1-166	167-324	325-480	481-1059 >	99
JA-S	KT454772*	707	< 1-158	159-316	317-472	473 >	99
VC5	KT581966*	1 071	< 1-167	168-325	326-481	482-1071 >	99
VC4	KT581965*	1 056	< 1-163	164-321	322-477	478-1052 >	99
MAR	KT454773*	1 067	< 1-163	164-321	322-477	478-1064 >	99
VC2	KT454774*	1 059	< 1-138	139-296	297-452	453-1031 >	99
<i>Neofusicoccum parvum</i> (Pennycook & Samuels) Crous, Slippers & A. J. Phillips, 2006	JN135282**	704					
AG-C I 55	KT581961*	1 066	< 1-141	142-299	300-454	455-1043	99
AG-C	KT581962*	949	< 1-162	163-320	321-476	477-948 >	99
ED-PM I 43	KT581963*	1 055	< 1-163	164-321	322-477	478-1055 >	98
VC3	KT581964*	995	< 1-113	114-271	272-427	428-945 >	99
<i>Neofusicoccum eucalyptorum</i>							
(Crous, H. Sm. ter & M. J. Wingf.) Crous, Slippers & A. J. Phillips, 2006	EU860376**	754					
MI-T I 2		1 066	Completa	Completa	Completa	Parcial	99

Continúa Cuadro 2...

The profiles of the DNA fingerprints of the different isolates revealed a high genomic relationship between them. In the corresponding dendrogram species are not clearly divided, maybe due to the amount of fragments taken in the analysis (a total of 24). However, in the three major groups (I, II and III), as can be seen, mix several species of the genus. It is important to highlight that the ISSR technique, that has been considered in various research studies as a strong one, allows a fast estimation, of the inter and intraspecific variability of the organisms that are compared, since this kind of markers is based upon the amplification of the DNA fragments located between two regions of identical microsatellites, which are highly preserved among species.

### Sequence analysis

The 5HP and NL4 primers amplified fragments near to 800 bp that belong to the ITS regions in discussion. Sequences were compared to some others registered in the data base of the gene bank of NCBI (National Center for Biotechnology Information, [www.ncbi.nlm.nih.gov](http://www.ncbi.nlm.nih.gov)) by means of the BLAST program (Basic Local Alignment Search Tool, <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/BLAST/>). The comparison with the reference accessions showed that most isolates belong to *Neofusicoccum* sp; but also *D. corticola*, *L. pseudotheobromae*, *N. eucalyptorum* and *N. parvum*. were identified. The accession number designated by NCBI to each of the 14 sequences of the organisms of this study are in Table 2.



Continúa Cuadro 2...

14 Muestras	(Accesiones NCBI)	Pares bases	Regiones codificadas				% Similitud
			ITS 1	5.8s	ITS 2	28s	
<i>Diplodia corticola</i> A. J. L. Phillips, A. Alves & J. Luque, 2004	KF500478**	1 074					
VCI	KT581967*	1 072	< 1-170	171-330	331-492	493-1072 >	97
<i>Lasiodiplodia pseudotheobromae</i> A. J. L. Phillips, A. Alves & Crous, 2008	FN645641**	1 454					
RA-A		1 010	Completa	Completa	Completa	Parcial	99

\*Número de accesión de aislamientos del presente estudio; \*\*Accesiones del *GenBank* usadas como referencia.

\*Accession number of the present isolates in this study; \*\*Accessions of the *GenBank* used as reference.

En el estado de Michoacán se hizo la identificación morfológica y molecular de *N. parvum* y *N. eucalyptorum* (*B. eucalyptorum*) en aislamientos de *E. nitens* y *E. globulus* asociados a muerte descendente. Las secuencias genéticas de *N. eucalyptorum* (números de accesión en NCBI: KC479184 y KC4799188) y *N. parvum* (KC479185, KC479186 y KC479187) tuvieron 100 % de similitud con las correspondientes en el presente estudio, lo que es el primer registro de estas dos especies en México responsables de la enfermedad (De la Mora *et al.*, 2014). Por lo tanto, la investigación que aquí se documenta, confirma la existencia de *N. parvum* y *N. eucalyptorum* aislados de árboles de eucalipto afectados con cancro.

Por otro lado, se ha consignado la existencia de *Lasiodiplodia theobromae* (Pat.) Griffon & Maubl., 1909 y *N. parvum* en frutos de mango y se les ha asociado con la muerte descendente y la pudrición del pedúnculo de ese fruto en México (Sandoval *et al.*, 2013). Dicho estudio es la primera exploración de especies de la familia *Botryosphaeriaceae* en tal cultivo. *L. theobromae*, *N. mangiferum* y *N. parvum* se asocian, regularmente, con enfermedades en las regiones productoras de mango en el mundo (Sakalidis *et al.*, 2011). *L. pseudotheobromae* fue reclasificada por Alves *et al.* (2008) como especie críptica de *L. theobromae* y la consideraron un taxón nuevo; desde entonces se ha reconocido en hospedantes con importancia comercial, como *Citrus* spp., *Coffea* sp., *Mangifera* spp. y *Rosa* sp. (Zhao *et al.*, 2010).

In Michoacán State, the morphological and molecular identification of *N. parvum* and *N. eucalyptorum* (*B. eucalyptorum*) was recorded in isolates of *E. nitens* and *E. globulus* linked to dieback. The genetic sequences of *N. eucalyptorum* (NCBI numbers of accession: KC479184 and KC4799188) and *N. parvum* (KC479185, KC479186 and KC479187) showed a similitude of 100 % with those of the actual study, which is the first report of these two species in Mexico which are responsible of the disease (De la Mora *et al.*, 2014). Therefore, the actual study confirms the existence of isolated *N. parvum* and *N. eucalyptorum* of damaged eucalyptus trees with canker.

On the other hand, *Lasiodiplodia theobromae* (Pat.) Griffon & Maubl., 1909 and *N. parvum* have been found in mango fruits, and the symptom has been linked with dieback and rottenness of the pedunculus of mango in Mexico (Sandoval *et al.*, 2013). Such study is the first survey of species of the *Botryosphaeriaceae* family in this product. *L. theobromae*, *N. mangiferum* and *N. parvum* are regularly related to diseases in the producing regions of mango in the world (Sakalidis *et al.*, 2011). *L. pseudotheobromae* was reclassified by Alves *et al.* (2008) as a cryptic species of *L. theobromae* and they took it as a new species; ever since, it has been recognized in hosts with commercial value such as *Citrus* spp., *Coffea* sp., *Mangifera* spp. and *Rosa* sp. (Zhao *et al.*, 2010).



Como ya se mencionó, hay complicaciones para la correcta identificación y diferenciación entre especies de *Botryosphaeria*. Los métodos moleculares son de gran apoyo para este propósito, principalmente mediante la secuenciación de ADN y la caracterización basada en marcadores moleculares que se acercan al conocimiento de la variabilidad genómica de los organismos de interés. Pero la descripción morfológica es necesaria para complementar la identificación de dichos taxa (Denman *et al.*, 2000; Phillips *et al.*, 2008) y, con base en sus rasgos aparentes, se han reconocido otras nuevas. La tendencia de este incremento se debe al hallazgo y descripción de especies del género encontradas en huéspedes diferentes, respecto a otro ya estudiado (Phillips *et al.*, 2007).

Se ha cuestionado la existencia de tantas especies, y, por lo tanto, que el número pueda ser menor, sobre todo al comparar sus secuencias de ADN. Punto de vista que se basa en el hecho de que las mutaciones de nucleótidos son las responsables del enorme polimorfismo biológico que favorece la evolución; y dado que las mutaciones suceden generalmente al azar, estas podrán tener o no impacto sobre la estructura final del organismo. Sin embargo, cuando las mutaciones afectan genes codificantes de proteínas, causan polimorfismos morfológicos un ejemplo de lo anterior es la variación en la coloración y forma del micelio de *Botryosphaeria*, y quizá ese sea el principal problema que ha dado lugar a la consideración de variados taxa, aun cuando las secuencias de ADN sugieren lo contrario, como fue también el caso del presente estudio.

## Análisis filogenético

El árbol filogenético construido con las secuencias ITS relacionó a los aislamientos más parecidos con base en su similitud (Figura 4). En el filograma se observan dos grupos cuya diferencia es de alrededor de 0.03 de distancia relativa; el grupo mayor se divide en dos subgrupos: el primero de ellos contiene a VC3, VC4, VC2, FR-M, AG C 114, JA-S, VC5, MAR, ED PM I 43 y AG C que se agruparon con las accesiones JN135282 y KJ657705 que corresponden a *N. parvum* y *N. sp.*, respectivamente; el segundo subgrupo con los aislamientos AG C155 y MI T I 2 agrupados con la accesión EU860376 perteneciente a *N. eucalyptorum*; y finalmente el grupo menor conformado por los aislamientos VC1 y RA A que se agruparon con FN645641 que comprende a *L. pseudotheobromae*.

As it has been mentioned before, there are difficulties for the right identification and separation among species of *Botryosphaeria*. Molecular methods are very useful to support this ending, mainly through DNA sequencing and the characterization based on molecular markers have approached to the knowledge of the genomic variability of the organisms in question. But the morphological becomes necessary to complete the identification of such species (Denman *et al.*, 2000; Phillips *et al.*, 2008), and based upon their apparent traits, new ones have been recognized. The tendency of this increase comes from the finding and description of the species of the genus found in different hosts in regard to another already studied (Phillips *et al.*, 2007).

The existence of so many species has been questioned, and, hence, that the number of them could be even smaller, in particular when comparing the DNA sequences. This viewpoint is based on the fact that the mutations of nucleotides are responsible for the huge biological polymorphism that favors evolution; and, since mutations usually occur at random, they can have or not impact upon the final structure of the organism. However, when mutations affect protein coding genes, they provoke morphological polymorphisms (Bruce *et al.*, 2002); an example would be the variation in the color and shape of the mycelium of *Botryosphaeria*, and maybe it is the major problem that has originated the idea of the so different taxa, even though the DNA sequences suggest the opposite, as it happened with the actual study.

## Phylogenetic analysis

The phylogenetic tree constructed with ITS sequences linked the closest isolates based on its similarity (Figure 4). In the phylogram two groups can be observed whose difference is around 0.03 relative distance; the largest group is divided into two subgroups: the first contains VC3, VC4, VC2, FR-M, AG C 114, JA-S, VC5, MAR, ED PM I 43 and AG C which were grouped with the JN135282 and KJ657705 accessions corresponding to *N. parvum* and *N. sp.*, respectively; the second subgroup with isolations AG C155 and MI T I 2 grouped with EU860376 accession which belongs to *N. eucalyptorum*; and finally the smallest group made up of the VC1 and RA A isolates that clustered with FN645641 corresponding to *L. pseudotheobromae*.



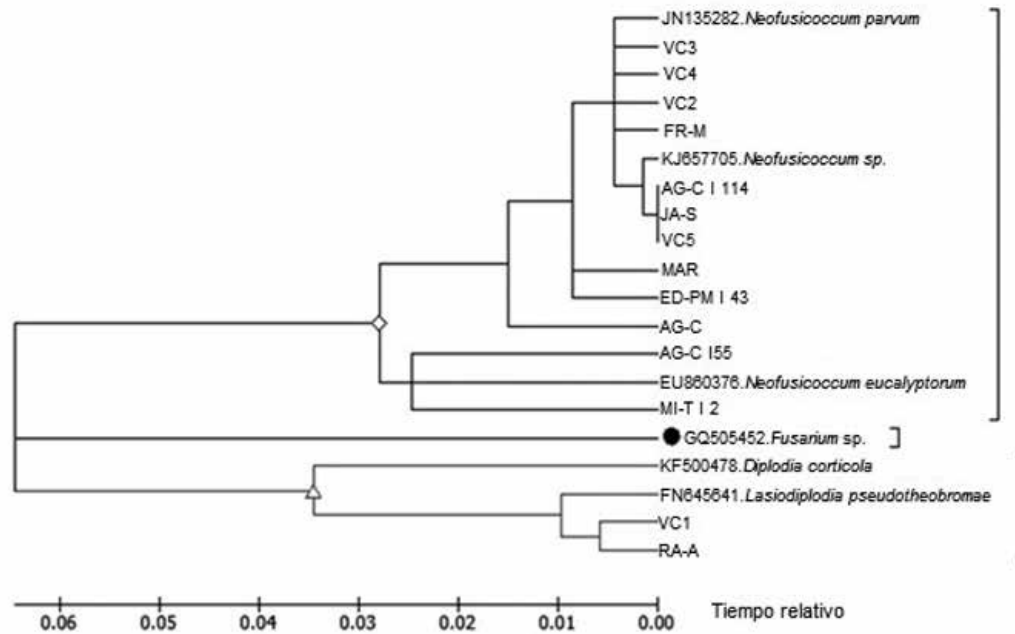


Figura 4. Árbol filogenético por Máxima Parsimonia obtenido de secuencias de la región ITS de *Neofusicoccum* sp., *D. corticola*, *L. pseudotheobromae*, *N. eucalyptorum* y *N. parvum* identificadas en el presente estudio. Las accesiones JN135282, KJ657705, EU860376, GQ505452, KF500478 y FN645641 representan a especies de referencia.

Figure 4. Phylogenetic tree by Maximum Parsimony obtained from sequences of the ITS region of *Neofusicoccum* sp., *D. corticola*, *L. pseudotheobromae*, *N. eucalyptorum* and *N. parvum* identified in this study. The JN135282, KJ657705, EU860376, GQ505452, KF500478 and FN645641 accessions are representative of the reference species.

## Conclusiones

Los aislamientos caracterizados con la técnica de ISSR del género *Botryosphaeria* mostraron poca variabilidad genómica entre sí, aun cuando estuvieron involucradas cinco especies.

Las diferencias a nivel de nucleótidos observadas en los aislamientos respecto a las especies utilizadas como *outgroups*, fueron de 1-3 %

Las especies identificadas y la incidencia de las asociadas a los canchros y secamientos de las muestras de eucaliptos enfermos que se obtuvo en las 14 muestras analizadas fueron *Neofusicoccum* sp. 50 %; *Neofusicoccum parvum* 29 %; *Neofusicoccum eucalyptorum*, 7 %; *Diplodia corticola* 7 % y *Lasiodiplodia pseudotheobromae* 7 %.

## Conclusions

The isolates described by the ISSR technique and that belong to the *Botryosphaeria* genus showed little genomic variability among them, even when five species were involved.

The differences at the nucleotide level that were observed in the studied isolates in regard to the species used as *outgroups*, were 1-3 %.

The species identified and the incidence of the species associated to cankers and drying of the samples of sick *Eucalyptus* that were obtained in the 14 analyzed samples were *Neofusicoccum* sp. 50 %; *Neofusicoccum parvum* 29 %; *Neofusicoccum eucalyptorum*, 7 %; *Diplodia corticola* 7 % and *Lasiodiplodia pseudotheobromae* 7 %.

## Conflict of interests

The authors declare no conflict of interests.



## Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

## Contribución por autor

Dany Gabriel Santiago-Santiago: realización de colectas, desarrollo de protocolos en laboratorio y escritura del manuscrito; Ernestina Valadez Moctezuma y David Cibrián Tovar: negociación del financiamiento para la ejecución del proyecto, supervisión del trabajo en todos los aspectos y conclusión del escrito final.

## Agradecimientos

El autor principal agradece la beca otorgada por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología para la obtención del grado de Maestro en Ciencias, así como a la Universidad Autónoma Chapingo por las facilidades y el presupuesto proporcionados para realizar la presente investigación.

## Referencias

- Alves, A., P. W. Crous, A. Correia and A. J. L. Phillips. 2008. Morphological and molecular data reveal cryptic species in *Lasiodiplodia theobromae*. *Fungal Diversity* 28: 1-13.
- Awasthi, A. K., G. M. Nagarajal, G. V. Naik, S. Kanginakudru, K. Thangavelu and J. Nagaraju. 2004. Genetic diversity and relationships in mulberry (genus *Morus*) as revealed by RAPD and ISSR marker assays. *BMC Genetics* 5: 1-8.
- Barnett, H. L. and B. B. Hunter. 1998. Illustrated genera of imperfect fungi. The American Phytopathological Society. St Paul, MN, USA. 218 p.
- Cibrián, T., D. 2013. Manual para la identificación y manejo de plagas en plantaciones forestales. México: Universidad Autónoma Chapingo-Conafor-Conacyt. México, D.F., México. 230 p.
- Comisión Nacional Forestal (Conafor). 2012. Programa de Desarrollo de Plantaciones Forestales Comerciales: A 15 años de su creación. <http://www.conafor.gob.mx:8080/biblioteca/ver.aspx?articulo=493> (2 de febrero de 2016).
- De la Mora C., J. G., D. Cibrián T. y O. A. Pérez V. 2014. *Neofusicoccum eucalyptorum* (= *Botryosphaeria eucalyptorum*) y *N. parvum*: patógenos en plantaciones de eucalipto en México. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 20(3): 187-197.
- Denman, D., P. C. Crous, J. E. Taylor, K. Ji-Chuan, I. Pascoe and M. J. Wingfield. 2000. An overview of the taxonomic history of *Botryosphaeria*, and a re-evaluation of its anamorphs based on morphology and ITS rDNA phylogeny. *Studies in Mycology* 45: 129-140.
- Jin, Y., T. He and B. R. Lu. 2003. Fine scale genetic structure in a wild soybean (*Glycine soja*) population and the implications for conservation. *New Phytologist* 159:513-519.
- Mohali, S., B. N. Slippers and M. J. Wingfield. 2006. Two new *Fusicoccum* species from *Acacia* and *Eucalyptus* in Venezuela based on morphology and DNA sequence data. *Mycological Research* 110 (4):405-413.
- Pérez, C. A., M. J. Wingfield, B. Slippers, N. A. Altier and R. A. Blanchette. 2009. *Neofusicoccum eucalyptorum*, an *Eucalyptus* pathogen on native Myrtaceae in Uruguay. *Plant Pathology* 58: 964-970.
- Pérez, C. A., M. J. Wingfield, B. Slippers, N. A. Altier and R. A. Blanchette. 2010. Endophytic and canker-associated *Botryosphaeriaceae* occurring on non-native *Eucalyptus* and native Myrtaceae trees in Uruguay. *Fungal Diversity* 41: 53-69.
- Phillips, A. J. L., P. W. Crous and A. Alves. 2007. *Diplodia seriata*, the anamorph of "*Botryosphaeria*" *obtusata*. *Fungal Diversity* 25: 141-155.

## Contribution by author

Dany Gabriel Santiago-Santiago: collection accomplishment, laboratory protocols and writing of the manuscript; Ernestina Valadez Moctezuma and David Cibrián Tovar: funding negotiations to carry out the Project, supervision of the whole work and final version of the manuscript.

## Acknowledgements

The first author wants to express his gratitude to the *Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología* for the grant to accomplish his Master of Science degree as well as to the *Universidad Autónoma Chapingo* for the facilities and financial support received to carry out the actual research study.

*End of the English version*



- Phillips, A. J. L., A. Alves, S. R. Pennycook, P. R. Johnston, A. Ramaley, A. Akulov and P. W. Crous. 2008. Resolving the phylogenetic and taxonomic status of dark-spored teleomorph genera in the *Botryosphaeriaceae*. *Persoonia* 21: 29-55.
- Sakalidis, M. L., G. E. St. J. Hardy and T. I. Burgess. 2011. Use of the Genealogical Sorting Index (GSI) to delineate species boundaries in the *Neofusicoccum parvum*-*Neofusicoccum ribis* species complex. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 60(320): 333-344.
- Sakalidis, M. L., J. D. Ray, V. Lanoiselet, G. E. St. J. Hardy and T. I. Burgess. 2011. Pathogenic *Botryosphaeriaceae* associated with *Mangifera indica* in the Kimberley Region of Western Australia. *European Journal of Plant Pathology* 130: 379-391.
- Sandoval, Z. M., A. D. Nieto, S. J. Sandoval I., O. D. Téliz, S. M. Orozco y V. H. Silva-Rojas. 2013. Hongos asociados a pudrición del pedúnculo y muerte descendente del mango (*Mangifera indica* L.). *Agrociencia* 47: 61-73.
- Sivanesan, A. 1984. The bitunicate Ascomycetes and their anamorphs. Lubrecht & Cramer, Ltd. Port Jervis, NY, USA. 701 p.
- Slippers, B and M. J. Wingfield. 2007. *Botryosphaeriaceae* as endophytes and latent pathogens of woody plants: diversity, ecology and impact. *Fungal Biology Reviews* 21: 90-06.
- Smith, H., P. W. Crous, M. J. Wingfield, T. A. Coutinho and B. D. Wingfield. 2001. *Botryosphaeria eucalyptorum* sp. nov., a new species in the *B. dothidea*-complex on *Eucalyptus* in South Africa. *Mycologia* 93(2): 277-285.
- Velázquez M., A. M. Fierros G., A. Aldrete, G. A. Gómez, C. S. Fernández, H. De los Santos y H. Ramírez C. 2013. Situación actual y perspectivas de las plantaciones forestales comerciales en México. *Comisión Nacional Forestal*. Guadalajara, Jal., México. 429 p.
- Weising, K., H. Nybom, M. Pfenninger, K. Wolff and G. Kahl. 2005. DNA fingerprinting in plants: principles, methods and applications. CRC press. Boca Raton, FL, USA. pp. 235-276.
- Zizumbo V., D. P. Colunga G. M., E. P. de la Cruz, P. Delgado V. and P. Gepts. 2005. Population structure and evolutionary dynamics of wild-weedy domesticated complexes of common bean in a Mesoamerican region. *Crop Science* 45:1073-1083.
- Zhao, J. P., Q. Lu, J. Liang, C. Decock and X. Y. Zhang. 2010. *Lasiodiplodia pseudotheobromae*, a new record of pathogenic fungus from some subtropical and tropical trees in southern China. *Cryptogamie Mycologie*. 31: 431-439.

## CONSEJO ARBITRAL

### Argentina

**Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria.-** M.Sc. Leonel Harrand  
**Museo Argentino de Ciencias Naturales.-** Dra. Ana María Faggi  
**Instituto Argentino de Investigaciones de las Zonas Áridas (IADIZA).-** Dr. Eduardo Martínez Carretero

### Canadá

**Université Laval, Québec.-** Ph. D. Roger Hernández

### Cuba

**Instituto de Investigaciones Fundamentales en Agricultura Tropical.-** Dra. Amelia Capote Rodríguez  
**Unión Nacional de Escritores y Artistas de Cuba.-** Dra. Raquel Carreras Rivero

### Chile

**Universidad del Bío Bío.-** Dr. Rubén Andrés Ananías Abuter

### España

**CIFOR-INIA.-** Dr. Eduardo López Senespleda, Dr. Gregorio Montero González, Dr. Sven Mutke Regneri  
**Fundación CEAM.-** Dra. María José Sáenz Sánchez  
**Universidad de Oviedo.-** Dr. Elías Afif Khouri  
**Universidad Politécnica de Madrid.-** Dr. Alfredo Blanco Andray, Dr. Luis Gil Sánchez, Dr. Alfonso San Miguel-Ayanz,  
Dr. Eduardo Tolosana, Dr. Santiago Vignote Peña

### Estados Unidos de América

**New Mexico State University.-** Ph.D. John G. Mexal  
**Northern Arizona University .-** Ph.D. Peter Z. Fulé  
**University of Colorado at Denver.-** Ph.D. Rafael Moreno Sánchez  
**University of Florida.-** Ph.D. Francisco Javier Escobedo Montoya  
**United States Department of Agriculture, Forest Service.-** Dr. Mark E. Fenn, Dr. Carlos Rodriguez Franco

### Italia

**International Plant Genetic Resources Institute.-** Dra. Laura K. Snook

### México

**Asociación Mexicana de Arboicultura.-** Dr. Daniel Rivas Torres  
**Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.-** Dr. José F. Conrado Parraguirre Lezama  
**Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C.** Dra. Luz María del Carmen Calvo Iribién  
Ph.D. José Luis Hernández Stefanoni  
**Centro de Investigación y Docencia Económicas.-** Dr. Alejandro José López-Feldman  
**CENTROGEO / CONACYT.-** Dra. Alejandra López Caloca  
**Colegio de la Frontera Sur.-** Dr. Bernardus H. J. de Jong, Dr. Mario González Espinosa, Ph.D. Jorge E. Macías Sámano,  
Dr. Neptalí Ramírez Marcial, Dr. Cristian Tovilla Hernández, Dr. Henricus Franciscus M. Vester  
**Colegio de Postgraduados.-** Dr. Arnulfo Aldrete, Dr. Dionicio Alvarado Rosales, Dr. Víctor M. Cetina Alcalá,  
Dra. Ma. de Lourdes de la Isla de Bauer, Dr. Héctor M. de los Santos Posadas, Dr. Armando Equihua Martínez,  
Dr. Ronald Ferrara-Cerrato, Dr. Edmundo García Moya, Dr. Manuel de Jesús González Guillén, Dr. Jesús Jasso Mata,  
Dr. Lauro López Mata, Dr. Javier López Upton, Dr. Martín Alfonso Mendoza Briseño, Dr. Antonio Trinidad Santos,  
Dr. Juan Ignacio Valdés Hernández, Dr. José René Valdez Lazalde, Dr. J. Jesús Vargas Hernández,  
Dra. Heike Dora M. Vibrans Lindemann  
**El Colegio de México.-** Dra. María Perevochtchikova

**El Colegio de Tlaxcala, A.C.-** M.C. Noé Santacruz García

**Instituto de Ecología, A. C.-** Dr. Pedro Guillermo Ángeles Álvarez, Dr. Ismael Raúl López Moreno

**Instituto Politécnico Nacional.-** Dr. Alejandro Daniel Camacho Vera, Ph.D. José de Jesús Nívar Cháidez,  
M.C. D. Leonor Quiroz García, Ph.D. Sadoth Sandoval Torres

**PRONATURA.-** Dr. José A. Benjamín Ordoñez Díaz

**Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro.-** Dr. Eladio Heriberto Cornejo Oviedo, M.C. Salvador Valencia Manzo

**Universidad Autónoma Chapingo.-** M.C. Beatriz Cecilia Aguilar Valdez, M.C. Baldemar Arteaga Martínez,  
Dra. Emma Estrada Martínez, M.C. Mario Fuentes Salinas, M.C. Enrique Guízar Nolasco, Dra. María Isabel Palacios Rangel,  
Dr. Hugo Ramírez Maldonado, Dr. Dante Arturo Rodríguez Trejo, Dr. Leonardo Sánchez Rojas, Dr. Enrique Serrano Gálvez,  
Dra. Ernestina Valadez Moctezuma

**Universidad Autónoma de Baja California Sur.-** Dr. José Antonio Martínez de la Torre

**Universidad Autónoma de Chihuahua.-** Ph.D. Concepción Luján Álvarez, Ph.D. Jesús Miguel Olivas García

**Universidad Autónoma de Guadalajara.-** Dr. Mauricio Alcocer Ruthling

**Universidad Autónoma de Nuevo León .-** Dr. Glafiro J. Alanís Flores, Dr. Enrique Jurado Ybarra,  
Dr. José Guadalupe Marmolejo Monsiváis, Dr. Eduardo Javier Treviño Garza

**Universidad Autónoma de Querétaro.-** Dr. Luis Gerardo Hernández Sandoval

**Universidad Autónoma de San Luis Potosí.-** M.C. Carlos Arturo Aguirre Salado

**Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.-** Dra. Ana Laura López Escamilla, Dr. Ángel Moreno Fuentes

**Universidad Autónoma del Estado de México.-** Dr. Darío Ibarra Zavala, Dr. Armando Burgos-Solorio

**Universidad Autónoma Indígena de México.-** Dra. Hilda Susana Azpiroz Rivero

**Universidad Autónoma Metropolitana.-** Dr. Héctor Castillo Juárez, Dra. Carmen de la Paz Pérez Olvera

**Universidad de Guadalajara.-** Dr. Luis Ramón Bravo García, Dr. Ezequiel Delgado Fourné,  
M.C. Francisco Javier Fuentes Talavera, M.C. María Guadalupe Lomelí Ramírez, M.C. Roberto Novelo González,  
Dr. Rubén Sanjuán Dueñas

**Universidad del Mar.-** M.C. Verónica Ortega Baranda

**Universidad Juárez del Estado de Durango.-**Dr. Javier Leonardo Bretado Velázquez,  
Dr. Hermes Alejandro Castellanos Bocaz, Dr. José Javier Corral Rivas, Ph.D. José Ciro Hernández Díaz,  
Dr. Marín Pompa García, Dr. José Ángel Prieto Ruíz

**Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.-** Dr. José Cruz de León, M.C. Marco Antonio Herrera Ferreyra,  
Dr. Alejandro Martínez Palacios, Dr. José Guadalupe Rutiaga Quiñones, Dr. David Zavala Zavala

**Universidad Nacional Autónoma de México.-** Dra. María del Consuelo Bonfil Sanders, Dr. Humberto Bravo Álvarez,  
Dra. Eliane Ceccón, Dr. Joaquín Cifuentes Blanco, Dr. Abisaf Josué García Mendoza, Dr. Roberto Garibay Orijel,  
Dr. Julio Alberto Lemos Espinal, Dr. Daniel Piñero Dalmáu, Dr. Américo Saldívar Valdés, Dra. Teresa Terrazas Salgado,  
M. C. Verónica del Pilar Reyero Hernández, Dra. Ana Laura Wegier Briuolo

**Universidad Veracruzana.-** Dr. Lázaro Rafael Sánchez Velásquez

**Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias.-** Dr. Miguel Acosta Mireles,  
Dr. Juan de Dios Benavides Solorio, Dr. Fernando Carrillo Anzures, Dr. Carlos Román Castillo Martínez,  
Dr. José Gilberto Chávez León, Dr. José Germán Flores Garnica, M.C. Antonio González Hernández,  
Dr. Vidal Guerra de la Cruz, Dr. José Amador Honorato Salazar, Dr. Fabián Islas Gutiérrez, Dr. Emiliano Loeza Kuk,  
M.C. José Francisco López Toledo, Dr. Martín Martínez Salvador,  
Dra. Aixchel Maya Martínez, Dr. José Isidro Melchor Marroquín, M.C. Carlos Mallén Rivera, Dr. Ramiro Pérez Miranda,  
Dr. Guillermo Sánchez Martínez, Dr. Erasto Domingo Sotelo Ruiz, Dr. Arturo Gerardo Valles Gándara, Dr. José Villanueva Díaz,  
M.C. Eulalia Edith Villavicencio Gutiérrez, Dr. Fernando Carrillo Anzures, Dr. Francisco Becerra Luna,  
M.C. Georgette Moctezuma López, M.C. Francisco Moreno Sánchez, M.C. Martín Enrique Romero Sánchez,  
Dr. Juan Carlos Tamarit Urias, M.C. Efraín Velasco Bautista

**Consultores Privados.-** Dr. Gustavo Cruz Bello, M.C. Juan Islas Gutiérrez, M.Sc. Rosalía A. Cuevas Rangel,  
Dra. Teresita del Niño Jesús Marín Hernández

El envío de artículos, ensayos y notas técnicas; así como, las instrucciones y fuente tipográfica para su presentación las puede consultar en la página [www.inifap.gob.mx](http://www.inifap.gob.mx)

Para su recepción se deberá cubrir una cuota de \$ 750.00 (Setecientos cincuenta pesos 00/100 M.N.) y para su publicación de \$ 350.00 (Trescientos cincuenta pesos 00/100 M.N.) por página completa publicada (traducción y gastos de edición).

El pago de suscripciones y publicación de artículos se realizará por medio de un depósito a nombre del INIFAP/CENID-COMEF, en la cuenta No. 0657617851, Clabe Interbancaria 072 180 00657617851 2, del Grupo Financiero BANORTE, Sucursal No. 2037. En el caso de suscripciones internacionales, la Clave SWIFTT correspondiente es: MENOMXMT. Se deberá enviar copia del depósito por fax o correo electrónico. Si el pago es con cheque, se requiere expedirlo a nombre del INIFAP/CENID-COMEF.

Precios de suscripción (incluye envío)			
Nacional:	\$	600.00	Institucional / Individual
Extranjero	\$	90.00 USD	Institucional / Individual

Toda correspondencia relacionada con la revista, favor de dirigirla a:

Editor en Jefe de la Revista Mexicana de Ciencias Forestales  
Av. Progreso No. 5  
Barrio de Santa Catarina  
Delegación Coyoacán  
C.P. 04010 México, D. F. México.  
Correo-e: [ciencia.forestal@inifap.gob.mx](mailto:ciencia.forestal@inifap.gob.mx)  
Teléfono y Fax: (+52-55) 3626-8697  
Conmutador: (+52-55) 3626-8700 ext. 112

Producción: Marisela C. Zamora Martínez  
Cuidado de la Edición: Marisela C. Zamora Martínez  
Diseño y formación: Silvia Onodera Hamano  
Asistencia técnica: Miguel Ángel Cruz Reyes  
Asistencia editorial: Laura Gabriela Herrerías Mier  
Asistencia administrativa: Rosalía Cano Santamaría  
Impresión, encuadernación y terminado:  
Graphx, S.A. de C.V.

El

Volumen 6,  
Número 32 de la  
*Revista Mexicana de Ciencias  
Forestales*, es una versión íntegra  
y fiel de la impresa en noviembre  
de 2015 por: Graphx, S.A. de C.V.  
Tacuba 40 - 205, Col. Centro C.P.  
06010, Deleg. Cuauhtémoc,  
México, D.F.

## Vol. 6 Núm. 32 2015

Contenido y captura potencial de carbono en la biomasa forestal de San Pedro Jacuaro, Michoacán  
Carbon content and its potential sequestration in the forest biomass of *San Pedro Jacuaro, Michoacán State*

Relación hábitat-densidad de *Odocoileus virginianus couesi* (Coues & Yarrow, 1875) en la Sierra del Laurel, Aguascalientes  
*Odocoileus virginianus couesi* (Coues & Yarrow, 1875) habitat-density ratio in *Sierra del Laurel, Aguascalientes*

Cambios en la vegetación del matorral desértico micrófilo en un área bajo manejo  
Changes in the microphyll desert scrubland vegetation in an area under management

Efectos del manejo forestal en la repoblación de *Pinus* spp. en la Sierra Norte de Oaxaca, México  
Effects of forest management on the repopulation of *Pinus* spp. in the Northern *Sierra of Oaxaca, Mexico*

Identificación de daños en el arbolado de tres parques del Distrito Federal  
Identification of tree damages of three parks of Mexico City

Supervivencia de *Pinus leiophylla* Schiede ex Schltdl. et Cham. en campo mediante la aplicación de espuma fenólica hidratada  
*Pinus leiophylla* Schiede ex Schltdl. et Cham. survival in the field from the addition of cell phenolic foam

Identificación molecular del complejo *Botryosphaeria* sp. asociado a canchros y secamiento de yemas en *Eucalyptus* sp.  
Molecular identification of the *Botryosphaeria* sp. complex related to cankers and drying of buds in *Eucalyptus* sp.