

INSTITUTO POTOSINO
DE INVESTIGACIÓN
CIENTÍFICA Y TECNOLÓGICA, A.C.

IPICYT

MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES

TASAS DE ESTABLECIMIENTO DE PLÁNTULAS DE ENCINOS (*Quercus* spp.) ANTE DIFERENTES ESCENARIOS DE CAMBIO CLIMÁTICO EN AMBIENTES TEMPLADOS

Tesis que presenta:

ERNESTO MASCOT GÓMEZ

Para obtener el grado de

Maestro en Ciencias Ambientales

Director de tesis:

Dr. Ernesto Iván Badano



Constancia de aprobación de la tesis

La tesis "***Tasas de establecimiento de plántulas de encinos (*quercus spp.*) ante diferentes escenarios de cambio climático en ambientes templados***" presentada para obtener el Grado de Maestro en Ciencias Ambientales fue elaborada por **Ernesto Mascot Gómez** y aprobada el **dieciséis de julio del dos mil quince** por los suscritos, designados por el Colegio de Profesores de la División de Ciencias Ambientales del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C.

Dr. Ernesto Iván Badano
Director de la tesis

Dr. David Douterlungne Rotsaert
Miembro del Comité Tutorial

Dr. Joel David Flores Rivas
Miembro del Comité Tutorial



Créditos Institucionales

Esta tesis fue elaborada en la División de Ciencias Ambientales del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C., bajo la dirección del Dr. Ernesto Iván Badano.

Durante la realización del trabajo, el autor recibió una beca académica del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT-296779).

Este proyecto fue financiado por el Fondo Sectorial de Investigación para la Educación SEP-CONACYT clave CB-2013/221623.





Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C.

Acta de Examen de Grado

El Secretario Académico del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C., certifica que en el Acta 017 del Libro Primero de Actas de Exámenes de Grado del Programa de Maestría en Ciencias Ambientales está asentado lo siguiente:

En la ciudad de San Luis Potosí a los 16 días del mes de julio del año 2015, se reunió a las 10:00 horas en las instalaciones del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C., el Jurado integrado por:

Dr. Joel David Flores Rivas	Presidente	IPICYT
Dr. David Douterlungne Rotsaert	Secretario	IPICYT
Dr. Ernesto Iván Badano _	Sinodal	IPICYT

a fin de efectuar el examen, que para obtener el Grado de:

MAESTRO EN CIENCIAS AMBIENTALES

sustentó el C.

Ernesto Mascot Gómez

sobre la Tesis intitulada:

Tasas de establecimiento de plántulas de encinos (quercus spp.) ante diferentes escenarios de cambio climático en ambientes templados

que se desarrolló bajo la dirección de

Dr. Ernesto Iván Badano _

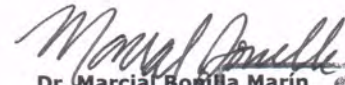
El Jurado, después de deliberar, determinó

APROBARLO

Dándose por terminado el acto a las 11:25 horas, procediendo a la firma del Acta los integrantes del Jurado. Dando fe el Secretario Académico del Instituto.

A petición del interesado y para los fines que al mismo convengan, se extiende el presente documento en la ciudad de San Luis Potosí, S.L.P., México, a los 16 días del mes de julio de 2015.


Mtra. Ivonne Lizette Cuevas Vélez
Jefa del Departamento del Posgrado


Dr. Marcial Bonilla Marín
Secretario Académico



DEDICATORIA

A mi padre, Raymundo Mascot Manzano †

Porque no se muere a quien va, solo quien se olvida. A pesar de no estar físicamente a mi lado, le recuerdo en cada logro que tengo, las bases sembradas han dado frutos, seguimos avanzando.

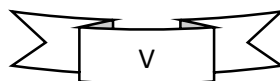
A mi madre, Rebeca Gómez Crespo

Una vez más, gracias por el apoyo, sé lo complicado que es dejar partir a un hijo, a pesar de ello nunca me dejas rendir eres mi motor para dar lo mejor, gracias por alentarme a ir conseguir mis metas y a saber que mis problemas no son nada en comparación con lo que usted ha sufrido, gracias por todo eso.

A mi hermano Ray. Amigo, sin querer ambos tuvimos la desgracia de estar lejos de casa, y eso nos ha ayudado a valorar muchas cosas y personas, estoy contento de que sigas adelante, vamos a darle que esto apenas inicia.

A mi hermana Janet, que en mi ausencia ha cargado con más de la cuenta, y sin embargo, tiene el deseo de superarse, lo único que te puedo decir es que estoy orgulloso de ti y no te rindas.

A mis hermanos Daniel y David, échenle ganas amigos, sé que esto del mundo académico es complicado pero con esfuerzo y dedicación lo pueden a lograr. La educación es lo único que les puede ayudar a tener una mejor vida, no lo olviden.



AGRADECIMIENTOS

A mi nueva casa académica, el IPICYT que, lejos de lo académico me ha dejado excelentes vivencias y aprendizajes.

A mi profesor, Ernesto Badano, que con sus enseñanzas, consejos y (en algunas ocasiones) sus regaños que me han ayudado a crecer profesionalmente, dejándome la lección de siempre dar lo mejor e ir por más.

A mis compañeros y amigos que ayudaron en el trabajo de campo en esta investigación Erik Sánchez, Antonio Gamboa y Víctor Hugo. Sin su ayuda, hubiera sido más complicado desarrollar todo esto.

También agradezco la ayuda y compañía de los amigos que en la distancia se volvieron mis hermanos Charly Contreras, Norma Luna, gracias por todas las experiencias compartidas.

Se agradece profundamente a la Ing. Ana Mayra Garza Peña, propietaria de la Unidad de Manejo Ambiental “La Laguna”, por todo el apoyo brindado durante las labores de campo. Su colaboración fue imprescindible para el desarrollo de esta tesis.

Le agradece al Técnico Académico de la División de Ciencias Ambientales (y amigo) Juan Pablo Rodas Ortiz, quien participó activamente en las labores de campo y laboratorio que se desarrollaron durante la investigación de esta tesis, así como por los consejos brindados..

Se agradece el financiamiento aportado para esta investigación por el proyecto “Dinámicas de reclutamiento de encinos (*Quercus* spp.) en escenarios de cambio climático” (Fondo Sectorial de Investigación para la Educación SEP-CONACYT clave CB-2013/221623) asignado al Dr. Ernesto Iván Badano.

ÍNDICE

RESUMEN	VIII
ABSTRACT	IX
INTRODUCCIÓN	1
HIPÓTESIS	6
OBJETIVO GENERAL	6
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	7
MATERIALES Y MÉTODOS	8
Sitio de estudio y especies objeto	8
Diseño experimental	10
Monitoreo climático	12
Supervivencia de plántulas	13
Análisis estadísticos	14
RESULTADOS	16
Simulación de escenarios climáticos.....	16
Supervivencia de plántulas	20
DISCUSIÓN	25
CONCLUSIONES.....	30
REFERENCIAS.....	31

RESUMEN

El cambio climático es un fenómeno que amenaza la distribución y el mantenimiento de las especies vegetales y, en los últimos años, se han realizado varias investigaciones para predecir cuáles serán las condiciones atmosféricas en el futuro. Dada la capacidad de los ecosistemas forestales para amortiguar estos efectos, el objetivo de esta investigación fue evaluar el impacto del calentamiento inducido y la reducción de la precipitación sobre la supervivencia en plántulas de seis especies de encino (*Quercus* spp.) en zonas forestales conservadas y perturbadas de la Sierra de Álvarez, San Luis Potosí. Para ello se realizaron experimentos de trasplante de plántulas en estos dos tipos de hábitat (conservado y deforestado). En cada hábitat se instalaron diez cámaras de techo abierto (OTC) para incrementar la temperatura al interior de ellas. Sobre cinco de las OTC establecidas en cada hábitat se colocó además un sistema de canaletas para reducir la precipitación en su interior, y así simular incrementos de la temperatura mientras se reduce la precipitación (OTC-R). En cada tipo de hábitat se instalaron cinco parcelas control sin manipulación climática que pudiera afectar la supervivencia de las plántulas. La temperatura aumentó entre 1.28 °C y 1.84 °C en las parcelas OTC y OTC-R, en comparación con las parcelas control respectivamente. Asimismo, la precipitación se redujo 8-9% en las parcelas OTC-R. Tanto al interior del bosque (hábitat conservado) como en la zona perturbada (hábitat deforestado), la supervivencia de cuatro especies de encinos se redujo en los escenarios de cambio climáticos simulados. Esto permite concluir que los encinos pueden ser muy sensibles a las futuras condiciones de cambio climático. Sin embargo, los resultados también sugieren que algunas especies podrían tolerar las nuevas condiciones climáticas.

Palabras Calve: Encinos, Cambio Climático, OTCs, Cambio en Uso de Suelo

ABSTRACT

Climate change is a phenomenon that threatens the distribution and maintenance of plant species and, in recent years, several studies have been conducted to predict the future atmospheric conditions. Because forest ecosystems can ameliorate these effects, the aim of this research was to evaluate the impact of induced warming and reduced rainfall on seedling survival of six oak species (*Quercus* spp.) in well-preserved forest areas and disturbed areas of Sierra de Alvarez, San Luis Potosi. For this, we performed seedling transplant experiments in these two habitat types (preserved and deforested). At each habitat we installed ten open top chambers (OTC) to increase the temperature inside them. On five of the OTC established at each habitat we also installed gutters systems to reduce rainfall within them, and hence simulate increases of temperature while precipitation is reduced (OTC-R). At each habitat type we installed five control plots without climatic manipulation that can affect seedling survival. Temperature was increased between 1.28° and 1.84° C in OTC and OTC-R treatments, respectively, as compared to control plots. Further, precipitation was reduced 9-8% in the OTC-R plots. Both within the forest (preserved habitat) and the disturbed area (deforested habitat), the survival of four oaks species was reduced by the simulated climate change scenarios. This allows concluding that oaks may be highly sensitive to future climate change conditions. However, the results also suggest that a few species could tolerate the new climatic conditions.

Keywords: Oaks, Change Climate, OTC, Change in land use

INTRODUCCIÓN

Durante el siglo pasado se registraron incrementos en la temperatura del planeta entre 4 y 8 °C que no son explicables en su totalidad por causas naturales, siendo las décadas de los 80's y los 90's las más cálidas (Kirtman et al., 2013). Según la información científica disponible, parte de este proceso de calentamiento estaría vinculado a la acumulación de gases de efecto invernadero en la atmósfera, como son el dióxido de carbono, el metano y el vapor de agua, entre otros (Kirtman et al., 2013). De hecho, desde 1750 a la fecha se ha registrado un aumento en la concentración atmosférica de estos gases, que en su mayor parte ha sido atribuido al incremento de las actividades humanas (Estrada, 2001). A causa de estos fenómenos, en los últimos años se han desarrollado diversas investigaciones que intentan predecir cuáles serán las condiciones atmosféricas de temperatura y precipitación en los próximos años (Kirtman et al., 2013). Estas predicciones sugieren que para el año 2100 la temperatura media del planeta se incrementará en un intervalo de 1.4 a 2° C (Gómez-Mendoza & Arriaga, 2007). Sin embargo, existen predicciones más severas que aseguran que el incremento de la temperatura llegará hasta los 5.8° C, en comparación con las temperaturas registradas en 1990, afectando con ello los regímenes de precipitación (Martínez-Fernández, 2007; Zacarías-Eslava & Castillo, 2010). Los modelos climáticos aplicados al territorio mexicano concuerdan con el panorama global donde, además de incrementos en la temperatura de hasta 3 °C, podrían esperarse reducciones en las precipitaciones anuales de hasta un 10% en el transcurso del presente siglo (Martínez-Fernández, 2007). En este sentido, debido a que las especies vegetales se encuentran adaptadas a ciertas condiciones de temperatura y humedad, se predice que estas

variaciones climáticas podrían afectar su distribución y tasas de establecimiento de los ecosistemas (Gómez-Mendoza & Arriaga, 2007; Romo, 2011).

Por su extensión y por las especies que los componen; los pastizales, los matorrales de zonas áridas y los bosques templados están dentro de los principales ecosistemas de nuestro país donde podrían registrarse mayores los efectos del cambio climático (SEMARNAT, 2009). Esto afectaría la elevada diversidad en flora y fauna contenida en ellos, además de los diferentes ciclos biogeoquímicos en los que participan, tales como el ciclo del carbono y del agua, reduciendo así su contribución al soporte de suelos y cuencas hidrográficas (Pérez et al. 2007). Pese a esto, actualmente no se han realizado estudios experimentales dirigidos a evaluar el impacto del cambio climático sobre la vegetación de estos ecosistemas, en particular, los bosques de templados.

Dentro de los ecosistemas forestales de México, los bosques de encino (*Quercus* spp., Fagaceae) llaman especialmente la atención en estos escenarios de cambio climático, ya que nuestro país cuenta con el 30 % de las especies descritas a nivel mundial para este grupo de plantas (161 de 531 especies) (Gómez-Mendoza & Arriaga, 2007). Los encinos son árboles y arbustos que, debido a modificaciones evolutivas y adaptaciones selectivas, lograron establecerse en una gran variedad de hábitats, presentando dinámicas poblaciones complejas que son determinantes para la supervivencia de cada especie (Valencia, 2004). La mayor diversidad de especies del género *Quercus* se encuentra en el intervalo altitudinal de 1,200 a 2,800 m (Encina-Domínguez et al., 2007) y sus bosques cubren aproximadamente el 5.5% de la superficie del país (Valencia, 2004). Estos ecosistemas forestales desempeñan múltiples funciones que sustentan una alta diversidad de especies

animales y vegetales asociadas a ellos, a la vez que proveen múltiples servicios ambientales a las comunidades humanas (Escobar-Flores, 2011).

A pesar de la alta diversidad biológica de los bosques de encino de ambientes templados, estos ecosistemas muestran una severa alteración en relación a su superficie original, estimándose que su cobertura se ha reducido en más del 50% a lo largo de los últimos 500 años (Céspedes-Flores & Moreno-Sánchez, 2010). Esta pérdida de bosques se asocia al aprovechamiento desmedido de recursos maderables y posteriores cambios en la vocación del suelo, principalmente para el desarrollo de actividades agrícolas y ganaderas (Challenger, 2001; Encina-Domínguez et al., 2007). A estos impactos directos de las actividades humanas se suma el potencial efecto que puede tener el cambio climático sobre estas especies. Se ha propuesto que el género *Quercus* en México sufrirá procesos de pérdida de diversidad genética, extinciones locales y cambios en la distribución geográfica de sus especies a causa de este fenómeno (Zacarías-Eslava & Del Castillo, 2010). En términos generales, se ha propuesto que la distribución territorial de las especies vegetales de climas templados húmedos y subhúmedos se reducirá en un 46% (INE, 2014), por lo que cabría esperar que los rangos de distribución de varias especies de encinos se vean reducidos en el futuro próximo a causa de la pérdida de hábitats naturales para su reclutamiento.

En el caso de los encinos de climas templados, el hábitat natural de reclutamiento es el interior de los bosques, aunque se sabe poco acerca de los factores que determinan el establecimiento exitoso de sus plántulas en este ambiente (Montes-Hernández & López-Barrera, 2013). En general, se ha observado que la emergencia y supervivencia de plántulas de especies forestales es mayor en

los claros que se abren al interior del bosque debido a perturbaciones naturales que en los ambientes completamente sombreados bajo el dosel (Trossero et al., 2005). Sin embargo, este paradigma podría no aplicar necesariamente para encinos de climas templados. Por ejemplo, Montes-Hernández & López-Barrera (2013) indicaron que *Quercus insignis* en el sur de México presenta mayores tasas de supervivencia debajo del dosel del bosque que en los claros, lo cual parece indicar que esta especie requiere de un ambiente sombreado para poder establecerse. Por otra parte, en una investigación con plántulas de *Quercus ilex* en ecosistemas mediterráneos de Europa, se encontró que además de la sombra de otras especies también requiere una alta disponibilidad de agua, lo cual constituye un factor limitante en los espacios abiertos debido a las elevadas tasas de evaporación que predominan en estos hábitats (Pérez-Ramos et al., 2013). Asimismo, en ecosistemas templados de México con regímenes de lluvia marcadamente estacionales, se ha encontrado que las plántulas de encinos trasplantadas en áreas deforestadas requieren protección contra la elevada radiación solar y un suplemento constante de agua que les permita afrontar la estación seca (Badano et al., 2011 González-Salvatierra et al. 2013). Estas evidencias permiten sugerir que la temperatura y la humedad son factores clave para el establecimiento de los encinos, por lo que cualquier cambio en estas condiciones debido al cambio climático afectará negativamente el mantenimiento de los bosques y, de manera más crítica, su recuperación en las áreas deforestadas que pudieran ser adecuadas para la aplicación de programas de restauración ecológica.

Teniendo en cuenta estos argumentos, el presente proyecto propone evaluar experimentalmente las tasas de establecimiento de plántulas de encinos de climas

templados ante escenarios de cambio climático simulados en el campo. Para establecer la manera en que este fenómeno puede afectar el mantenimiento de estos ecosistemas forestales, parte de estos experimentos se establecieron bajo el dosel de un bosque maduro, lo cual constituiría el hábitat natural de reclutamiento de estas especies. Por otra parte, para establecer si estas especies pueden ser utilizadas para reforestar áreas perturbadas por las actividades antrópicas, y al mismo tiempo evaluar la viabilidad de estos procesos en escenarios climáticos futuros, se establecieron experimentos similares en un área deforestada adyacente al bosque.

HIPÓTESIS

Ante las variaciones de temperatura y precipitación pronosticadas para este siglo, se espera que las tasas de establecimiento de las plántulas de encinos de ambientes templados disminuyan. Estos cambios climáticos repercutirán de manera negativa sobre la supervivencia de las plántulas al interior de los bosques, pero sus efectos serán mucho más pronunciados en zonas perturbadas.

OBJETIVO GENERAL

Establecer experimentalmente si el incremento de la temperatura y la reducción de la precipitación, esperados como consecuencia del cambio climático, influirán en la supervivencia de plántulas de seis especies de encino en zonas forestales conservadas y perturbadas en la Sierra de Álvarez, San Luis Potosí.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar si las condiciones ambientales de temperatura y precipitaciones esperadas en escenarios de cambio climático pueden ser simuladas adecuadamente en el campo mediante el uso de estructuras artificiales.
- Establecer el efecto del aumento de la temperatura sobre la supervivencia de plántulas de encinos.
- Establecer el efecto de la disminución de la precipitación, acoplado al incremento de la temperatura, sobre la supervivencia de plántulas de encinos.
- Establecer si diferentes especies de encinos responden diferencialmente a estos cambios climáticos, tanto al interior del bosque como en áreas deforestadas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio y especies objeto

Este estudio se realizó en la Unidad de Manejo para la Conservación de Vida Silvestre “La Laguna” (DGVS-UMA-VL-3720-SLP, oficio SGPA/DGVS/01374/14), localizada en el sistema orográfico Sierra de Álvarez (21°58'44” N, 100° 34'18” O, 2146 m.s.n.m), estado de San Luis Potosí, México (Figura 1). El clima en esta región es semiseco templado, con una temperatura media anual de 12-18 °C y una precipitación anual de 500-1000 mm (Medina-García et al., 2005). En toda esta región las lluvias se concentran en los meses de verano (Junio-October), aunque algunos eventos aislados de precipitación reducida pueden ocurrir hasta enero (Medina-García et al., 2005).

La Sierra de Álvarez cubre 16,900 ha y en ella existen cinco principales tipos de vegetación, incluyendo bosques de pinos, matorral crasicaule, bosques de encinos, pastizales naturales dispersos, y áreas deforestadas que fueron destinadas a actividades agrícolas y pecuarias (Rzedowski, 1961). El bosque de encino es el tipo de vegetación más extenso, ocupando el 38% de la superficie de Sierra de Álvarez (Cabrera et al., 2000; Rzedowski, 1961), habiéndose reportado a la fecha la presencia de 21 especies del género *Quercus* (Sánchez et al., 1999; Sabás-Rosales, 2011). En la zona de estudio se dispone de un bosque mixto de encinos, habiendo especies de la sección *Lobatae* (encinos rojos) y la sección *Quercus* (encinos blancos). Entre los encinos rojos más representativos están *Quercus affinis* Scheidw., *Quercus castanea* Née, *Quercus crassipes* Bonpl., y *Quercus mexicana* Bonpl., sin embargo, también se encuentran individuos aislados *Quercus coccolobifolia* Trel., *Quercus crassifolia* Humb. & Bonpl. y *Quercus*

crassipes Bonpl. Aunque los encinos blancos también son muy abundantes, son menos diversos que los rojos, encontrándose *Quercus ariifolia* Trel., *Quercus laeta* Liebm. y *Quercus rugosa* Née. Además del bosque, en la zona de estudio se cuenta con áreas deforestadas en las cuales se establecieron pastizales destinados al pastoreo de ganado vacuno, aunque desde hace dos años no se ha permitido el acceso de animales a estos sitios.



Figura 1. Localización del sitio de estudio en Sierra de Álvarez, Estado de San Luis Potosí.

Para evaluar el efecto del cambio climático sobre el establecimiento de encinos se utilizaron cuatro especies de la sección *Lobatae* (*Q. affinis*, *Q. castanea*, *Q. crassipes* y *Q. mexicana*), y dos especies de la sección *Quercus* (*Q. laeta* y *Q. ariifolia*). El motivo de utilizar solamente estas especies se atribuye a que fueron las únicas que produjeron bellotas (el fruto que contiene a las semillas de los encinos) en el año anterior al inicio de los experimentos que se describen más abajo.

La colecta de bellotas se realizó entre Agosto y Noviembre de 2013, tanto en el sitio de estudio como en zonas aledañas. Las bellotas colectadas fueron sometidas a la prueba de flotación en agua para separar las que fueran viables de las inviables. Esta es un prueba no invasiva donde las bellotas viables permanecen hundidas, mientras que las bellotas que perdieron su viabilidad flotan en la superficie (Zavala-Chávez & García-Moya, 1998; Flores-Cano et al., 2012). Las bellotas viables se almacenaron a 5 °C dentro de bolsas plásticas ventiladas para evitar que perdieran humedad hasta el momento en que fueran utilizadas para generar las plántulas necesarias para los experimentos descritos más adelante. En enero del 2014, las bellotas viables fueron hidratadas por 24 horas mediante su inmersión en agua a fin de que recuperaran plenamente su potencial germinativo. Posteriormente fueron sembradas en bolsas almacigueras plásticas de 500 cm³ de capacidad en el invernadero del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica A.C. Las bosas en las que se sembraron las bellotas fueron llenadas con una mezcla de tierra colectada en el sitio de estudio (75%) con perlita (25%) para mejorar la aireación del suelo.

Diseño experimental

Para simular los cambios de temperatura, y así evaluar las respuestas de las plántulas ante el cambio climático, se utilizaron cámaras de techo abierto (OTC, por las siglas en inglés *Open Top Chambers*). Estas estructuras son una manera simple y efectiva que permite elevar la temperatura del aire de manera pasiva entre 1.5 y 5 °C, en comparación con el ambiente exterior (Henry, 1997; Dabros et al., 2010; Sharkhuu et al., 2013; Aragón-Gastélum et al., 2014). Para este estudio, se siguió

el diseño de OTC hexagonales propuesto por Marion (1996), el cual consiste en cámaras de 50 cm de altura, 150 cm de ancho en la parte superior abierta y 208 cm de ancho en la base unida al suelo (Musil et al., 2009). Estas estructuras fueron construidas con láminas de acrílico transparente de 3 mm de espesor con una capacidad de transmisión de longitud de onda de 280 nm en adelante, de manera que permiten el paso de radiación ultravioleta (< 400 nm) hasta la infrarroja (< 700 nm).

A principios de junio de 2014 se buscaron superficies con pendientes inferiores al 5% en el interior del bosque y en esos sitios se establecieron diez OTC, todas a una distancia mínima de 30 m desde el borde con cualquier zona deforestada. Usando el mismo procedimiento, otras diez OTC se colocaron en la zona deforestada aledaña al bosque, manteniendo en todos los casos una distancia mínima de 30 m hacia los árboles más cercanos. Además, sobre la mitad de las OTC establecidas en cada tipo de hábitat se colocó un sistema de canaletas que cubrían el 10% de la superficie de la boca abierta, lo cual estuvo destinado a interceptar el agua de lluvia y así simular escenarios de incremento en la temperatura junto con reducciones de la precipitación. Finalmente, en cada tipo de hábitat se establecieron cinco parcelas control en las cuales no se manipularon las condiciones ambientales; estas parcelas fueron delimitadas con cordel plástico de alta resistencia a manera que cubrieran la misma superficie que las bocas abiertas de las OTC (es decir, su parte superior). Así, se obtuvieron tres tratamientos al interior del bosque y tres en el área deforestada, cada uno con cinco réplicas, incluyendo el escenario control (bajo las actuales condiciones de temperatura y precipitación), el escenario en el cual solamente se simulaban incrementos de la

temperatura (de aquí en adelante nos referiremos a este tratamiento como “OTC”), y el escenario en el cual se simularon incrementos de la temperatura y reducciones en la precipitación (de aquí en adelante nos referiremos a este tratamiento como “OTC-R”). En la Figura 2 se ilustra la manera en que quedaron presentadas las parcelas experimentales de estos tres tratamientos en el campo.



Figura 2. Parcelas experimentales localizadas en el sotobosque, incluyendo controles bajo las actuales condiciones climáticas (A), el tratamiento en el que solamente se simularon incrementos de la temperatura (B) y el tratamiento en el que se simularon tanto incrementos de la temperatura como reducciones en las precipitaciones (C).

Monitoreo climático

Para corroborar que las OTC efectivamente incrementan la temperatura en su interior, en tres parcelas de cada tratamiento se colocaron sensores automatizados de temperatura y humedad relativa del aire (HOBO Pro V2, Onset Computer Corporation, USA), los cuales fueron programados para registrar estas variables climáticas cada hora durante el periodo en que se realizaron los experimentos en campo. Por otra parte, tanto en el bosque como en el área deforestada, se seleccionó una de las parcelas sobre las cuales se instalaron los

interceptores de lluvia y en el centro de la misma se colocó un pluviómetro automatizado (HOBO Rainfall Sensor S-RGB-M002, Onset Computer Corporation, USA). Asimismo, uno de estos pluviómetros se colocó en el centro de una parcela de control, pudiéndose así estimar la diferencia en la cantidad de agua de lluvia que recibían estos dos tratamientos.

Supervivencia de plántulas

El 22 de junio de 2014, cuando se registraron las primeras lluvias de ese año, se trasplantaron 10 plántulas de cada especie de encino en cada parcela experimental. Para ello, cada parcela fue dividida en seis sub-parcelas triangulares y cada una de ellas fue asignada aleatoriamente a una especie de encino para proceder con los trasplantes de las plántulas (Figura 3). En el caso de las parcelas con OTC, independientemente de que tuvieran o no interceptores de precipitación, solo se consideró el área bajo la boca abierta para trasplantar las plántulas, ya que de otra manera se pudiera tener interferencia por parte de las paredes de acrílico.

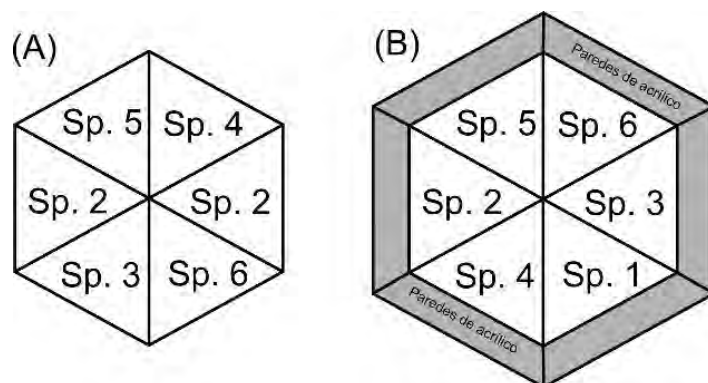


Figura 3. Distribución esquemática de las seis especies de encinos entre las sub-parcelas triangulares que se trazaron dentro de las parcelas control (A) y las parcelas experimentales sometidas a manipulación climática con OTC (B).

Todas las plántulas fueron regadas tras los trasplantes aplicando 2 L de agua a cada parcela experimental. Sin embargo, dado que la manipulación de los individuos durante los trasplantes pudo inducir su mortandad, interfiriendo así con los efectos de los tratamientos climáticos, se dejaron transcurrir 20 días antes de realizar el primer monitoreo de supervivencia. Todas las plántulas que murieron durante este período fueron removidas de las parcelas experimentales, considerándose muertos aquellos individuos que presentaban sus hojas marchitas y el meristemo apical del tallo completamente seco (González-Salvatierra et al., 2013). Así, se consideró como fecha de inicio de los experimentos el 12 de julio de 2014 (tiempo cero), cuando se realizó el primer monitoreo de supervivencia, y el número inicial de plantas de cada especie en cada parcela experimental estuvo definido por el número de supervivientes registrados en esa fecha. Cada uno de estos individuos fue marcado con una banderilla plástica numerada y, posteriormente, su supervivencia fue monitoreada de manera regular cada 14 días hasta el 30 de mayo de 2015 (322 días), de manera que el experimento finalizó al inicio de la siguiente estación de lluvias.

Análisis estadísticos

Al finalizar los experimentos, los datos de temperatura y humedad relativa del aire se procesaron de manera separada para el bosque y el área deforestada. Esos datos se agruparon en períodos de 14 días para cada sensor climático y se calculó la temperatura máxima, media y mínima del aire, así como el promedio de humedad relativa del aire. Estos valores fueron comparados entre tratamientos climáticos con pruebas ANDEVA de medidas repetidas. Los datos de precipitación, por otra parte,

se utilizaron para construir curvas de acumulación del agua de lluvia que impactó el suelo de las parcelas control y aquéllas en las cuales se aplicaron los sistemas de restricción de precipitaciones.

Para establecer si las tasas de supervivencia de plántulas fueron afectadas por los escenarios climáticos simulados en el campo se utilizaron análisis de tiempo de falla. En este caso, los análisis también fueron realizados separadamente para cada tipo de hábitat. En estos análisis, la muerte de una plántula en una fecha de monitoreo determinada constituía una “falla”, por lo que se consideran a cada una de ellas como una réplica (Lee et al., 1975). En una primera instancia, estos análisis se realizaron separadamente para cada especie de encino. En todos los casos se usó el método de Kaplan-Meier (Kaplan & Meier, 1958) para estimar las tasas de supervivencia de cada especie en cada tratamiento y se empleó la prueba chi-cuadrado de Gehan generalizada por Wilcoxon para comparar tasas de supervivencia entre tratamientos. Cuando se encontraron diferencias significativas, se usaron pruebas Cox-Mantel (Lee et al., 1975) para establecer diferencias entre pares de tratamientos. Tras realizar estas comparaciones, los mismos análisis se utilizaron para comparar la supervivencia entre especies de encinos dentro de cada tratamiento en cada tipo de hábitat. Esto último con la finalidad de establecer si alguna de las especies utilizadas era más tolerante a los diferentes escenarios climáticos que se simularon en el campo.

RESULTADOS

Simulación de escenarios climáticos

Los ANDEVA de medidas repetidas realizados con los datos de la temperatura media del aire indicaron diferencias significativas entre los tratamientos climáticos, tanto al interior del bosque ($F_{(2,6)} = 13.7685$, $p = 0.0057$) como en el área deforestada ($F_{(2,6)} = 40.8734$, $p = 0.0003$). En ambos casos también se encontraron efectos significativos del tiempo (bosque: $F_{(23,138)} = 2217.2391$, $p < 0.0001$; área deforestada: $F_{(23,138)} = 2008.8395$, $p < 0.0001$), y de su interacción con los tratamientos climáticos (bosque: $F_{(46,138)} = 1.7586$, $p = 0.0065$; área deforestada: $F_{(23,138)} = 2.8514$, $p < 0.0001$). Al interior del bosque, y considerando todo el período de estudio, en las parcelas OTC y OTC-R se registraron temperaturas medias 1.8° C más elevadas que las parcelas control. Sin embargo, en este tipo de hábitat, las diferencias en temperatura media solo fueron significativas entre julio y noviembre de 2014 (valores $p < 0.05$ en la prueba de Tukey). Los tratamientos climáticos al interior de bosque no presentaron diferencias en su temperatura media entre diciembre 2014 y marzo 2015, aunque estos valores volvieron a diferir desde abril de 2015 hasta el final del experimento (Figura 4A). Estas diferencias en temperatura media del aire fueron mucho más pronunciadas en el área deforestada, donde las parcelas OTC y OTC-R mostraron temperaturas medias 3.2° C más elevadas que las parcelas control (Figura 4B). En este último hábitat, las parcelas OTC y OTC-R mostraron temperaturas medias significativamente más altas que las parcelas control a lo largo de todo el experimento (valores $p < 0.05$ en las prueba de Tukey). En ninguno de estos dos tipos de hábitat se encontraron diferencias en la temperatura media entre parcelas OTC y OTC-R (Figura 4A, 4B).

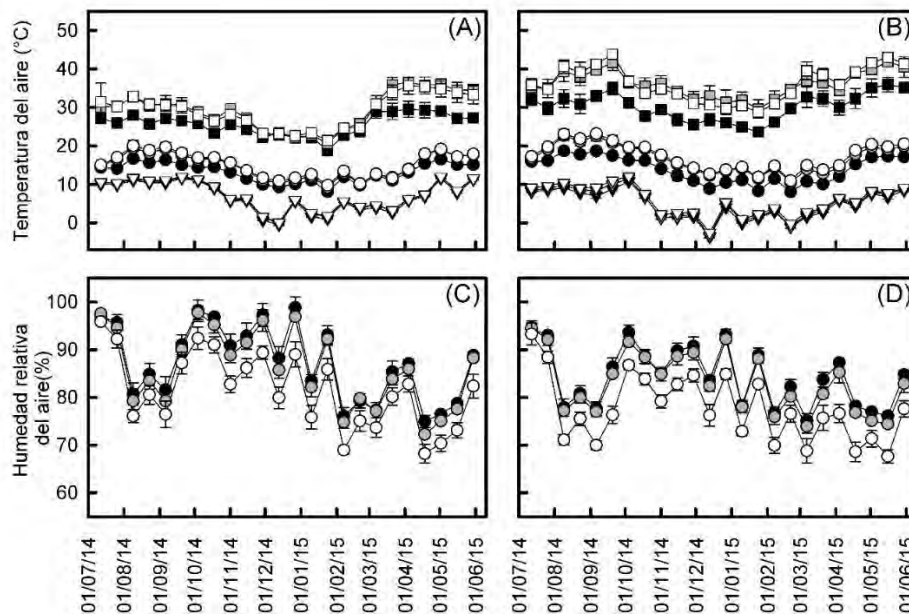


Figura 4. Valores (promedios \pm 95% I.C.) de temperatura (A: interior de bosque; B: área deforestada) y humedad relativa del aire (C: interior de bosque; D: área deforestada) registrados a lo largo de los experimentos en las parcelas control (símbolos negros), en las parcelas sometidas solamente a calentamiento simulado con OTC (símbolos grises) y en las parcelas sometidas a calentamiento simulado con interceptores de precipitación (símbolos blancos). En el caso de la temperatura se reportan los valores medios (círculos), máximos (cuadrados) y mínimos (triángulos).

Tanto al interior del bosque como en el área deforestada, la temperatura máxima del aire difirió entre tratamientos climáticos (bosque: $F_{(2,6)} = 5.6606$, $p = 0.0416$; área deforestada: $F_{(2,6)} = 62.2756$, $p < 0.0001$), encontrándose también efectos significativos del tiempo (bosque: $F_{(23,138)} = 32.1216$, $p < 0.0001$; área deforestada: $F_{(23,138)} = 75.0760$, $p < 0.0001$), y de la interacción entre estos dos factores (bosque: $F_{(46,138)} = 1.6057$, $p = 0.0191$; área deforestada: $F_{(23,138)} = 2.3225$, $p < 0.0001$). En ambos tipos de hábitat, las diferencias en temperaturas máximas entre parcelas donde se simuló calentamiento (OTC y OTC-R) y las parcelas control fueron más pronunciadas que las diferencias registradas para la temperatura media. Sin

embargo, las temperaturas máximas presentaron las mismas tendencias que las registradas para la temperatura media en el hábitat respectivo a lo largo de todo el experimento (Figura 4A, 4B). En relación a las temperaturas mínimas del aire (Figura 4A, 4B), en ambos hábitats solo se observó variación en sus valores a través del tiempo (bosque: $F_{(23,138)} = 13638.85$, $p < 0.0001$; área deforestada: $F_{(23,138)} = 3181.31$, $p < 0.0001$), sin encontrarse efectos de los tratamientos climáticos (bosque: $F_{(2,6)} = 3.4846$, $p = 0.0990$; área deforestada: $F_{(2,6)} = 4.4915$, $p = 0.0642$) o su interacción con el tiempo (bosque: $F_{(46,138)} = 1.1965$, $p = 0.2142$; área deforestada: $F_{(23,138)} = 1.0775$, $p = 0.3635$).

La humedad relativa del aire difirió significativamente entre tratamientos climáticos tanto al interior del bosque ($F_{(2,6)} = 5.1847$, $p = 0.0493$) como en el área deforestada ($F_{(2,6)} = 6.2979$, $p = 0.0336$). En ambos casos de efectos significativos del tiempo (bosque: $F_{(23,138)} = 104.2339$, $p < 0.0001$; área deforestada: $F_{(23,138)} = 159.7403$, $p < 0.0001$) y de su interacción con los tratamientos climáticos (bosque: $F_{(46,138)} = 1.4585$, $p = 0.0491$; área deforestada: $F_{(23,138)} = 1.9493$, $p = 0.0016$). Esta variable climática mostró un comportamiento diferente al de las temperaturas porque, ni al interior del bosque (Figura 4C) ni en el área deforestada (Figura 4D) se encontraron diferencias significativas entre parcelas control y parcelas OTC. En cambio, a lo largo del experimento, las parcelas sometidas al tratamiento OTC-R mostraron valores de humedad relativa del aire que estuvieron 5.8% por debajo de los registradas en las parcelas control y 4.4% debajo de los registrados en las parcelas OTC (Figura 4C). En el área deforestada, estas diferencias fueron del 6.7% respecto a las parcelas control y del 5.5% respecto a las parcelas OTC (Figura 4D).

Durante el período de estudio, el pluviómetro establecido en la parcela control del área deforestada registró un total de 765.2 mm de precipitación, donde el 72.5% de este total se registró entre julio de 2014 y enero de 2015. Posteriormente, los eventos de precipitación fueron más esparcidos y menos intensos hasta mediados de marzo de 2015 (Figura 5). Al interior del bosque, la precipitación acumulada en el pluviómetro establecido en la parcela control fue de 698 mm para el período de estudio, lo que refleja la intercepción de precipitaciones por el dosel del bosque (Figura 5). Los pluviómetros instalados al interior de las parcelas OTC-R indicaron que, en el área deforestada, las mismas recibieron 7.9% menos de agua de lluvia que las parcelas control o las parcelas OTC, mientras que al interior del bosque esta diferencias fue del 7.2% (Figura 5).

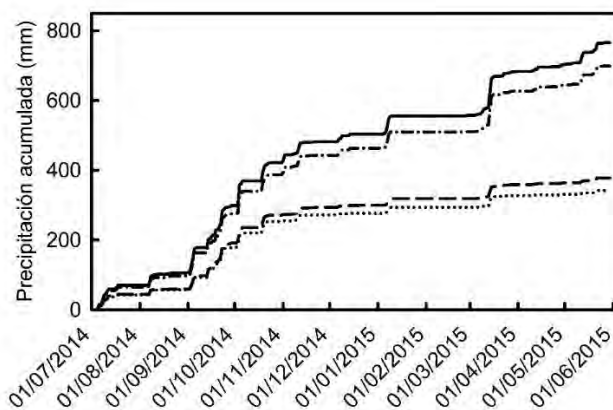


Figura 5. Precipitación acumulada entre el 01 de junio de 2014 y el 30 de mayo de 2015 en parcelas control del área deforestada (línea sólida) y del bosque (línea segmentada sin puntos). La figura también muestra la precipitación acumulada en las parcelas OTC-R del área deforestada (línea segmentada con puntos) y del bosque (línea punteada).

Supervivencia de plántulas

Al interior del bosque, tres especies de encinos rojos mostraron menores tasas de supervivencia en las simulaciones climáticas OTC y OTC-R en comparación con el tratamiento control bajo las actuales condiciones climáticas. Estas especies fueron *Q. affinis* ($\text{Chi}^2 = 6.1802$, g.l. = 2, $p = 0.0454$, Figura 6A), *Q. castanea* ($\text{Chi}^2 = 11.355$, g.l. = 2, $p = 0.0034$, Figura 6B) y *Q. crassipes* ($\text{Chi}^2 = 7.1705$, g.l. = 2, $p = 0.0277$, Figura 6C). En *Q. affinis* y en *Q. crassipes*, los tratamientos OTC y OTC-R redujeron en igual magnitud la supervivencia de sus plántulas, pero la supervivencia de *Q. castanea* fue más reducida en el tratamiento OTC-R que en el tratamiento OTC (Figura 6). Entre los encinos rojos, solamente la supervivencia de *Q. mexicana* no difirió entre tratamientos climáticos ($\text{Chi}^2 = 2.8368$, g.l. = 2, $p = 0.2421$, Figura 6D). Para los encinos blancos trasplantados al interior del bosque solo se encontraron efectos significativos de los tratamientos climáticos sobre *Q. arifolia* ($\text{Chi}^2 = 13.4689$, g.l. = 2, $p = 0.0012$), cuya supervivencia no difirió entre el tratamiento control y el tratamiento OTC, pero fue menor en el tratamiento OTC-R (Figura 6E). Para *Q. laeta* no se observaron efectos de los tratamientos climáticos sobre su supervivencia ($\text{Chi}^2 = 2.7499$, g.l. = 2, $p = 0.2528$, Figura 6F).

En el área deforestada (Figura 7), los tratamientos OTC y OTC-R redujeron significativamente la supervivencia de las cuatro especies de encinos rojos, en comparación con el control (*Q. affinis*: $\text{Chi}^2 = 13.3396$, g.l. = 2, $p = 0.0012$; *Q. castanea*: $\text{Chi}^2 = 12.091$, g.l. = 2, $p = 0.0023$; *Q. crassipes*: $\text{Chi}^2 = 6.0561$, g.l. = 2, $p = 0.0484$; *Q. mexicana*: $\text{Chi}^2 = 6.1450$, g.l. = 2, $p = 0.0463$), mientras que no se

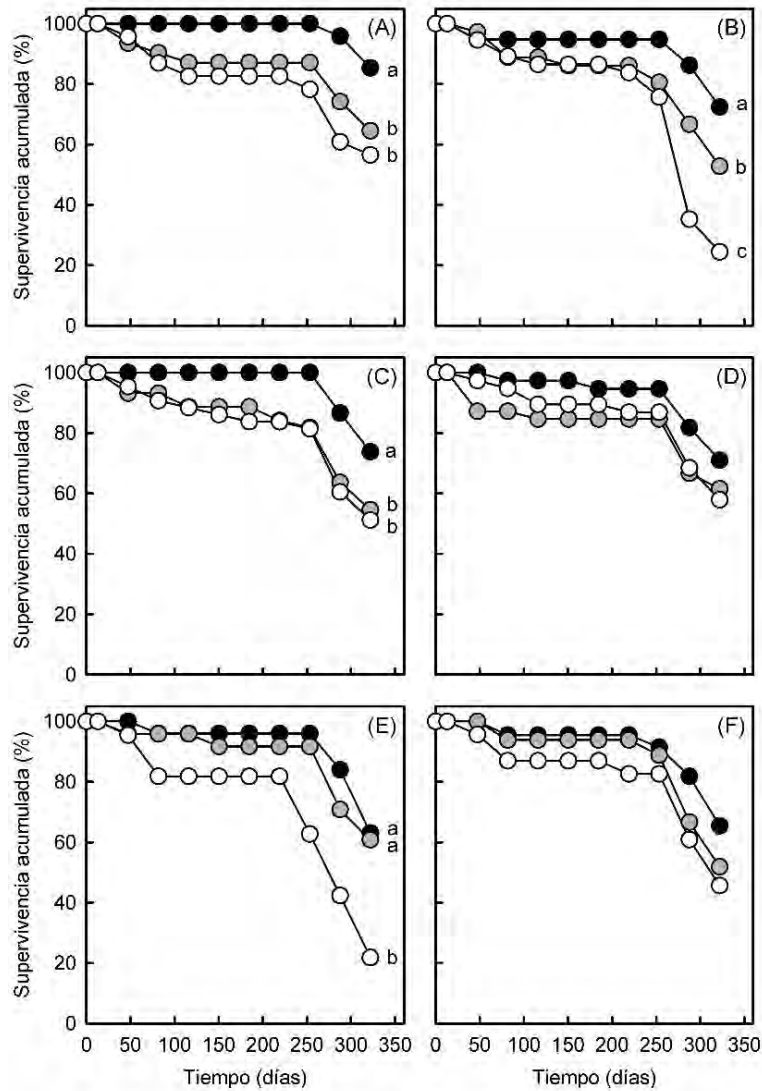


Figura 6. Tasas de supervivencia de las plántulas de las seis especies encino trasplantadas al interior del bosque (A: *Quercus affinis*; B: *Quercus castanea*; C: *Quercus crassifolia*; D: *Quercus mexicana*; E: *Quercus ariifolia*; F: *Quercus laeta*) en parcelas control (símbolos negros), parcelas OTC (símbolos grises) y parcelas OTC-R. Diferentes letras junto a las curvas indican diferencias significativas entre ellas (α crítico de las pruebas de Cox-Mantel = 0.05).

observaron efectos sobre la supervivencia de los encinos blancos (*Q. ariifolia*: $\text{Chi}^2 = 3.7391$, g.l. = 2, $p = 0.1542$; *Q. laeta*: $\text{Chi}^2 = 4.5153$, g.l. = 2, $p = 0.1046$). Entre los encinos rojos, la supervivencia de *Q. affinis* (Figura 7A) y *Q. castanea* (Figura 7B) fue más reducida en las parcelas OTC-R que en las parcelas OTC, mientras que

estos tratamientos climáticos redujeron de igual manera la supervivencia de (*Q. crassipes* (Figura 7C) y *Q. mexicana* (Figura 7D).

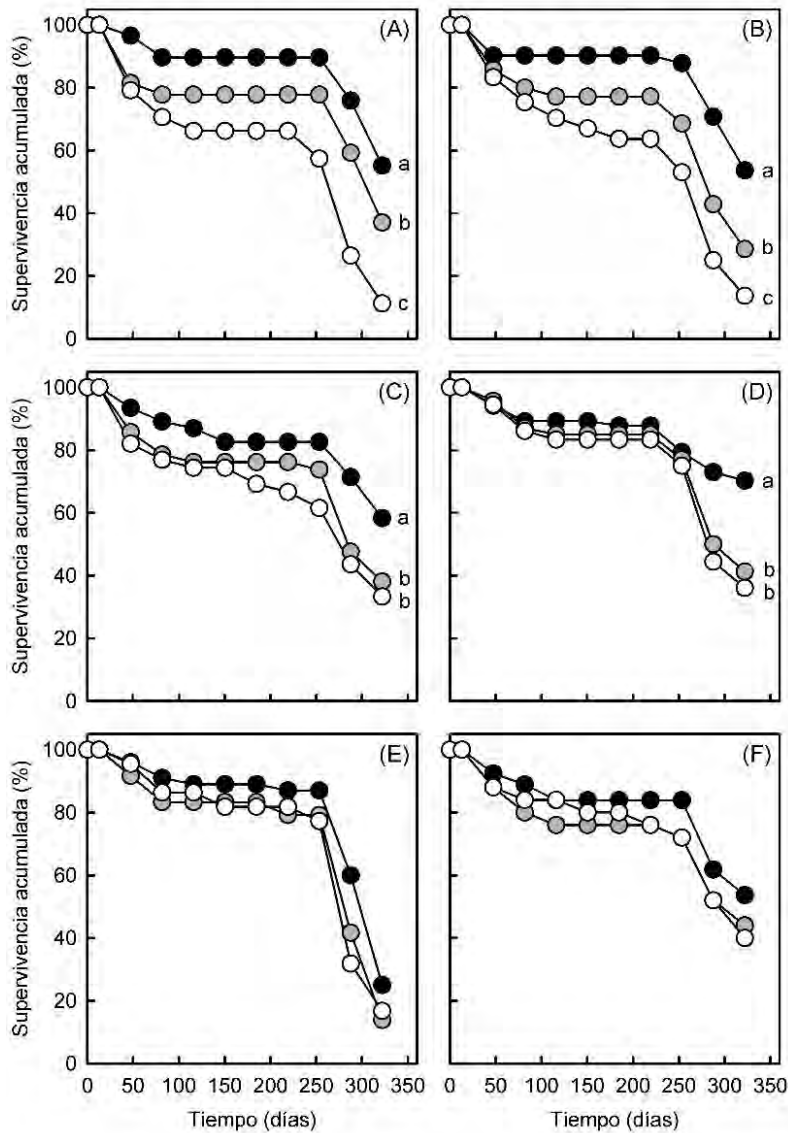


Figura 7. Tasas de supervivencia de las plántulas de las seis especies encino trasplantadas en el área deforestada (A: *Quercus affinis*; B: *Quercus castanea*; C: *Quercus crassifolia*; D: *Quercus mexicana*; E: *Quercus ariifolia*; F: *Quercus laeta*) en parcelas control (símbolos negros), parcelas OTC (símbolos grises) y parcelas OTC-R. Diferentes letras junto a las curvas indican diferencias significativas entre ellas (α crítico de las pruebas de Cox-Mantel = 0.05).

Las comparaciones de las tasas de supervivencia dentro de cada tratamiento climático indicaron que las diferentes especies de encino respondieron de igual manera en los escenarios control, tanto al interior del bosque ($\text{Chi}^2 = 2.1660$, g.l. = 5 $p = 0.8257$, Figura 8A) como en el área deforestada ($\text{Chi}^2 = 3.4283$, g.l. = 5 $p = 0.6342$, Figura 8B). Tampoco se observaron diferencias entre especies de encinos cuando sus tasas de supervivencia se compararon dentro de los tratamientos OTC del bosque ($\text{Chi}^2 = 2.73381$, g.l. = 5, $p = 0.7409$, Figura 8C) y del área deforestada ($\text{Chi}^2 = 3.1988$, g.l. = 5, $p = 0.6693$, Figura 8D). Sin embargo, las tasas de supervivencia difirieron entre especies, tanto al interior del bosque ($\text{Chi}^2 = 11.2934$, g.l. = 5, $p = 0.0458$, Figura 8D) como en el área de forestada ($\text{Chi}^2 = 14.6100$, g.l. = 5, $p = 0.0121$, Figura 8E), cuando las mismas fueron comparadas en el tratamiento OTC-R. En estos últimos casos, *Q. castanea* y *Q. ariifolia* presentaron menores tasas de supervivencia que las demás especies al interior del bosque (Figura 8D), mientras que en el área deforestada *Q. affinis*, *Q. castanea* y *Q. ariifolia* presentaron menores tasas de supervivencia que las demás especies de encinos (Figura 8E).

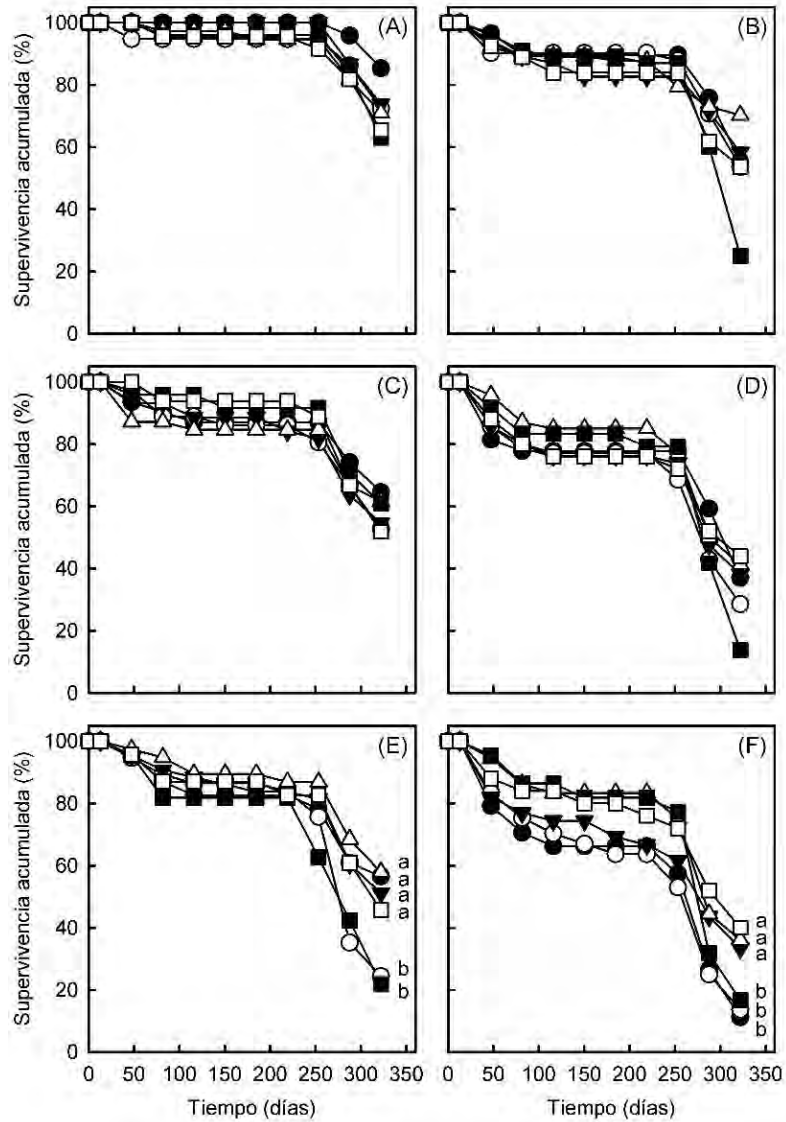


Figura 8. Tasas de supervivencia de las plántulas de *Quercus affinis* (círculos negros) *Quercus castanea* (círculos blancos) *Quercus crassipes* (triángulos negros), *Quercus mexicana* (triángulos blancos), *Quercus ariifolia* (cuadrados negros) y *Quercus laeta* (cuadrados blancos) en las parcelas control (A, B), las parcelas OTC (C, D) y en las parcelas OTC-R (E, F) establecidas al interior del bosque (columna de la izquierda) y en el área deforestada (columna de la derecha). Diferentes letras junto a las curvas indican diferencias significativas entre ellas (α crítico de las pruebas de Cox-Mantel = 0.05).

DISCUSIÓN

Las diferencias en temperatura entre las parcelas control y aquellas en las que se aplicaron las cámaras de techo abierto (parcelas OTC y OTC-R) permiten sugerir que estas estructuras son adecuadas para simular los efectos esperados del cambio climático sobre esta variable ambiental. Esto es particularmente válido para el área deforestada, donde estas estructuras incrementaron la temperatura media en 3.5° C, en comparación con las parcelas control, lo cual está dentro de los rangos de temperatura previstos para el transcurso del presente siglo (Kirtman et al., 2013). De hecho, efectos similares de las OTC sobre la temperatura fueron reportados por Aragón-Gastélum (2014) en ecosistemas áridos de México donde la vegetación fue removida. Sin embargo, el efecto de estas estructuras fue mucho más moderado al interior del bosque, donde la temperatura en las parcelas OTC y OTC-R fue solamente 1.8° C más elevada que en los controles. Esta moderación del efecto de las OTC sobre las temperaturas probablemente se atribuya a la manera en que operan estas estructuras para incrementar la temperatura y al hecho de que hayan estado localizadas al interior del bosque. A continuación se brinda una breve explicación de esto y cómo se relaciona con los resultados obtenidos.

El incremento de la temperatura mediado por cámaras de techo abierto se atribuye, fundamentalmente, a que las paredes de estas estructuras disminuyen la velocidad del viento y permiten reducir así la pérdida de calor en su interior (Marion 1996). Al interior del bosque, los troncos de los árboles y la vegetación del sotobosque producen un efecto similar, por lo que la velocidad del viento en estos hábitats es menor que en áreas abiertas (Kimmins, 2004). Este efecto del bosque, podría entonces disminuir el efecto de las OTC instaladas en este tipo de hábitat

sobre las temperaturas. Además del efecto del bosque sobre la velocidad del viento, también es importante indicar que el dosel arbóreo reduce considerablemente la radiación solar que impacta en el sotobosque (Kimmins, 2004) y esto también podría haber reducido la acumulación de calor en las parcelas OTC localizadas en este hábitat. En este sentido, hay que tener en cuenta que hasta la fecha no hay pronósticos acerca de cómo pudieran cambiar las temperaturas bajo el dosel de los bosques debido al cambio climático. Sin embargo, si se consideran las predicciones derivadas de los modelos climáticos disponibles para la temperatura superficial del planeta (ej., por arriba del dosel), nuestros resultados permiten sugerir que las OTC instaladas en el sotobosque simularon las condiciones de temperatura esperadas en escenarios de calentamiento climático moderado (Kirtman et al., 2013). Por otra parte, y a pesar de la falta de predicciones con respecto a lo que ocurrirá con las temperaturas en el sotobosque, este estudio constituye una de las primeras aproximaciones en donde se utilizan estas estructuras para simular condiciones de calentamiento climático bajo el dosel de los bosques.

En cuanto a la efectividad de los sistemas para interceptar la precipitación acoplados a las parcelas con OTC (es decir, parcelas OTC-R), los registros climáticos obtenidos de los pluviómetros sugieren que la simulación de condiciones más cálidas y con menores precipitaciones fue medianamente adecuada. Esto debido a que la cantidad de agua de lluvia que llegó al suelo de las parcelas OTC-R fue entre un 7% y 8% inferior que la que impactó en las parcelas control, mientras que las predicciones de cambio climático para la región de estudio prevén reducciones de hasta un 10% (Martínez-Fernández, 2007). No obstante, tanto al interior como fuera del bosque, la menor humedad relativa del aire al interior de las

parcelas OTC-R, en relación al control y al tratamiento OTC, indica que efectivamente se lograron condiciones más secas al interior de las mismas.

Los cambios climáticos que se simularon en el campo al parecer afectan la supervivencia de las plántulas de algunas especies de encinos, lo cual también parece estar relacionado con el tipo de hábitat donde se establecen y en las variaciones climáticas que se producen a lo largo del año. Por ejemplo, al interior del bosque, las tasas de supervivencia estimadas para todas las especies de encinos trasplantadas en las parcelas control se mantuvieron por encima del 90% por más de 250 días, aproximadamente hasta finales de marzo de 2015, y luego disminuyeron paulatinamente hasta concluir el experimento a finales de mayo de este año. Este evento de mortandad de plántulas en las parcelas control coincidió con los aumentos de las temperaturas, especialmente las temperaturas medias y máximas, y las disminuciones en la humedad relativa del aire registrados a partir de marzo de 2015, en relación a los meses anteriores. No obstante, las comparaciones de las curvas de supervivencia para cada especie de encino indicaron que estos efectos de los cambios estacionales de temperatura y humedad relativa fueron mucho más acentuados en las parcelas OTC y OTC-R, al menos para *Q. affinis*, *Q. castanea*, *Q. crassipes* y *Q. arifolia*, cuyas tasas de supervivencia disminuyeron abruptamente hacia el final del experimento (periodo marzo-mayo). De hecho, la reducción en la supervivencia de *Q. affinis* y *Q. crassipes* fue similar en las parcelas OTC y OTC-R, en relación a las parcelas control, lo que permite sugerir que estas dos especies son más sensibles ante incrementos de la temperatura que en disminución de las precipitaciones. En cambio, la supervivencia de las plántulas de *Q. castanea* y *Q. arifolia* fue mucho menor en las parcelas OTC-R que en las

parcelas control o en las parcelas OTC, lo que indicaría que estas especies también serían sensibles a las reducciones en precipitaciones que pudieran ocurrir en el futuro. Esta sugerencia se ve reforzada por la comparación entre la supervivencia de las especies dentro de cada escenario climático, los cuales indicaron que *Q. castanea* y *Q. ariifolia* presentaron menores tasas de supervivencia que las otras cuatro especies de encinos en las parcelas OTC-R.

A diferencia de las especies antes mencionadas, la supervivencia de *Q. mexicana* y *Q. laeta* no fue substancialmente afectada por los cambios en las condiciones climáticas que se simularon al interior del bosque, lo que permite proponer que estas dos especies pudieran ser tolerantes a los cambios en temperatura y precipitaciones que se esperan durante este siglo. Sin embargo, esto implicaría que la composición de especies en estos ecosistemas pudiera cambiar en el futuro. Esta sugerencia, basada en los resultados del presente estudio, coincide con las expectativas de Hansen et al. (2001), quienes predicen reducciones en la diversidad de los ecosistemas forestales debido a disminuciones en la abundancia de algunas especies arbóreas o incluso debido a extinciones locales. Sin embargo, hasta donde se sabe, este estudio constituiría el primer trabajo experimental que soportaría estas predicciones realizadas para la biodiversidad de los ecosistemas forestales.

En el área deforestada, por otra parte, todas las especies de encinos presentaron dos eventos de reducción de supervivencia muy marcados en todos los tratamientos climáticos; el primero de ellos ocurrió durante los primeros 60 días del experimento de trasplante (julio-agosto 2014) y segundo durante los últimos 100 días del mismo (marzo-mayo 2015). Estos eventos de mortandad coinciden con los

momentos en los cuales se registraron las temperaturas más elevadas del período experimental, aunque hacia el final del experimento también pudo haber influido la reducción que se registró en la humedad relativa del aire. Sin embargo, los efectos de las simulaciones de cambio climático sobre la supervivencia de las plántulas en este hábitat fueron muy marcados. En todas especies de encinos rojos trasplantadas en parcelas OTC y OTC-R del área deforestada se observaron reducciones considerables de su supervivencia en relación a las trasplantadas en las parcelas control. Sin embargo, la supervivencia de *Q. affinis* y *Q. castanea* fue aún más reducida en las parcelas OTC-R que en los otros dos tratamientos climáticos establecidos en este tipo de hábitat, lo que además de indicar que son sensibles a cambios de temperatura, también sugiere una alta susceptibilidad de estas especies ante reducciones en las precipitaciones.

En el caso de las dos especies de encinos blancos que se trasplantaron en el área deforestada, nuestros resultados indican que ninguna de ellas sería afectada por los cambios climáticos esperados en el futuro. Sin embargo, es importante mencionar que al menos una de estas dos especies, *Q. arifolia*, presentó tasas de supervivencia inferiores al 30% incluso en las parcelas control, lo que permite sugerir que esta especie es intolerante a las condiciones ambientales que predominan en los espacios abiertos. Esto concuerda con lo reportado por otros estudios que han mostrado que el establecimiento de varias especies encinos en áreas deforestadas es una tarea difícil, especialmente por su poca tolerancia a las altas temperaturas y los elevados niveles de radiación que predominan en estas zonas (Brudvig & Asbjornsen, 2008; Gómez-Mendoza & Arriaga, 2007; Badano, 2011; González-Salvatierra et al., 2013; Montes-Hernández & López-Barrera 2013).

CONCLUSIONES

Los resultados sustentan la hipótesis planteada, indicando que el cambio climático afectará negativamente la supervivencia de los encinos de climas templados. Sin embargo, estos efectos parecen depender de varios factores, incluyendo la especie de la cual se trate y el tipo de hábitat donde se establezca (bosque o áreas deforestadas). En este sentido, es importante destacar que nuestros resultados sugieren que los cambios climáticos esperados para el futuro pueden conducir a cambios en la composición específica al interior de los bosques de encinos, reduciendo su biodiversidad arbórea, lo que a su vez podría reducir la cantidad y calidad de los servicios ecosistémicos que estos bosques prestan.

En el caso de las áreas deforestadas, más allá de las limitaciones que tienen estas especies de encinos para establecerse aún bajo el clima actual, nuestros resultados sugieren que el clima futuro les depara un panorama menos alentador. De hecho, aunque las especies de encinos rojos incluidos en este estudio (*Q. affinis*, *Q. castanea*, *Q. crassipes* y *Q. mexicana*) pudieran mantener tasas de establecimiento entre el 50% y el 60% en este tipo de hábitats, en todos los casos se observó que estos valores se reducían considerablemente en los escenarios de cambio climático simulados mediante la aplicación de cámaras de techo abierto e interceptores de precipitación. En este sentido, la conclusión general es que los programas forestales que quieran considerar estas especies como relevantes para la reforestación tendrían que idear mecanismos que ayuden en su adaptación, ya que, aunque se lograra establecerlas exitosamente bajo el clima actual, es posible que no sobrevivan al clima futuro.

REFERENCIAS

- Aragón-Gastélum, J. L., Flores, J., Yáñez-Espinosa, L., Badano, E., Ramírez-Tobías, H. M., Rodas-Ortíz, J. P., & González-Salvatierra, C. (2014). Induced climate change impairs photosynthetic performance in *Echinocactus platyacanthus*, an especially protected Mexican cactus species. *Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 209(9), 499-503.
- Badano, E. I. (2011). Conservation and restoration of Mexican forests in the global change scenario: a shared responsibility with multiple benefits. *Madera Y Bosques*, 17(2), 7-18.
- Brudvig, L. A., & Asbjornsen, H. (2008). Patterns of oak regeneration in a Midwestern savanna restoration experiment. *Forest Ecology and Management*, 255(7), 3019-3025.
- Cabrera, A., Rodríguez, L. J. M. E., Zúñiga, C. A., Romero, E. M., Mendoza, L. G., & Loza, E. L. (2000). *Regiones terrestres prioritarias de México*. Disponible en: http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/rtp_098.pdf.
- Céspedes-Flores, S. E., & Moreno-Sánchez, E. (2010). Estimación del valor de la pérdida de recurso forestal y su relación con la reforestación en las entidades federativas de México. *Investigación Ambiental*, 2(2), 5-13.
- Challenger, A. (2002). Estrategias para la conservación de ecosistemas. *Gaceta ecológica*, 61, 22-29.
- Dabros, A., Fyles, J. W., & Strachan, I. B. (2010). Effects of open-top chambers on physical properties of air and soil at post-disturbance sites in northwestern Quebec. *Plant and soil*, 333(1-2), 203-218.

- Encina-Domínguez, J. A., Zárate Lupercio, A., Valdés Reyna, J., & Villarreal Quintanilla, J. A. (2007). Caracterización ecológica y diversidad de los bosques de encino de la sierra de Zapalinamé, Coahuila, México. *Boletín de La Sociedad Botánica de México*, 81, 51-63.
- Escobar-Flores, M. (2011) *Vulnerabilidad de robles y encinos (Quercus spp.) al cambio climático en la región del Yeguaré, Honduras*. Tesis de licenciatura, Universidad de Zamorano, Honduras.
- Flores-Cano, J., Badano, E.I., & Flores, J. (2012) Effects of burial depth on seed germination and seedling emergence of mexican oaks: a glasshouse experiment. *Archives of Biological Sciences*, 64(4), 1543-1554
- Gómez-Mendoza, L., & Arriaga, L. (2007). Modeling the effect of climate change on the distribution of oak and pine species of Mexico. *Conservation Biology*, 21(6), 1545-1555.
- González-Salvatierra, C., Badano, E. I., Flores, J., & Rodas, J. P. (2013). Shade shelters increase survival and photosynthetic performance of oak transplants at abandoned fields in semi-arid climates. *Journal of forestry research*, 24(1), 23-28.
- Hansen, A.J., Neilson, R.P., Dale, V.H., Flather, C.H., Iverson, L.R. Currie, D.J., Shafer, S., Cook, R., & Bartlein, P.J. (2001) Global change in forests: responses of species, communities, and biomes. *BioScience*, 51(9),765-779.
- Henry, G.H.R., & Molau, U. (1997). Tundra plants and climate change: the International Tundra Experiment (ITEX). *Global Change Biology*, 3(S1), 1-9.

INE-Instituto Nacional de Ecología (2014). *Posibles efectos del cambio climático en algunos componentes de la biodiversidad de México*. Disponible en <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/libros/437/arriaga.html>.

Lee, E.T., Desu, M.M., & Gehan, E.A. (1975) A Monte Carlo study of the power of some two-sample tests. *Biometrika*, 62, 425-432

Kaplan, E. L., & Meier, P. (1958). Nonparametric estimation from incomplete observations. *Journal of the American statistical association*, 53 (282), 457-481.

Kimmins, J.P. (2004). *Forest ecology: a foundation for sustainable forest management and environmental ethics*. Pearson Education, Upper Saddle River.

Kirtman, B., Power, S.B., Adedoyin, J.A., Boer, G.J., Bojariu, R., Camilloni, I., Doblas-Reyes, F.J., Fiore, A.M., Kimoto, M., Meehl, G.A., Prather, M., Sarr, A., Schär, C., Sutton, R., van Oldenborgh, G.J., Vecchi, G. & Wang, H.J. (2013). Near-term climate change: projections and predictability. En: T.F. Stocker, D. Qin, G.K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex & P.M. Midgley (Eds.), *Climate change 2013: the physical science basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (pp. 953-1028). Cambridge University Press, New York.

Marion, G.M. (1996). Temperature enhancement experiments. En: U. Molau & P. Mølgaard (Eds.), *International Tundra Experiment Manual* (pp 17-22). Danish Polar Center, Copenhagen.

- Martínez-Fernández, J. (2007). *ABC de cambio climático: Impactos y acciones en México*. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, Ciudad de México.
- Medina-García, G., Díaz-Padilla, G., Loredó-Osti, C., Serrano-Altamirano, V., & Cano-García, M.A. (2005). *Estadísticas climatológicas básicas del estado de San Luis Potosí (1961-2001)*. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias, Ciudad de México.
- Montes-Hernández, B., & López-Barrera, F. (2013). Seedling establishment of *Quercus insignis*: A critically endangered oak tree species in southern Mexico. *Forest Ecology and Management*, 310(12), 927-934.
- Musil, C.F., Van Heerden, P.D.R., Cilliers, C.D., Schmeidel, U., 2009. Mild experimental climate warming induces metabolic impairment and massive mortalities in southern African quartz field succulents. *Environmental and Experimental Botany*, 66(1), 79-87.
- Pérez-Ramos, I., Rodríguez-Calcerrada, J., Ourcival, J., & Rambal, S. (2013). *Quercus ilex* recruitment in a drier world: A multi-stage demographic approach. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 15(2), 106-117.
- Pérez, M. R., Fernández, C. G., & Sayer, J. A. (2007). Los servicios ambientales de los bosques. *Ecosistemas*, 16(3), 81-90.
- Romo, L. (2011). *Exploración de Mecanismos de Interacciones Bióticas en Comunidades Vegetales en un Gradiente Ambiental del Altiplano Mexicano*. Tesis de Doctorado, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México.

- Rzedowski, J. (1961). *Vegetación del estado de San Luis Potosí*. Tesis de Doctorado, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México.
- Sabás-Rosales, J. (2011). *Taxonomía, diversidad y distribución de los encinos (Quercus spp.) del estado de San Luis Potosí, México*. Tesis de Maestría, Universidad Autónoma de Aguascalientes, México.
- Sánchez, F. G., Rivera, J. R. A., Díaz, J. V., & Pérez, J. G. (1999). Contribución al conocimiento florístico de la Sierra de Álvarez, San Luis Potosí, México. *Polibotánica*, 10, 73-103
- SEMARNAT- Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales (2009). *Cambio Climático. Ciencia, evidencia y acciones*. Disponible en http://www.conafor.gob.mx/biblioteca/cambio_climatico_09-web.pdf
- Sharkhuu, A., Plante, A. F., Enkhmandal, O., Casper, B. B., Helliker, B. R., Boldgiv, B., & Petraitis, P. S. (2013). Effects of open-top passive warming chambers on soil respiration in the semi-arid steppe to taiga forest transition zone in Northern Mongolia. *Biogeochemistry*, 115(1-3), 333-348.
- Trossero, M, Griffa. P, González. S, Coronati. E., Barberis. I. 2005. Emergencia, supervivencia y establecimiento de plántulas de *Gleditsia triacanthos* y *Bauhinia forficata* en claros y sotobosque del parque Villarino, Zavalia, Santa Fe, Argentina. *Revista de Investigaciones de la Facultad de Ciencias Agrarias-UNR*, 7, 51-61.
- Valencia, S. (2004). Diversidad del género *Quercus* (Fagaceae) en México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 75, 33–53.

Varone, L., & Gratani, L. (2015). Leaf respiration responsiveness to induced water stress in Mediterranean species. *Environmental and Experimental Botany*, 109, 141-150.

Zacarías-Eslava, Y., & Castillo, R. F. D. (2010). Comunidades vegetales templadas de la Sierra Juárez, Oaxaca: pisos altitudinales y sus posibles implicaciones ante el cambio climático. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 87, 13-28.

Zavala-Chávez, F., & García-Moya, E. (1998). Consideraciones sobre la dinámica de plántulas de encino en la sierra de Pachuca, Hidalgo, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 4(1), 207-214.