



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

**POSGRADO EN CIENCIAS
BIOLÓGICAS**

Instituto de Ecología

**EVALUACIÓN DEL EFECTO DE BORDE Y DE ZONAS ABIERTAS
SOBRE EL CRECIMIENTO Y SUPERVIVENCIA DE ESPECIES
DOMINANTES DEL BOSQUE DE LA BARRANCA DE TARANGO**

T E S I S

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

**MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
(BIOLOGÍA AMBIENTAL)**

P R E S E N T A

BIÓL. ELIZABETH CHÁVEZ GARCÍA

**TUTORA PRINCIPAL DE TESIS: DRA. ANA ELENA MENDOZA OCHOA
(INSTITUTO DE ECOLOGÍA)**

**COMITÉ TUTOR: DRA. JULIETA BENÍTEZ MALVIDO
(CENTRO DE INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS)
M. EN C. IRENE PISANTY BARUCH
(FACULTAD DE CIENCIAS)**

MÉXICO, D.F.

NOVIEMBRE, 2012



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

Instituto de Ecología

EVALUACIÓN DEL EFECTO DE BORDE Y DE ZONAS ABIERTAS
SOBRE EL CRECIMIENTO Y SUPERVIVENCIA DE ESPECIES
DOMINANTES DEL BOSQUE DE LA BARRANCA DE TARANGO

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE

**MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
(BIOLOGÍA AMBIENTAL)**

P R E S E N T A

BIÓL. ELIZABETH CHÁVEZ GARCÍA

TUTORA PRINCIPAL DE TESIS: DRA. ANA ELENA MENDOZA OCHOA
(INSTITUTO DE ECOLOGÍA)

COMITÉ TUTOR: DRA. JULIETA BENÍTEZ MALVIDO
(CENTRO DE INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS)
M. EN C. IRENE PISANTY BARUCH
(FACULTAD DE CIENCIAS)

MÉXICO, D.F.

NOVIEMBRE, 2012

Dr. Isidro Ávila Martínez
Director General de Administración Escolar, UNAM
Presente

Me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Comité Académico del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día 27 de agosto de 2012, se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS (BIOLOGÍA AMBIENTAL)** de la alumna **CHÁVEZ GARCÍA ELIZABETH** con número de cuenta 301088985 con la tesis titulada **"EVALUACIÓN DEL EFECTO DE BORDE Y DE ZONAS ABIERTAS SOBRE EL CRECIMIENTO Y SUPERVIVENCIA DE ESPECIES DOMINANTES DEL BOSQUE DE LA BARRANCA DE TARANGO"**, realizada bajo la dirección de la **DRA. ANA ELENA MENDOZA OCHOA**:

Presidente: DR. HOMERO JULIO EUDES CAMPO ALVES
Vocal: DRA. CRISTINA MARTÍNEZ GARZA
Secretario: DRA. JULIETA BENÍTEZ MALVIDO
Suplente: DRA. ALMA DELFINA LUCIA OROZCO SEGOVIA
Suplente: M. EN C. IRENE PISANTY BARUCH

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

ATENTAMENTE
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"
Cd. Universitaria, D.F., a 31 de octubre de 2012.

M. del Coro Arizmendi
DRA. MARÍA DEL CORO ARIZMENDI ARRIAGA
COORDINADORA DEL PROGRAMA

c.c.p. Expediente del (la) interesado (a)

AGRADECIMIENTOS

Al Posgrado en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la Beca Nacional y Mixta otorgadas para la manutención.

Al PAEP y a la Fundación Packard por el apoyo económico para las salidas de campo, congresos, estancia y cursos.

A mi Comité Tutor: Dra. Ana Mendoza Ochoa, M. en C. Irene Pisanty y Dra. Julieta Benítez por el apoyo, confianza e interés para la realización de esta Tesis.

AGRADECIMIENTOS A TÍTULO PERSONAL

Al Instituto de Ecología de la Universidad Nacional Autónoma de México.

A los integrantes del jurado por la revisión de la Tesis y por sus valiosas sugerencias: Dr. Julio Campo, Dra. Cristina Martínez y Dra. Alma Orozco.

A la Biól. Georgina García Méndez y a Luz María Aranda del Instituto de Ecología por el apoyo logístico brindado durante la realización de la Maestría.

A la Dra. Mariana Hernández Apolinar y a la M. en C. Nancy Raquel Mejía Domínguez por la asesoría sobre la toma de fotos hemisféricas.

Al Dr. Rubén Pérez Ishiwara por su apoyo y asesoría brindados para hacer los análisis de fotografías hemisféricas y a la M. en C. María Esther Sánchez Coronado por todo su apoyo y asesoría recibidos para hacer los análisis estadísticos. A ambos les agradezco su amistad.

A Lilia Jiménez Solís, al Dr. Ernesto Rodríguez Reyes y a Patricia Martínez Reyes del Posgrado en Ciencias Biológicas por toda su ayuda y asesoría.

Al M. en I. Alejandro González y al Ing. Daniel Valle Vidal por su apoyo en la transmisión de videoconferencias, impresión de carteles y otros servicios de cómputo.

Al MTI. Heberto Ferreira Medina y a Ana María Vargas por la ayuda para la realización de videoconferencias.

Al Biól. Alejandro Montes de la Delg. Álvaro Obregón por el apoyo en campo para la plantación de las especies de este estudio.

A la Biól. Rocío Esteban Jiménez por todo su apoyo y ayuda en campo.

A la Dra. Christina Siebe, a la Dra. Lucy Mora, a Patricia Martínez Reyes y al M. en C. Enrique Solís por el préstamo de material de campo.

Al Biól. Luis Vidal, Biól. Jorge Martínez, M. en C. Armando Navarrete y Biól. Alma Martínez Rendón por su ayuda con los sensores, análisis estadísticos e información del suelo.

A todos los que hicieron posible la plantación y los monitoreos mensuales en campo: Francisco Guerra, Alejandra Luévano, Silvia Loera, Melba Aguilar, Mónica Karina Pérez, Rafael Villanueva, Juan Pablo Dávila, Emilio Cruz, Magali Espinoza, Paulina Osorio, Luis Osorio, Horacio Gómez, Nadya Rodríguez y Arturo Atilano.

A todos mis amigos y compañeros por su amistad y ayuda para la realización de esta tesis: Mónica Martínez, Mónica Karina, Ricardo, Rocío, Uli, Almita, Melba, Magali, Aldebarán, Juanito, Paty, Rafita, Jorge Dolores, Silvia, Gerardo, Priscila Meling, Rosa, Deneb, Sonia Vázquez, Susana Valencia, Margarita Collazo, Gaby, Emilio, Emmanuel, Adbiel, Lupita Centeno, Alexei, Erica Domínguez, Martín Sánchez, Horacio, Alejandra Guzmán, Armando Navarrete, Luisa, Noemí, Maru, Juan Pablo, Pau, Paco, Ale, Luz, Lili, Mari, Elizabeth, Kathia, Mario, Lucero, Arturo, Adrián, Cristina, Juli y John.

DEDICATORIA

A mi familia, en especial a mis padres por su amor,
comprensión y sacrificios hechos.

A Mónica Karina por todo su tiempo, cariño y apoyo.

A mi asesora la Dra. Ana Mendoza por la confianza,
cariño, paciencia y dedicación.

A todos ellos mi admiración, agradecimiento y respeto.

ÍNDICE

REFERENCIA DE ABREVIATURAS	i
LISTA DE FIGURAS	ii
LISTA DE CUADROS	iv
RESUMEN	v
ABSTRACT	vii
1. INTRODUCCIÓN	1
2. ANTECEDENTES	
2.1 Fragmentación y efecto de borde	3
2.2 Restauración ecológica	5
2.3 Bosques de encinos	9
2.4 Bosques urbanos en la Ciudad de México	10
2.5 Planteamiento del problema	12
3. HIPÓTESIS	14
4. OBJETIVOS	14
5. METODOLOGÍA	
5.1 Área de estudio	15
5.2 Trabajo de campo	20
5.3 Caracterización ambiental de los sitios	21
5.4 Desempeño de las especies	24
5.5 Descripción de las especies de estudio	26
5.6 Análisis estadísticos	33
6. RESULTADOS	
6.1 Caracterización ambiental de los sitios	34
6.2 Desempeño de las especies	42
7. DISCUSIÓN	
7.1 Caracterización ambiental de los sitios	54
7.2 Desempeño de las especies	61
7.3 Potencial de restauración de las especies	67
8. CONCLUSIONES	69
9. LITERATURA CITADA	70
ANEXO 1. Evaluación edafoecológica	85

REFERENCIA DE ABREVIATURAS

BI	Bases Intercambiables
CA	Capacidad de Aireación
CC	Capacidad de Campo
CIC	Capacidad de Intercambio Catiónico
d.a.	Densidad Aparente
dCC	Capacidad de Agua Disponible
kf	Conductividad Hidráulica
IAF	Índice de Área Foliar
M.O.S.	Materia Orgánica del Suelo
Nd	Disponibilidad de Nitrógeno
Nt	Reservas de Nitrógeno
Pmo	Reservas de Fósforo
TRC	Tasa Relativa de Crecimiento
VTP	Volumen Total de Poros

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Alternativas de la restauración ecológica comparadas con la regeneración de los ecosistemas.
- Figura 2. Localización de la Barranca de Tarango en la Delegación Álvaro Obregón, D. F.
- Figura 3. Climograma de la estación Tarango (Villa Obregón), situada a 4 km de la zona de estudio en la Delegación Álvaro Obregón, D.F.
- Figura 4. Localización de predios con amparo en la Barranca de Tarango, Delegación Álvaro Obregón, D. F.
- Figura 5. Localización de la zona abierta y de borde en la Barranca de Tarango, Delegación Álvaro Obregón, D. F.
- Figura 6. Localización de las cuatro parcelas en a) zona abierta y b) zona de borde en la Barranca de Tarango, Delegación Álvaro Obregón, D. F.
- Figura 7. Área de estudio: a) zona abierta y b) zona de borde en la Barranca de Tarango, Delegación Álvaro Obregón, D. F.
- Figura 8. Ejemplo de una fotografía hemisférica en a) tonos de grises y b) en blanco y negro viendo hacia el dosel en la Barranca de Tarango, Delegación Álvaro Obregón. Los puntos cardinales se encuentran señalados.
- Figura 9. Plantas marcadas en el vivero San Luis Tlaxialtemalco. a) *Crataegus mexicana*, b) *Prunus serotina* subsp. *capuli* y c) *Quercus rugosa*.
- Figura 10. Temperatura promedio mensual en zona abierta y zona de borde en la Barranca de Tarango, Delegación Álvaro Obregón, D. F.
- Figura 11. Humedad relativa promedio mensual en zona abierta y zona de borde en la Barranca de Tarango, Delegación Álvaro Obregón, D. F.
- Figura 12. Perfiles de suelo en a) zona abierta y b) zona de borde en la Barranca de Tarango, Delegación Álvaro Obregón, D. F.
- Figura 13. Parámetros lumínicos en la zona abierta y en la zona de borde en la Barranca de Tarango, Delegación Álvaro Obregón, D.F.
- Figura 14. Porcentaje de supervivencia de las especies introducidas en a) zona abierta y b) zona de borde en la Barranca de Tarango, Delegación Álvaro Obregón, D. F.
- Figura 15. Probabilidad de supervivencia de a) *Crataegus mexicana*, b) *Prunus serotina* subsp. *capuli* y c) *Quercus rugosa* en la Barranca de Tarango, Delegación Álvaro Obregón, D.F.
- Figura 16. Porcentaje de causas de muerte de las especies introducidas en zona abierta y zona de borde en la Barranca de Tarango, Delegación Álvaro Obregón, D. F.

Figura 17. Probabilidad de las causas de muerte de a) *Crataegus mexicana*, b) *Prunus serotina* subsp. *capuli* y c) *Quercus rugosa* en la Barranca de Tarango, Delegación Álvaro Obregón, D.F.

Figura 18. Altura de las especies introducidas en a) zona abierta y b) zona de borde en la Barranca de Tarango, Delegación Álvaro Obregón, D.F.

Figura 19. Área basal de las especies introducidas en a) zona abierta y b) zona de borde en la Barranca de Tarango, Delegación Álvaro Obregón, D. F.

Figura 20. Prueba de Kruskal-Wallis para TRC de la altura de a) *Crataegus mexicana*, b) *Prunus serotina* subsp. *capuli* y c) *Quercus rugosa* en la Barranca de Tarango, Delegación Álvaro Obregón, D.F.

Figura 21. Prueba de Kruskal-Wallis para TRC del área basal de a) *Crataegus mexicana*, b) *Prunus serotina* subsp. *capuli* y c) *Quercus rugosa* en la Barranca de Tarango, Delegación Álvaro Obregón, D.F.

Figura 22. Número de rebrotes producidos por planta de a) *Crataegus mexicana*, b) *Prunus serotina* subsp. *capuli* y c) *Quercus rugosa* en la Barranca de Tarango, Delegación Álvaro Obregón, D.F.

LISTA DE CUADROS

- Cuadro 1. Beneficios de los bosques urbanos.
- Cuadro 2. Ubicación de los sensores para registro de temperatura y humedad relativa del aire en la Barranca de Tarango, Delegación Álvaro Obregón, D.F.
- Cuadro 3. Edades y procedencias de las especies introducidas en la Barranca de Tarango, Delegación Álvaro Obregón, D. F.
- Cuadro 4. Características del suelo en la zona abierta y en la zona de borde en la Barranca de Tarango, Delegación Álvaro Obregón, D. F.
- Cuadro 5. Parámetros lumínicos de la zona abierta y de la zona de borde en época de secas (noviembre de 2010 a abril de 2011) y de lluvias (mayo a octubre de 2011) en la Barranca de Tarango, Delegación Álvaro Obregón, D.F. ($x \pm 1$ ds).
- Cuadro 6. Pruebas de Kruskal-Wallis para apertura del dosel y radiación transmitida en zona abierta y zona de borde.
- Cuadro 7. MANOVA para Índice de Área Foliar en temporada de secas y de lluvias, en zona abierta y zona de borde.
- Cuadro 8. Resultados del Modelo Logístico Nominal para evaluar la probabilidad de las causas de muerte (Logaritmo negativo de la verosimilitud: 223.34; gl: 23; Chi cuadrada: 446.68; $p < 0.001$).
- Cuadro 9. Prueba de Kruskal-Wallis para TRC de *C. mexicana*, *P. serotina* subsp. *capuli* y *Q. rugosa*.
- Cuadro 10. Características del suelo de estudios anteriores en la Barranca de Tarango, Delegación Álvaro Obregón, D.F.

RESUMEN

En los paisajes fragmentados, los remanentes naturales tienden a ser cada vez más pequeños, aislados y de forma irregular, lo cual incrementa el efecto de borde. El borde se ha definido como la zona de transición entre hábitats adyacentes. El efecto de borde se refiere a los cambios microclimáticos y en las condiciones físicas del suelo, que influyen en la estructura y composición de la vegetación a lo largo del perímetro del remanente de un bosque. En el borde se presenta una mayor incidencia de luz, viento y temperatura, así como una disminución de la humedad con respecto al interior de un bosque. Los bordes pueden representar lugares con condiciones menos drásticas que las zonas abiertas, caracterizadas por una disminución brusca de la cobertura vegetal, por lo que los bordes figuran como lugares potenciales para el establecimiento de especies destinadas a la restauración ecológica. Este estudio se llevó a cabo en la Barranca de Tarango, ubicada al poniente del Distrito Federal, la cual presta importantes servicios ambientales a la Ciudad de México al ser una región de infiltración de agua y por tanto de recarga de mantos acuíferos, de ahí que la pérdida o deterioro de esta zona tenga consecuencias graves en términos de disponibilidad de agua. Por otra parte, la Barranca de Tarango constituye uno de los bosques urbanos más importantes para la Ciudad de México, ya que resguarda remanentes de bosque de encino y además es refugio de flora y fauna silvestre, perturbados principalmente por el crecimiento de la mancha urbana en la Delegación Álvaro Obregón. Considerando lo anterior, se evaluó el efecto de borde y de zonas abiertas en el crecimiento y supervivencia de *Quercus rugosa* Née, *Crataegus mexicana* Moc. Sessé y *Prunus serotina* subsp. *capuli* (Cav.) McVaugh, con el fin de determinar las zonas más adecuadas para el establecimiento de las mismas. Para ello se caracterizó la zona de borde y la zona abierta mediante variables ambientales (temperatura y humedad relativa del aire, incidencia lumínica y propiedades del suelo), encontrándose que aunque hay condiciones muy similares entre ambos sitios (temperatura y humedad relativa), en general la zona de borde cuenta con suelos más profundos y se observa que presentan una mayor disponibilidad de nutrimentos que los de la zona abierta. Los problemas a los que la vegetación podría estar expuesta tanto en el borde como en la zona abierta serían principalmente: la disponibilidad de agua en época de secas, la aireación del suelo y la susceptibilidad a la erosión, especialmente en la zona abierta. En cuanto a la incidencia lumínica, la apertura del dosel, al igual que la radiación directa, difusa y total son mayores en la zona abierta, mientras que el índice de área foliar es mayor en la zona de borde independientemente de la época (secas o lluvias), ya que no se observaron diferencias significativas entre temporadas. Los resultados del seguimiento de la supervivencia han mostrado que la mortalidad aumentó a partir del cuarto mes después de la

introducción. Un año después, se registraron supervivencias promedio para las tres especies de 12.9% para la zona abierta y de 17.5% para la zona de borde, mientras que a los dos años de la plantación la supervivencia fue de 8.3% y de 15.8% para la zona abierta y la de borde, respectivamente. No se observaron diferencias significativas en cuanto a la supervivencia entre zonas (para *C. mexicana* y *P. serotina* subsp. *capuli*), pero sí entre especies. La especie que tuvo la mayor supervivencia fue *C. mexicana* (23%), seguida de *Q. rugosa* (10%) y de *P. serotina* subsp. *capuli* (6%). Dentro de las causas de mortalidad se puede mencionar la desecación, el desenterramiento y la desaparición de las plantas, así como las obras derivadas de la construcción de la Supervía Poniente cercanas a las parcelas de estudio. La altura promedio para las tres especies, en la zona abierta fue de 35 y 25.1 cm en 2011 y 2012, respectivamente, mientras que en la zona de borde fue de 36.3 y 38 cm, respectivamente. El área basal en la zona abierta, para los dos años antes mencionados, fue de 47.3 y 37.4 mm² y en la zona de borde fue de 58 y 73 mm², respectivamente. No se encontró ninguna diferencia significativa en cuanto al incremento en altura y área basal para cada una de las especies en ambos sitios durante los dos años de censos. Las tres especies tienen la capacidad de rebrotar lo cual permite la formación de troncos secundarios, que es considerada una respuesta a la perturbación natural o antropogénica. Se concluye que las tres especies pueden emplearse en proyectos de restauración (aunque *C. mexicana* y *Q. rugosa* son especies más resistentes que *P. serotina* subsp. *capuli*) y que tanto la zona abierta como el borde son aptos para la reintroducción de especies.

ABSTRACT

In fragmented landscapes, natural remnants tend to be increasingly small, isolated and irregularly shaped, increasing the edge effect. The edge is defined as the transition zone between adjacent habitats. The edge effect refers to the microclimate changes and in the soil physical conditions, which influence the structure and composition of the vegetation along the perimeter of a forest remnant. There is a higher incidence of light, wind and temperature and decrease in humidity in the edge, with respect to the forest interior. Edges may represent areas where conditions are less drastic than open sites, characterized by an abrupt decrease in vegetation cover, therefore edges are potential sites for the establishment of species for ecological restoration. This study took place in the Barranca de Tarango, located at west of Mexico City, which provides important environmental services to the Mexico City since it is a region of water infiltration and therefore groundwater recharge, hence the loss or deterioration of this area has serious consequences in terms of water availability. On the other hand, the Barranca de Tarango is one of the largest urban forest for the Mexico City, since it preserves remnants of oak forest and it is also refuge for wildlife, mainly disturbed by the growth of urban sprawl in the Delegación Álvaro Obregón. Considering this, it was decided to evaluate the edge effect and open areas in the growth and survival of *Quercus rugosa* Nee, *Crataegus mexicana* Moc. Sessé and *Prunus serotina* subsp. *capuli* (Cav.) McVaugh, in order to determine the most suitable areas for their establishment. We characterized the border zone and the open area by environmental variables (air temperature, air relative humidity, light incidence and soil properties). We found that although there are very similar conditions between both sites (temperature and relative humidity), the border zone has deeper soils with more availability of nutrients than the open area. The problems that vegetation could be exposed to, both in the edge and in the open zones would be mainly: the availability of water in the dry season, the soil aeration and the susceptibility to erosion, mostly in the open area. As to the light incidence, canopy openness, as well as direct, diffuse and total radiation are greater in the open area, while the leaf area index is greater in the border zone regardless of the season (dry or rainy), since no significant differences between seasons were observed. The results of the survival monitoring have shown that mortality increased since the fourth month after the planting. One year after, we registered average survivals for the three species of 12.9% for the open area and 17.5% for the border zone. Two years after the planting, the survival was 8.3% and 15.8% for the open area and the border zone, respectively. There was no significant difference in survival between zones (for *C. mexicana* and *P. serotina* subsp. *capuli*), but there was between species. The species that had the highest survival was *C. mexicana* (23%), followed by *Q. rugosa* (10%) and *P.*

serotina subsp. *capuli* (6%). Desiccation, uprooting and disappearance of the plants can be mentioned among the causes of death and also the works derivative from the construction of the Supervía Poniente near the study plots. The average height for the three species, in the open area was 35 and 25.1 cm in 2011 and 2012, respectively, whereas in the edge zone was 36.3 and 38 cm, respectively. The basal area in the open zone, for the two years aforementioned, was 47.3 and 37.4 mm² and in the edge zone was 58 and 73 mm², respectively. There were no significant differences in the increase in height and basal area of individuals of each species at both sites during the two years of censuses. The three species had the ability to sprout, that permits the formation of secondary stems, which is considered a response to natural and anthropogenic disturbance. We conclude that the three species can be used in restoration projects (although *C. mexicana* and *Q. rugosa* are more resistant species than *P. serotina* subsp. *capuli*) and that both zones are suitable for the reintroduction of species.

1. INTRODUCCIÓN

La búsqueda de espacios para actividades como la agricultura, la ganadería o el constante desarrollo de infraestructura ha tenido graves consecuencias sobre la fragmentación de los ecosistemas, lo cual ha llevado a la degradación y disminución de la calidad de los hábitats naturales. Dicho deterioro afecta a su vez a las sociedades humanas, en particular a aquellas que habitan en las grandes ciudades. De esta manera el ser humano convierte la relación con la naturaleza en un círculo vicioso, donde para cubrir todas sus necesidades incrementa el deterioro ambiental, lo que lleva a la búsqueda de un mayor número de sitios que aprovechar, encareciendo cada vez más la calidad de vida de las personas.

Uno de los efectos de la fragmentación es la formación de bordes, que son zonas de transición entre dos hábitats adyacentes, por ejemplo un bosque y un pastizal o una selva y un potrero (López-Barrera, 2004). Debido a las condiciones que presentan, los bordes son lugares potenciales para el establecimiento de vegetación que permita la restauración de ecosistemas degradados, tal como las barrancas de la Ciudad de México que se encuentran en situaciones deplorables debido principalmente al cambio de uso del suelo y a la contaminación (zonas propensas a ser receptoras de desechos sólidos y líquidos como desperdicios de construcción y aguas residuales), lo cual no sólo trae consigo un desbalance de las funciones hidrológicas principales y pérdida de la biodiversidad que en ellas reside, sino también peligro constante a los habitantes en los márgenes y partes bajas de estos lugares así como focos de infección (SMAGDF, 2010).

Dentro de este contexto, el bosque de encino de la Barranca de Tarango, en la Delegación Álvaro Obregón, resguarda diversas especies de flora y fauna nativas en cerca de 267 ha, motivo por el cual su conservación y restauración deben ser prioritarias para evitar el deterioro de sus funciones y servicios ecológicos. Sin embargo, no todas las intervenciones que se han llevado a cabo en la zona están relacionadas con su recuperación ambiental, ejemplo de ello es la construcción de la Supervía Poniente, que pretende unir la zona sur con la del poniente de la Ciudad de México (Transparencia DF, 2011). Se planea que la Supervía Poniente atraviese diversas vialidades afectando en su construcción a bosques en suelo de conservación, ya que estará compuesta por diversos túneles, puentes y vías y su extensión podría ser entre cuatro y siete kilómetros (Supervía Poniente, 2012). La edificación de una vialidad más en la Ciudad de México no soluciona la problemática ambiental, pero sí puede deteriorar los relictos de vegetación en suelo de conservación.

En este trabajo se pretendió determinar el desempeño de tres especies nativas de la Barranca de Tarango (*Quercus rugosa*, *Crataegus mexicana* y *Prunus serotina* subsp. *capuli*)

introducidas en dos zonas (abierto y borde), ya que han sido clasificadas como especies potenciales para usarse en trabajos de restauración.

2. ANTECEDENTES

2.1 Fragmentación y efecto de borde

La biodiversidad del planeta está disminuyendo como resultado directo o indirecto de las actividades del ser humano, que derivan en última instancia de la demanda de la humanidad sobre la biosfera (*i.e.* producción y consumo de recursos naturales, reemplazo de ecosistemas naturales y crecimiento de zonas urbanas; Herrerías y Benítez-Malvido, 2005; Humphrey *et al.*, 2008). De hecho, en algunas regiones del mundo, más del 90% de la vegetación primaria ha sido reemplazada por actividades agropecuarias y de desarrollo urbano, cuyo suelo se ha degradado por procesos de erosión y/o salinización (Saunders *et al.*, 1991). Por tanto, la disminución y deterioro de los recursos naturales es reflejo de las demandas del crecimiento poblacional sobre el medio ambiente.

La fragmentación se define como un proceso mediante el cual un bosque continuo es transformado en unidades o parches más pequeños, aislados unos de otros por una matriz de vegetación y/o uso del suelo diferente (Saunders *et al.*, 1991; Bustamante y Grez, 1995; Wilcove *et al.*, 1986). La fragmentación del bosque debido a actividades antropogénicas es un evento tan antiguo como la agricultura, sólo que hoy en día se ha intensificado por una demanda creciente de espacios y por una capacidad tecnológica mayor, repercutiendo negativamente sobre la biodiversidad (Turner, 1996; Fahrig, 2003). Por ejemplo, 5.5 millones de hectáreas de selvas tropicales se deforestan cada año, por lo que cerca del 40% de la vegetación original ha sido eliminada (Krohne, 2001). La alteración del paisaje por la reducción a remanentes de vegetación es cada vez más frecuente por la presión que ejerce la actividad humana sobre los ecosistemas.

El tamaño, forma y posición de los fragmentos en el paisaje son factores que determinan el diferente grado de afectación de los organismos del remanente de vegetación. Estos factores influyen en distintos procesos ecológicos (Saunders *et al.*, 1991) y se pueden ver reflejados en la estabilidad de los ecosistemas. Por ejemplo, la remoción de la vegetación y posterior establecimiento de una matriz vegetal con diferente estructura altera la radiación solar que llega a la vegetación y al suelo; consecuentemente, los rangos de temperatura del aire y del suelo se ven afectados (Saunders *et al.*, 1991). Así, las características y ubicación de un fragmento afectan la dinámica ecológica del mismo.

Los paisajes fragmentados presentan zonas de interacción o ecotonos con la matriz circundante. La vegetación puede ser removida del paisaje de diferentes formas (Fahrig, 2003), sin embargo, en las zonas fragmentadas los remanentes tienden a ser cada vez más pequeños, aislados y de forma irregular, lo cual incrementa los efectos de borde (Suárez, 1998). El efecto

de borde se refiere a los cambios en las condiciones bióticas y abióticas de este nuevo sitio que pueden afectar a los organismos de un fragmento (Murcia, 1995). Estos cambios influyen en la estructura y composición de la vegetación a lo largo del perímetro del remanente de un bosque (Laurance, 1991; Fox *et al.*, 1997), en donde se presenta una mayor incidencia de luz, viento y temperatura, así como una disminución de la humedad (tanto del aire como del suelo) con respecto al interior del bosque (Williams-Linera *et al.*, 2002). La alteración del microclima en y alrededor de los remanentes, así como el aislamiento de éstos, son dos de los efectos de la fragmentación más importantes (Saunders *et al.*, 1991). En un paisaje fragmentado hay cambios tanto en el ambiente biótico como en el abiótico llamados efecto de borde.

Conforme el tamaño de los fragmentos decrece, el área proporcional del borde aumenta. Los remanentes de vegetación pequeños tienen una relación perímetro/área mayor que los grandes, por ejemplo, en un fragmento de 10 ha, 10 m hacia el interior pueden estar sujetos a efecto de borde, por lo que éste constituye 14% del área total; pero, si el fragmento tiene solo una hectárea, un borde de 10 m representa mínimo 36% (Krohne, 2001). A esto hay que sumarle la forma del parche, ya que no es lo mismo un fragmento en forma circular que uno en forma alargada (Saunders *et al.*, 1991; Bustamante y Grez, 1995; Krohne, 2001; Fahrig, 2003). Tanto el borde como el efecto de borde pueden ser significativamente diferentes si el tamaño del remanente o su forma difieren entre fragmentos del mismo tipo de vegetación, siendo más susceptibles aquellos remanentes con formas alargadas o pequeños.

Los efectos negativos en un borde se pueden evidenciar en las especies de esta zona, afectadas por la temperatura, humedad, luz y viento de los alrededores. Consecuentemente puede aumentar la mortalidad de árboles o el establecimiento de nuevas especies ante el incremento de luminosidad (Lovejoy *et al.*, 1986; Kapos *et al.*, 1997). La densidad de plántulas de especies de sucesión tardía puede disminuir (Benítez-Malvido, 1998) o la germinación de éstas verse afectada por la ausencia de condiciones adecuadas en zonas de borde (Turton y Freiburger, 1997). En los bordes, también puede haber afectación de la riqueza de especies vegetales ante la falta de protección por parte del dosel en dichas zonas (Ferreira y Laurance, 1997; Paciencia y Prado, 2004). Por lo tanto, las repercusiones de la apertura de bosques y su consecuente formación de bordes se manifiestan tanto en la densidad como en la riqueza de especies de sucesión tardía.

En un ecosistema fragmentado, el restablecimiento de la vegetación depende de diversos factores relacionados con la matriz circundante. Algunas de las características de la matriz que influyen en la recuperación de la vegetación a lo largo de un borde son la estructura de la vegetación, la intensidad e historia de uso de la tierra, la ocurrencia de incendios o la introducción de especies exóticas y/o invasoras (Gascon *et al.*, 2000). Si la matriz presenta una estructura similar a la del remanente, habrá una influencia menor y en consecuencia, existirá un

efecto de borde menor, disminuyendo la condición de aislamiento entre fragmentos y por tanto, posibilitando el movimiento de especies (Bustamante y Grez, 1995; Gascon *et al.*, 2000). La matriz puede incidir en los remanentes de vegetación ya sea por albergar recursos adicionales para algunas especies (Dunning *et al.*, 1992) o por influir en la dispersión de éstas entre parches (Ricketts, 2001). Debido a su importancia, las matrices con una fisonomía de la vegetación contrastante a los fragmentos pueden maximizar los efectos de borde de manera negativa o posibilitar la recuperación de estas zonas.

Al ser áreas de interacción entre hábitats, los bordes son susceptibles al establecimiento de especies ajenas al remanente. Debido a las nuevas condiciones presentes en las zonas de borde y al incremento en la llegada de especies pioneras (Sizer y Tanner, 1999), resulta necesario ganarle terreno a la matriz con la reintroducción de especies nativas del fragmento. El objetivo de este tipo de prácticas debe ser evitar la pérdida de relictos de vegetación mediante la creación de zonas amortiguadoras que minimicen cambios de temperatura y humedad (Gascon y Lovejoy, 1998 en Gascon *et al.*, 2000). Por lo que, en lugares donde la creación y ampliación de bordes sea inevitable (*i.e.* apertura de caminos), la reintroducción de vegetación, además de incrementar el área de un fragmento, puede contribuir en la conexión con otros remanentes y minimizar los efectos de borde.

Diversos estudios sobre el establecimiento de especies vegetales utilizadas con fines de restablecimiento de especies nativas se han llevado a cabo en bordes de encinares de México (Bonfil y Soberón, 1999; López-Barrera, 2003; Asbjornsen *et al.*, 2004; López-Barrera y Newton, 2005; López-Barrera *et al.*, 2006). Esto se debe a que dichos lugares pueden representar zonas con condiciones menos drásticas que los sitios abiertos, de origen natural o antrópico, caracterizados por una disminución brusca de la cobertura vegetal (Artavia *et al.*, 2004). Este nuevo ambiente deja de ser propicio para especies arbóreas o perennes presentes en el interior de los remanentes y da paso al establecimiento de especies herbáceas (en su mayoría anuales) y/o arbustivo oportunistas (Saunders *et al.*, 1991; Damascos y Rapoport, 2002; Mitamura *et al.*, 2009). En ocasiones pueden llegar especies exóticas tolerantes a las condiciones previamente mencionadas y no formar un estrato continuo, pero sí impedir el establecimiento de especies nativas (Saunders *et al.*, 1991; Bustamante y Grez, 1995; Damascos y Rapoport, 2002; Mitamura *et al.*, 2009).

2.2 Restauración ecológica

La restauración ecológica es una herramienta que posibilita la recuperación de zonas deterioradas. De acuerdo con la Sociedad de Restauración Ecológica (SER, 2004) y con el National Research Council (1992), la restauración ecológica es el proceso de ayudar al restablecimiento de un ecosistema que se ha degradado, dañado o destruido, es decir, es una

actividad que trata de llevar al ecosistema perturbado hacia un estado parecido a su condición natural original (Fig. 1). El ecosistema dañado debe ser reparado y tanto la estructura como las funciones recreadas, para generar sistemas de autorregulación que se integren con el paisaje en el cual están inmersos y que funcionen de acuerdo con principios ecológicos (Zamora, 2002; Gann y Lamb, 2006; Walker *et al.*, 2007). Así, la restauración ecológica es una actividad que puede mejorar el estado de los ecosistemas que no pueden recuperarse por sí solos, principalmente por cuestiones de perturbación antropogénica.

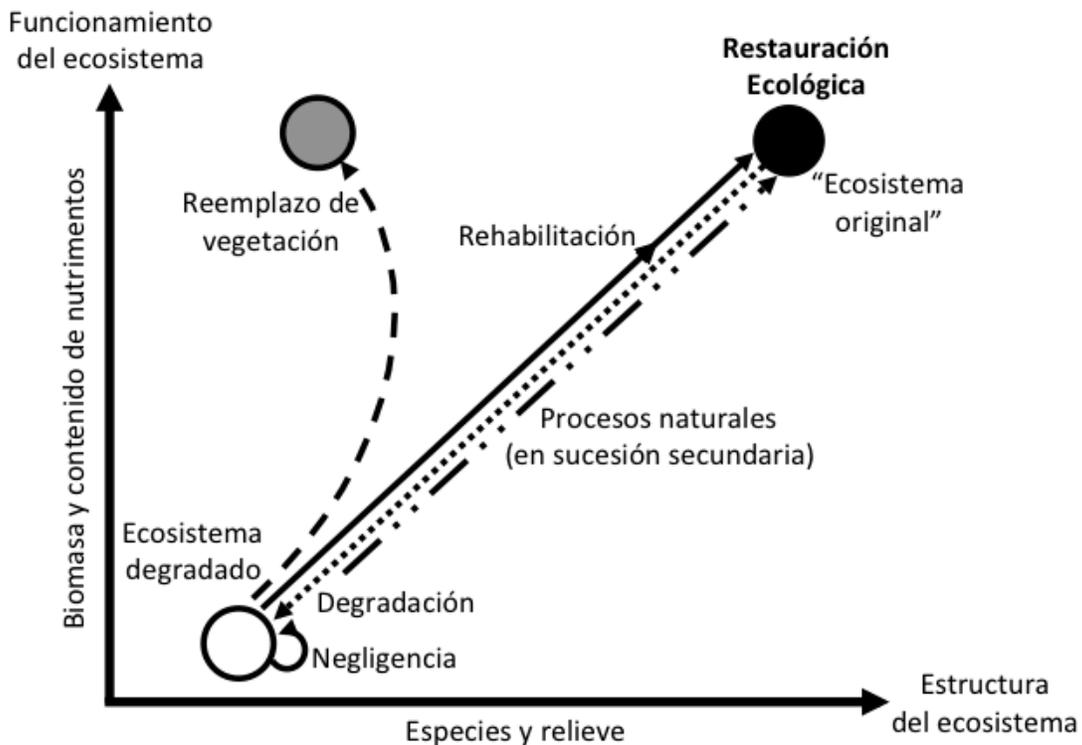


Figura 1. Alternativas de la restauración ecológica comparadas con la regeneración de los ecosistemas. Modificado de Bradshaw (1997).

Estrictamente hablando, la restauración ecológica implica regresar a un sistema que existía antes de la perturbación. Debido a que el ecosistema previo se considera más adecuado, se espera que la restauración establezca la misma composición de especies y características funcionales que el ecosistema antes del disturbio (Bradshaw, 1997; Urbanska *et al.*, 1997; Meli, 2006; Palmer *et al.*, 2006). Este retorno puede ser posible en zonas poco perturbadas y sin un uso futuro que pueda degradar más al sistema (Zorrilla, 2005). Sin embargo, en lugares con un nivel de deterioro mayor o donde la causa de perturbación no pueda ser eliminada por completo, el restablecimiento de las especies presentes históricamente puede no ser práctico (Ehleringer y Sandquist, 2006), por lo que una meta más realista podría ser llevar al sistema hacia un estado menos degradado (Palmer *et al.*, 2006). En este caso, la restauración se enfocaría en la recuperación de las principales funciones ambientales del ecosistema original, aunque parte de la biodiversidad esté ausente y algunas especies exóticas hayan ingresado a la zona (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999). El restablecimiento de un ecosistema con las características del ambiente previo a la perturbación, representa un objetivo poco práctico.

Existen otros elementos que pueden dificultar el trabajo de la restauración cuando se busca un ecosistema anterior al perturbado. Por ejemplo, el o los restauradores no siempre saben cómo recrear un ensamblaje particular de especies, por otra parte la información necesaria puede no existir o no estar disponible, las técnicas usadas no ser las adecuadas o simplemente no haber una fuente propicia de organismos recolonizadores (Cairns, 1988; Maurer, 2006). De igual forma, los sistemas ecológicos se encuentran en constante flujo, con cambios en diversas escalas espaciales y temporales, lo que dificulta la demarcación de límites naturales previos a la degradación (Vázquez-Yanes y Batis, 1996; Maurer, 2006). También se debe considerar que el ecosistema previo a la perturbación podría haber existido en un contexto diferente al actual (Maurer, 2006). Ejemplo de esto son los efectos que pueden suceder inadvertidamente ante variaciones rápidas y drásticas en los patrones climáticos, que al parecer no han tenido precedente en las condiciones pasadas (Millar *et al.*, 2007; Campo-Alves, 2010). Por lo que las actividades de restauración deben llevarse a cabo dependiendo de la situación que acontezca en cada caso y teniendo en cuenta que no sólo basta la intención de regresar al sistema a un estado previo a la degradación.

Además de la restauración, existen otras actividades que pueden ofrecernos un ecosistema más valioso que el previo a la degradación (Fig. 1; Bradshaw, 1997). Estas actividades pueden coincidir en parte con la restauración ecológica, sin embargo, comparada con otro tipo de acciones, la restauración es la que da los resultados más satisfactorios y por ello es la más ambiciosa y generalmente requiere más cuidado (SER, 2004). No obstante, la estrategia que se aplique en cada situación dependerá de diversos factores como el tipo y

magnitud de disturbio o los servicios y bienes a recuperar (Márquez-Huitzil, 2005; Gann y Lamb, 2006; Hobbs *et al.*, 2007). Así, la restauración ecológica representa sólo una de las posibles actividades a llevar a cabo para la recuperación de un sistema degradado.

Como parte de los trabajos de restauración, se debe recurrir a evaluaciones periódicas de los avances de la misma. Por lo que es necesario contar con indicadores efectivos que puedan ser censados recurrentemente y que proporcionen una base para evaluar el progreso del proyecto. Esta evaluación debe ser poco costosa, sencilla y capaz de determinar cambios en los parámetros relevantes (SER, 2004; Gann y Lamb, 2006; Hobbs *et al.*, 2007). Algunos de los atributos capaces de demostrar una ruta de desarrollo, hacia la condición del ecosistema deseado, son la presencia de ciertas especies que proporcionen una estructura y ocurrencia de grupos funcionales adecuados (Gann y Lamb, 2006). Se puede considerar que un ecosistema se ha restaurado, cuando cuenta con los recursos para mantenerse con un mínimo de ayuda o subsidios externos (SER, 2004; Gann y Lamb, 2006). La recuperación de un ecosistema debe ser monitoreada a lo largo de la restauración hasta saber que el sistema es autosuficiente tanto estructural como funcionalmente hablando.

La restauración ecológica es importante no sólo por ser un método de reconstrucción o de mejora de un hábitat, sino también por ser un campo de oportunidad para la investigación de otras disciplinas. La restauración representa una posibilidad para poner a prueba el marco teórico de la ecología a través de la aplicación de hipótesis, teorías y principios ecológicos a un problema determinado (Martínez, 1996). Por ejemplo, la restauración necesariamente implicará experimentar y manipular la teoría de la sucesión ecológica, debido a que se intenta llevar al sistema por etapas que recuperen una cierta constitución e interacciones de organismos previas (Martínez, 1996). Por lo que además de generar información para la recuperación de los sistemas naturales, la restauración ecológica y otras ciencias análogas se enriquecen mutuamente para identificar los factores más afines al funcionamiento y estructura de los ecosistemas (Meli, 2006; Palmer *et al.*, 2006). Es así que la experimentación llevada a cabo en los trabajos de restauración representa laboratorios vivos que permiten probar los postulados de otras áreas de las ciencias naturales.

Los trabajos de restauración pueden tener mejores resultados si se integran conocimientos generados de estudios de sucesión ecológica. Ésta comprende una serie de cambios en la constitución de especies y del sustrato después de una perturbación (Morin, 1999), mientras que la restauración es la manipulación de dichos cambios para obtener resultados específicos producto de los intereses de la sociedad (Walker *et al.*, 2007). A pesar de las diferentes motivaciones que pueden existir, la restauración representa una actividad para ayudar a elucidar los procesos fundamentales que controlan la sucesión y ésta a su vez provee

del marco teórico para la comprensión de los ecosistemas y su cambio a través del tiempo (Walker *et al.*, 2007). Cabe mencionar que la sucesión y la restauración difieren en escala espacial y temporal, es decir, la sucesión se enfoca en comunidades o ecosistemas pequeños en intervalos que comprenden entre 10 y 200 años, mientras que la restauración puede tratar de dilucidar la interacción entre ecosistemas y de éstos con el paisaje de acuerdo con el periodo de trabajo del proyecto de restauración (ca. 1-20 años; Walker *et al.*, 2007). Por tanto, la sucesión y la restauración ecológicas se encuentran estrechamente relacionadas debido a que ambas convergen en el estudio de la transformación de las comunidades hacia un ecosistema menos perturbado.

Con respecto a la selección de las especies para la restauración, dicha elección dependerá de las características ambientales, la historia de vida de los organismos, los recursos disponibles y las metas de la restauración (Chambers *et al.*, 1984 y Brown y Chambers, 1989 en Chambers, 1997). Además de tenerse en cuenta la utilidad de las especies se recomienda el empleo de plantas con algún valor como la producción de madera, ya que esto se reflejará en una mejor conservación de las zonas al representar un beneficio para los pobladores locales (Vázquez-Yanes y Batis, 1996). En este sentido, se sugiere el uso especies nativas que puedan crecer en zonas alteradas y que propicien el restablecimiento de procesos y funciones del ecosistema (Vázquez-Yanes y Batis, 1996). Las especies también deben ser de fácil propagación, resistentes a condiciones ambientales adversas y de rápido crecimiento (Vázquez-Yanes y Batis, 1996). La restauración se debe realizar con diferentes especies que puedan asegurar la estabilidad y dinámica ecológicas en respuesta a perturbaciones de distinta índole (Chambers, 1997). Por lo que la selección de las especies a introducir en una zona degradada requiere de un análisis detallado no solo para lograr su establecimiento, si no también para contribuir en la mejora del ambiente.

2.3 Bosques de encinos

Los bosques de encinos, de *Quercus* o encinares, son comunidades características de las zonas montañosas de México. Los encinares junto con los pinares, constituyen la mayor parte de la cubierta vegetal de zonas templadas y semihúmedas (Rzedowski, 1981). Los bosques de encino se pueden encontrar en casi todos los bosques templados del Hemisferio Norte, así como en algunas zonas tropicales y subtropicales e incluso en hábitats más secos (Rzedowski, 1981; Valencia, 2004). Los bosques de *Quercus* se desarrollan en muy diversas condiciones ecológicas en prácticamente todo el país, a altitudes desde casi el nivel del mar hasta los 3,000 m, salvo en las condiciones más áridas (CONAFOR, 2010b). Los árboles pueden ser caducifolios o perennifolios, mientras que los bosques pueden ser abiertos o muy densos y con ejemplares de tipo arbustivo hasta árboles de 30 m o más de alto (Zavala, 2000;

CONAFOR, 2010b). Los encinares se encuentran en diferentes condiciones climáticas y edáficas (Zavala, 2000) y a veces pueden presentarse como bosques puros, pero más frecuentemente son encontrados con especies de géneros tales como *Crataegus*, *Fraxinus*, *Juniperus*, *Pinus*, *Populus* y *Prunus*, entre otros (Rzedowski, 1981; Rzedowski y Rzedowski, 2005).

Los encinares brindan distintos bienes y servicios al hombre. Con respecto a los servicios ambientales que proveen, los bosques de encinos son importantes formadores de suelo, mejoran la productividad del mismo y además evitan su erosión (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999). Asimismo, contribuyen a la infiltración y a la recarga y conservación de los mantos acuíferos (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999). Los encinares también son modificadores de condiciones microambientales, así como sostén y refugio de numerosos organismos (Valencia *et al.*, 2002). La reducción o desaparición de este tipo de vegetación provoca alteraciones tanto en el ambiente biótico como en el abiótico (Nixon, 1993; Reyes y Gama-Castro, 1995 en Valencia *et al.*, 2002; Valencia *et al.*, 2002). Por tanto, la conservación de los encinares significa no solo la preservación de la biodiversidad que en ellos habita, sino también el proveimiento de beneficios al ser humano.

2.4 Bosques urbanos en la Ciudad de México

Las zonas arboladas de las ciudades no son únicamente elementos de la arquitectura del paisaje, ya que también influyen en el bienestar social. La urbanización es un fenómeno que no se detiene y conforme más personas eligen vivir en las ciudades, la calidad del ambiente urbano se vuelve cada vez de mayor importancia. De ahí que los espacios verdes sean una parte vital de cualquier conjunto urbano (Konijnendijk *et al.*, 2005), pues proveen numerosos beneficios culturales, educativos, económicos y sociales, así como diversos servicios ambientales (Cuadro 1). De acuerdo con su estética, la diversidad de especies presentes y su extensión (ya sea como bosques, parques, barrancas, camellones o lotes baldíos) mejoran el ambiente urbano y su imagen, por lo que son considerados invaluable y su importancia, sin duda, irá en aumento en las próximas décadas (GDF, 2000; Konijnendijk *et al.*, 2005; Martínez, 2008). Las áreas verdes son parte del ambiente físico y arquitectónico de las ciudades y también mejoran la calidad de vida de la sociedad que en ellas se desarrolla.

Los bosques urbanos constituyen las zonas arboladas de mayor extensión dentro de las ciudades y forman parte de la dinámica urbana. Entre los beneficios ambientales que proporcionan los bosques, se encuentran la producción de oxígeno y absorción de dióxido de carbono (transformándolo en biomasa durante su crecimiento), por lo que influyen positivamente en la temperatura del aire y del clima, amortiguando cambios bruscos de temperatura (Tyrväinen *et al.*, 2005; Martínez, 2008). Por otra parte, los bosques o áreas verdes urbanas son

prácticamente los únicos lugares que permiten la recarga de mantos acuíferos y, en el caso particular de la Ciudad de México, contribuyen a detener su hundimiento, además de reducir el riesgo de azolvamientos e inundaciones (Ezcurra, 1992; GDF, 2000; Tyrväinen *et al.*, 2005; Martínez, 2008). Los bosques pueden incidir de manera positiva en la solución de distintos problemas como el abastecimiento de agua, control de la contaminación del aire o la regulación del clima de las ciudades.

Hace algunas décadas, la Ciudad de México contaba con grandes extensiones de vegetación. Hoy en día, la Ciudad presenta un 20% (128.28 km²) de su superficie total cubierta por áreas verdes públicas y privadas y de este porcentaje, el 56% son áreas arboladas y el resto zonas de pastos y/o arbustos (SMAGDF, 2012). Cabe mencionar que las áreas verdes con vegetación nativa juegan un papel importante para la realización de estudios técnicos e investigaciones relacionadas con la dinámica de estos sitios, con lo cual es posible implementar programas de educación ambiental, preservación y aprovechamiento (Martínez, 2008). Así, la conservación de los remanentes de vegetación nativa puede contribuir al entendimiento y mejora de ésta a través de la experimentación que en áreas verdes urbanas se realiza.

Cuadro 1. Beneficios de los bosques urbanos.
Modificado de Tyrväinen *et al.* (2005).

BENEFICIOS	DESCRIPCIÓN
Sociales	Oportunidades de recreación, mejoramiento del ambiente laboral y del hogar, con efectos positivos en la salud mental y física.
Estéticos y arquitectónicos	Variación del paisaje a través de diferentes colores, texturas, formas y densidades del follaje y del tronco principalmente.
Climáticos y físicos	Enfriamiento, mejoramiento del clima a través del control de la humedad, de la temperatura y del viento. Reducción de la contaminación atmosférica, control del ruido y de la erosión y prevención de inundaciones.
Ecológicos	Hábitat para flora y fauna nativos.
Económicos	Aumento sobre el costo de las propiedades. Turismo.

A nivel nacional, las ciudades han visto la reducción del número y extensión de sus áreas verdes por diversos factores. En el Distrito Federal, el crecimiento poblacional ha provocado que muchos de sus bosques hayan sido talados (*i.e.* entre 1985 y 2000 desaparecieron más de 9,000 ha de árboles; Ezcurra *et al.*, 2002) y otros se encuentren en mal estado, ya que requiere de altos subsidios para mantener a 8,851,080 habitantes, situación que ha ocasionado su falta de autosuficiencia (Ezcurra, 1992; Ezcurra *et al.*, 2002; Martínez, 2008; INEGI, 2012). La mayor perturbación se ha producido a causa de la deforestación, del uso de especies inapropiadas (*i.e.* *Eucalyptus* spp.), de la contaminación atmosférica, de la amenaza

constante de invasiones y del desarrollo de obras de infraestructura (GDF, 2000; Ezcurra *et al.*, 2002; Martínez, 2008). Lo anterior ha incidido de manera negativa en las áreas verdes comprometiendo su equilibrio ecológico, la perpetuación de sus comunidades, así como los servicios ambientales que éstas proveen (Ezcurra y Mazari-Hiriart, 1996; GDF, 2000; Ezcurra *et al.*, 2002; Fenn, *et al.*, 2002; Martínez, 2008; Pisanty *et al.*, 2009; Mendoza, 2010). En las últimas décadas se ha ejercido una fuerte presión sobre las áreas verdes de la Ciudad de México, ocasionando la modificación de las mismas y deteriorando sus funciones ambientales.

Las consecuencias de la degradación de las áreas verdes se ve reflejada también en la deficiencia de la superficie de área verde por habitante ($\text{m}^2 \cdot \text{hab}^{-1}$), especialmente en el centro y norte del Distrito Federal (GDF, 2000). Si se toma en cuenta sólo la superficie de bosques, parques, jardines, camellones, vialidades principales y glorietas, la superficie de área verde es de $5.66 \text{ m}^2 \cdot \text{hab}^{-1}$, debajo de los $16 \text{ m}^2 \cdot \text{hab}^{-1}$ recomendados por la ONU y los $9 \text{ m}^2 \cdot \text{hab}^{-1}$ señalados por normas internacionales. Este índice se modifica a $7.0 \text{ m}^2 \cdot \text{hab}^{-1}$ cuando se añade la superficie de la Sierra de Guadalupe, Sierra de Santa Catarina y barrancas urbanas, como la Barranca de Tarango (GDF, 2000). Esto subraya la importancia de tener en marcha programas de uso, mantenimiento y recuperación de los bosques urbanos que ayuden a contener la crisis ecológica en el medio capitalino (Ezcurra, 1992; GDF, 2000).

2.5 Planteamiento del problema

Las características topográficas y climáticas de las barrancas dan paso a distintos microambientes que constituyen reservorios de vida silvestre nativa. Dentro del ambiente urbano, las barrancas de la Ciudad de México representan los últimos relictos de vegetación, tanto natural como inducida, así como lugares de recarga de mantos acuíferos y hábitat de especies de flora y fauna nativas (muchas de ellas bajo alguna categoría de riesgo en las Normas Oficiales Mexicanas). Sin embargo, su deterioro ha ido en aumento debido al crecimiento desmedido de la mancha urbana en décadas recientes y a la falta de acuerdos y coordinación entre autoridades competentes, ocasionando la contaminación de sus cauces y la desestabilización de sus taludes por la ocupación irregular de asentamientos urbanos, entre otros problemas. A pesar de ser sitios importantes desde el punto de vista ecológico, las barrancas son objeto de degradación dentro de las ciudades.

Muchas barrancas de la Ciudad de México se encuentran en suelo de conservación sin embargo no todas han sido protegidas y conservadas adecuadamente. Ejemplo de ello es la Barranca de Tarango, sitio de gran importancia ambiental por los servicios que presta a la zona sur-poniente de la Ciudad de México, motivo por el cual fue declarada como Área de Valor Ambiental en 2009. Sin embargo, los múltiples intereses involucrados en dicha zona han llevado a la derogación de este decreto para varios inmuebles, además de la edificación de la vialidad

Supervía Poniente, proyecto que pretende unir la zona sur con la del poniente de la Ciudad como parte de la Autopista Urbana del Gobierno del Distrito Federal. Uno de los objetivos de toda urbe es el desarrollo de infraestructura, lamentablemente dicho desarrollo se lleva a cabo a costa de la degradación ambiental en la mayoría de los casos.

De ahí la necesidad de llevar a cabo trabajos de recuperación y conservación del bosque presente en la Barranca, amenazada por la demanda de espacios para la construcción de infraestructura. Para ello, en este estudio se evaluó el efecto de borde y de zona abierta sobre el crecimiento y supervivencia de algunas especies vegetales presentes en la barranca, para determinar las zonas más adecuadas para su establecimiento, puesto que una estrategia de restauración de sitios degradados es la introducción de especies nativas. Con esto se pretendió dar continuidad a los estudios previos llevados a cabo en la barranca y contribuir a la restauración de uno de los bosques urbanos más importantes para la Ciudad de México.

Se eligió a *Quercus rugosa* debido a que es una especie cuyo reclutamiento es más frecuente en lugares sombreados como en los bordes de bosques, y *Crataegus mexicana* y *Prunus serotina* subsp. *capuli* ya que son especies que requieren de condiciones soleadas (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999; GDF, 2001; Rodríguez y Cohen, 2003; CONAFOR, 2010a). Además, por sus características de tolerancia a condiciones estresantes como la sequía o la contaminación, estas especies han sido recomendadas para usarse en plantaciones de restauración de sitios degradados (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999; Martínez, 2008; CONAFOR, 2010a).

3. HIPÓTESIS

General

Debido a que *Quercus rugosa* Née, *Crataegus mexicana* Moc. Sessé y *Prunus serotina* subsp. *capuli* (Cav.) McVaugh han sido catalogadas como especies útiles para usarse en trabajos de restauración, se espera que las tres tengan un desempeño (supervivencia y crecimiento) favorable en sitios abiertos y sitios de borde.

Particulares

1. Dado que los bordes representan zonas de transición entre hábitats adyacentes y por tanto tienen condiciones intermedias en cuanto a microclima, se espera que la temperatura y la incidencia lumínica sean menores en la zona de borde, mientras que la humedad del aire será mayor con respecto a las zonas abiertas.
2. El desempeño de las plantas introducidas dependerá de su tolerancia a las condiciones microambientales (sombra o insolación). Por lo tanto, *Q. rugosa* tendrá un mejor desempeño en la zona de borde, mientras que *C. mexicana* y *P. serotina* subsp. *capuli* responderán favorablemente a las condiciones de la zona abierta.

4. OBJETIVOS

General

Determinar el desempeño de plantas de *Quercus rugosa* Née, *Crataegus mexicana* Moc. Sessé y *Prunus serotina* subsp. *capuli* (Cav.) McVaugh plantadas en dos tipos de ambientes (zona de borde y zona abierta), dentro de la Barranca de Tarango, con fines de restauración ecológica.

Particulares

1. Caracterizar ambas zonas mediante variables ambientales.
2. Evaluar la supervivencia y el crecimiento de las tres especies seleccionadas en sitio de borde y sitio abierto.
3. Determinar las principales causas de muerte de las especies seleccionadas en ambas zonas.
4. Discutir el potencial de cada especie para utilizarse en futuros proyectos de restauración en las barrancas del Distrito Federal.

5. METODOLOGÍA

5.1 Área de estudio

La Barranca de Tarango, perteneciente a la Delegación Álvaro Obregón de la Ciudad de México, cuenta con una extensión de 2,671,893.18 m² y se ubica en las coordenadas 19° 14' N - 19° 25' N y 99° 10' O - 99° 20' O, a un rango de altitud de 2330 - 2580 m snm. Colinda al norte con las colonias El Rincón, Tlacultlapa, Puerta Grande, Colinas de Tarango y Lomas de Tarango; al sur con las colonias Lomas de las Águilas, San Clemente y Ampliación Águilas; al este con la colonia Las Águilas y al oeste con las colonias Lomas de Axomiatla y Bosques de Tarango (GODF, 2009; Guerra-Martínez, 2012; Fig. 2).

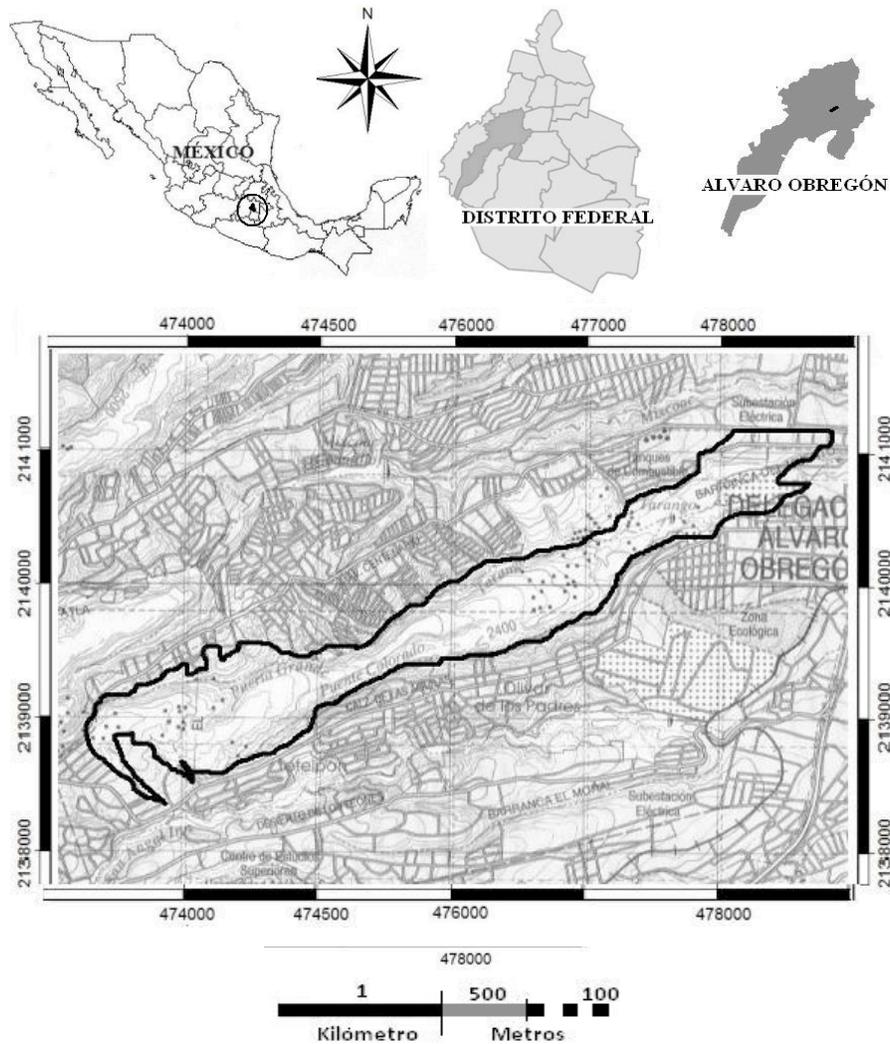


Figura 2. Localización de la Barranca de Tarango en la Delegación Álvaro Obregón, D.F. Tomado de Guerra-Martínez (2012).

El clima varía de templado subhúmedo con lluvias en verano [C(W)] a semifrío subhúmedo con lluvias en verano [C(E)(w)]. La temperatura media anual es de 16 °C, mientras que las temperaturas medias mínima y máxima anuales son de 7.7 y 24.3 °C, respectivamente, siendo los meses de abril a junio los más calurosos y los de diciembre a febrero los más fríos (GDF, 2000; PEDAO, 2010; SMN, 2011). La precipitación total anual es de 871 mm y la precipitación anual máxima, reportada por la Delegación, corresponde a los meses de junio a septiembre y la mínima, a los meses de noviembre a febrero (GODF, 2011a, SMN, 2011; Fig. 3).

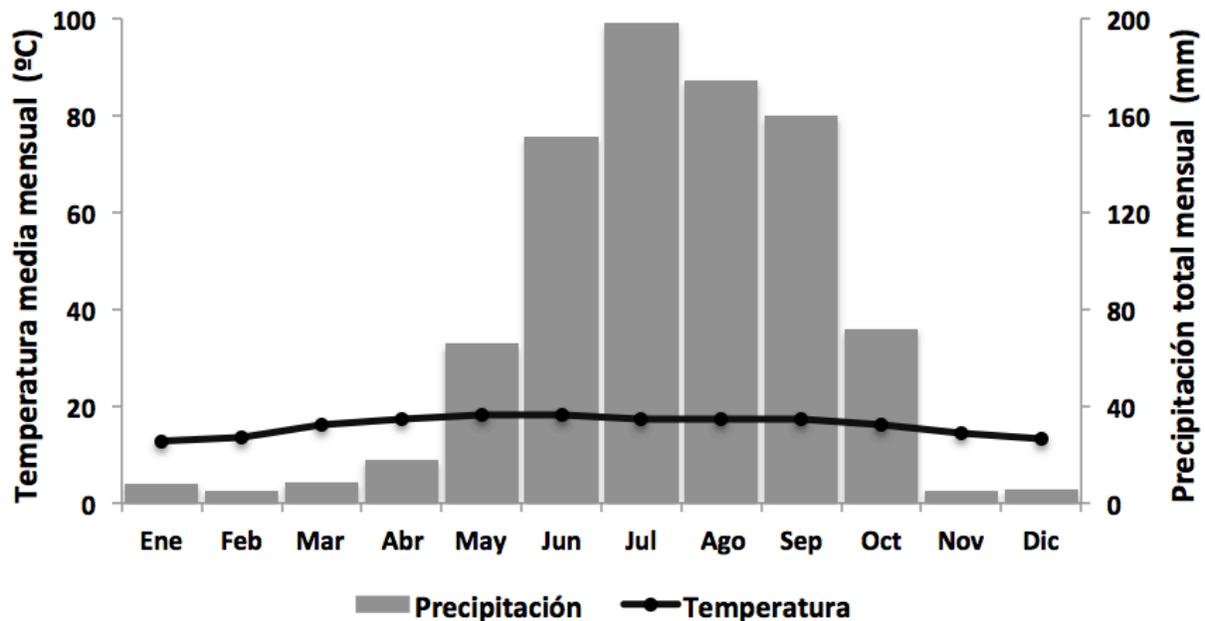


Figura 3. Climograma de la estación Tarango (Villa Obregón) situada a 4 km de la zona de estudio en la Barranca de Tarango, Delegación Álvaro Obregón, D.F. (19°21'36" N, 099°12'45" O; 2,340 m snm; periodo de observación: 1951-2010). SMN (2011).

El relieve de la Delegación se caracteriza por su accidentada topografía, conformada por llanuras (ca. 2,265 m snm), lomeríos (ca. 2,340 m snm), regiones montañosas (ca. 2,400-2,750 m snm) y pedregales (ca. 2,750 m snm), situación que ha llevado a los consecuentes problemas de falta de integración vial y asentamientos irregulares sobre barrancas (GODF, 2011a). La delegación ocupa una superficie de 7,720 ha, de las cuales el suelo de conservación comprende 2,668 ha (PEDAO, 2010). Por otra parte, se presentan 15 barrancas en sentido oriente-poniente, que abarcan una superficie de 1,105.3 ha (PAOT, 2010b), de éstas, nueve conforman 85 km lineales de cauce, entre las que se incluye a la Barranca de Tarango (Visión Solidaria A.C., 2007; PAOT, 2010a).

La red fluvial consiste en siete subcuencas correspondientes a los ríos Tacubaya, Becerra, Mixcoac, Tequilasco, Pilares, San Ángel, Río Magdalena, Puente Grande, Puente Colorado, Las Flores y Texcalatlaco, cuyos cauces tienen distintos grados de conservación o de invasión (GODF, 2011a). En la Barranca de Tarango confluyen los ríos Puente Grande y Puente Colorado en la Presa Tarango, en una dirección SO-NE, siendo el agua de origen pluvial y residual doméstica (GODF, 2009).

Geográficamente la Delegación Álvaro Obregón está situada en el margen inferior de la Sierra de las Cruces (sobre la Formación Tarango), que tiene su origen en la actividad volcánica del Cenozoico Superior. Esta Sierra se localiza en la parte este del Cinturón Volcánico Transmexicano y constituye un límite entre las cuencas de México y Toluca. El vulcanismo abarcó del Mioceno al Cuaternario y se caracterizó por efusiones de andesitas y dacitas, a través de estrato-volcanes, por lo que la Sierra de Las Cruces presenta depósitos provenientes de la actividad volcánica, de la erosión y de la acumulación de vulcanoclastos (García-Palomo *et al.*, 2008; PAOT, 2010a; GODF, 2011a). La actividad volcánica creó abanicos al pie de esta sierra, que corresponden a la Formación Las Cruces y a la Formación Tarango, ésta última constituida por tobas, aglomerados, depósitos fluviales, capas delgadas de pómez, cenizas y arenas, e intercalaciones de lahares y brechas (PAOT, 2010a).

Las principales unidades de suelos registradas para la Delegación son Phaeozem, Litosol, Andosol y Regosol (GDF, 2000; GODF, 2011a): los Phaeozem háplico y lúvico cubren aproximadamente el 53.8% del territorio delegacional; los Litosoles háplicos el 22.8%; los Andosoles ocupan un 21.5% del suelo y el suelo tipo Regosol eútrico ocupa sólo el 1.9%, localizado principalmente en algunas laderas. En la Barranca de Tarango, se distribuyen dos unidades de suelo, una zona de tipo Phaeozem háplico asociados con Phaeozem lúvico y secciones de suelos tipo Litosol con Phaeozem háplico (INEGI, 1977a).

La vegetación Delegacional, que constituye la biodiversidad original, se encuentra en el Parque Nacional Desierto de los Leones, la Barranca de Tarango, el Parque Ecológico La Loma y en barrancas, cañadas y lomeríos donde existen ecosistemas en buen estado de conservación (PAOT, 2010a).

En la Barranca de Tarango, la vegetación consiste de bosque de encino y matorral xerófilo (*sensu* Rzedowski, 1981). El bosque de encino se localiza principalmente en la porción oeste, siendo predominantemente deciduo según Ventura-González (2012), quien señala diciembre a mayo como los meses de mayor defoliación para *Quercus rugosa*, patrón similar al de las demás especies arbóreas de su estudio (*Fraxinus uhdei*, *Q. castanea*, *Q. laurina* y *Q. obtusata*), mientras que en el estrato arbustivo, no existe un periodo definido de defoliación, ya que en general se presenta a lo largo del año.

Los bosques de encino están integrados fisonómicamente en dos asociaciones: *Q. castanea-Q. obtusata* (densidad arbórea: 448 ind•ha⁻¹) y *Q. castanea-Q. rugosa* (densidad arbórea: 700 ind•ha⁻¹). Las especies con mayor valor de importancia relativa en el estrato arbóreo son *Q. castanea*, *Q. obtusata*, *Q. rugosa*, *Q. laurina*, *Q. crassipes*, *Crataegus mexicana* y *Prunus serotina* subsp. *capuli*; en el estrato arbustivo dominan *Verbesina virgata*, *Baccharis conferta*, *Ageratina glabrata* y *Eysenhardtia polystachya*, mientras que en el estrato herbáceo sobresalen *A. deltoides*, *Bouteloua* sp., *Salvia mexicana*, *Chromolaena pulchella*, *Bothriochloa* sp. y *A. deltoides*, entre otras (Guerra-Martínez, 2012).

La flora está integrada por 20 familias, 33 géneros y 43 especies (Guerra-Martínez, 2012). Algunas de las familias presentes en la zona son: Asteraceae (*Baccharis* sp., *Dahlia coccinea*), Ericaceae (*Arbutus unedo*), Fagaceae (*Q. castanea*, *Q. crassipes*, *Q. laurina*, *Q. mexicana*, *Q. obtusata*, *Q. rugosa*, *Q. deserticola*), Leguminosae (*Eysenhardtia polystachya*), Loganiaceae (*Buddleia cordata*), Myrtaceae (*Eucalyptus* sp.), Oleaceae (*Fraxinus* sp.) y Rosaceae (*C. mexicana*, *P. serotina* var. *capuli*, *Rubus ulmifolius*) y Sapindaceae (*Dodonaea* sp.; GODF, 2009; Guerra-Martínez, 2012). De éstas, las familias Fagaceae, Asteraceae y Rosaceae presentan mayor riqueza y *Quercus* es uno de los géneros mejor representados (GODF, 2009; Guerra-Martínez, 2012).

Con respecto a la fauna, se menciona la presencia de aves (*Columbina inca*, *Colibri thalassinus*, *Hirundo rustica*, *Vireo belli*, etc.), mamíferos (Familias: Soricidae, Canidae, Procyonidae, Mustelidae, Sciuridae, Geomyidae y Leporidae, incluida la especie endémica *Cratogeomys merriami*), reptiles (*Pituophis deppei*, *Salvadora bairdii*, *Tamnophis eques*, etc.) y anfibios (*Hyla* sp. y *Eleutherodactylus dilatatus*; GODF, 2009).

De igual forma se señala la existencia de especies de fauna con estatus de conservación bajo la NOM-059-SEMARNAT-2010 (GODF, 2009) y que de acuerdo con la declaratoria de Área de Valor Ambiental (Gaceta Oficial del Distrito Federal no. 637) son: *Buteo jamaicensis* (Accipitridae) y *Turdus migratorius* (Turdidae) en la categoría de “Sujeta a Protección Especial” y *Melanotis caerulescens* (Mimidae) como “Amenazada”.

Con respecto al uso del suelo en la Barranca de Tarango existen zonas agrícolas, de uso pecuario, de extracción de materiales, además de áreas extensas de pastizales inducidos asociados con bosques de eucalipto, zonas de vegetación secundaria (de tipo matorral) y áreas desprovistas de vegetación (INEGI, 1977b).

Como se mencionó, debido a los servicios que presta, a que resguarda remanentes de bosque de encino y a que además es refugio de flora y fauna silvestre, la Barranca de Tarango fue declarada el 22 de julio de 2009 Área de Valor Ambiental en la categoría de “barrancas” (Gaceta Oficial del Distrito Federal no. 637). Estas áreas son definidas como “las áreas verdes

cuyo ambiente original ha sido modificado por actividades antropogénicas, razón por la que requieren ser restauradas y preservadas para mantener ciertas características biofísicas y escénicas que les permitan contribuir a mantener la calidad ambiental de la ciudad” (GODF, 2009).

Sin embargo, a pesar de todas estas consideraciones, la construcción de la Supervía Poniente sigue adelante y además, el 2 de septiembre de 2011 se publicó en la Gaceta Oficial del Distrito Federal (no. 1174) un decreto que deroga algunos inmuebles de la declaratoria como Área de Valor Ambiental del Distrito Federal (Fig. 4). En el mismo se concede amparo y protección de la Justicia Federal a los quejosos en contra del Decreto de Área de Valor Ambiental del 22 de julio de 2009 (GODF, 2011b). Un año después de esta derogación, se publicó un nuevo documento el 5 de octubre de 2012 (Gaceta Oficial del Distrito Federal no. 1454) derogando otros inmuebles (GODF, 2012).



Figura 4. Localización de predios con amparo en la Barranca de Tarango, Delegación Álvaro Obregón, D.F. Tomado de TLALPAN.info (2011).

Por otra parte, Hernández-García (2011) señala que la Barranca de Tarango presenta conflictos en cuanto a la falta de políticas públicas a mediano y largo plazo, así como falta de coordinación entre autoridades competentes, que permitan dar solución a los problemas ambientales, sociales y políticos existentes en la zona, los cuales son conocidos tanto por las autoridades como por los habitantes del lugar (Corona-Álvarez, 2011).

5.2 Trabajo de campo

Para la elección del sitio abierto y el de borde, en febrero 2010 se realizó el reconocimiento del paisaje por medio del uso de fotografías aéreas. Posteriormente se llevaron a cabo recorridos en campo, donde se consideró la zona abierta como el área con poca o nula vegetación arbórea y la zona de borde como la franja que se extiende desde la zona totalmente desprovista de vegetación hacia el interior del bosque; la separación entre zonas es de ca. 700 m (Fig. 5).

En julio de 2010 se establecieron 4 parcelas, 2 en zona abierta con una superficie aproximada de 1,800 m² para cada parcela, las cuales se ubican a una altitud de 2,538-2,629 m, con exposición SO (Figs. 6a; 7a) y 2 parcelas en sitio de borde con una superficie aproximada de 1,200 m² cada una, que se ubican a una altitud de 2,547-2,553 m y con exposición NE (Figs. 6b; 7b). La separación entre parcelas en la zona abierta es de ca. 100 m, mientras que en la zona de borde las parcelas se encuentran a ca. 10 m de distancia una de otra. Las diferentes áreas de cada parcela se deben a irregularidades en el terreno de las zonas de estudio.



Figura 5. Localización de la zona abierta y de borde en la Barranca de Tarango, Delegación Álvaro Obregón, D.F. Tomado de Google Earth (2010).

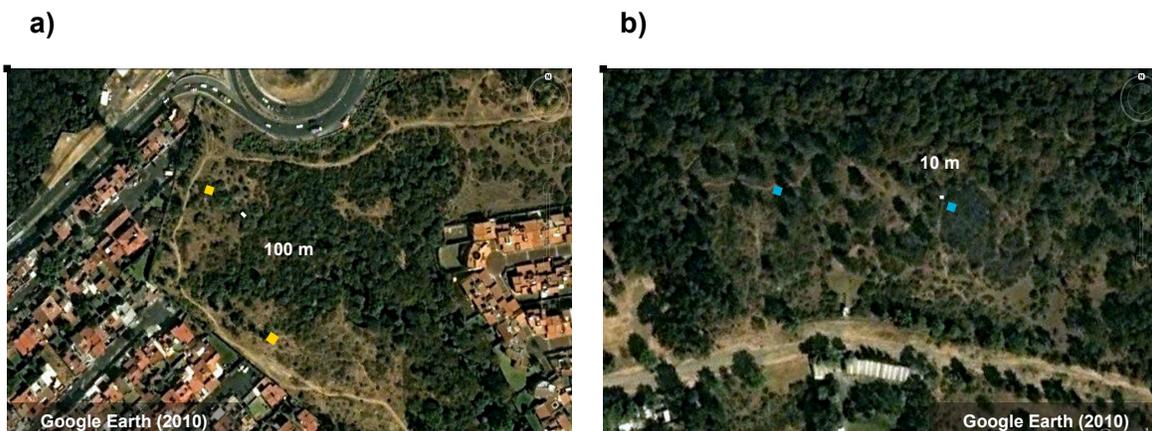


Figura 6. Localización de las cuatro parcelas en a) zona abierta y b) zona de borde en la Barranca de Tarango, Delegación Álvaro Obregón, D.F. Tomado de Google Earth (2010).

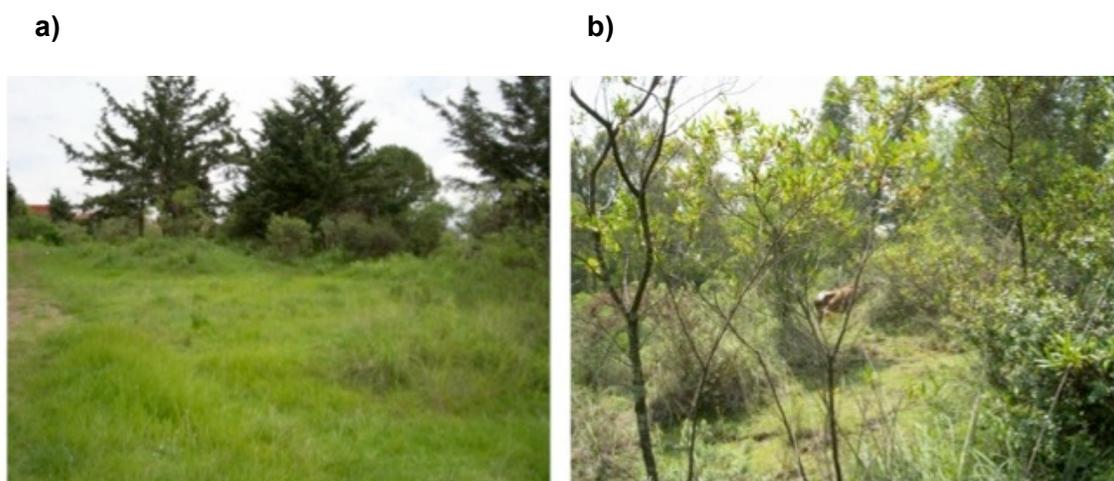


Figura 7. Área de estudio: a) zona abierta y b) zona de borde en la Barranca de Tarango, Delegación Álvaro Obregón, D.F.

5.3 Caracterización ambiental de los sitios

Temperatura y humedad del aire

Para poder caracterizar la zona de borde y la zona abierta mediante variables ambientales se colocaron tres sensores (HOBO Pro v2, fabricados por Onset Computer Corporation y distribuidos por Penta Com, S.A. de C.V) por cada zona (Cuadro 2), para la obtención de temperatura (en °C) y humedad relativa del aire (en %), los cuales fueron programados para realizar los registros cada 2 horas las 24 horas del día. Con los datos

obtenidos se generaron promedios mensuales y se obtuvieron valores máximos y mínimos promedio. Los sensores permanecieron en las parcelas de agosto de 2010 a julio de 2012, sin embargo no se contó con los datos de febrero a julio de 2012 en la zona abierta debido al robo de los aparatos.

Cuadro 2. Ubicación de los sensores para registro de temperatura y humedad relativa del aire en la Barranca de Tarango, Delegación Álvaro Obregón, D.F.

ZONA ABIERTA	ZONA DE BORDE
19° 20' 43.09" N - 99° 15' 14.58" O	19° 20' 53.00" N - 99° 14' 54.07" O
19° 20' 40.80" N - 99° 15' 12.00" O	19° 20' 52.96" N - 99° 14' 51.34" O
19° 20' 37.71" N - 99° 15' 12.06" O	19° 20' 52.65" N - 99° 14' 49.19" O

Suelo

El muestro de los suelos, llevado a cabo el 20 de agosto de 2010 (época de lluvias), se realizó por medio de la descripción en campo de dos perfiles edáficos (uno en cada zona) de 40 y 64 cm de profundidad para la zona abierta y para la zona de borde, respectivamente. Asimismo se hicieron evaluaciones edafocológicas de los perfiles descritos de acuerdo con el manual de Siebe *et al.* (2006; Anexo 1), que son una primera aproximación acerca de las características o tendencias de los suelos en el sitio para variables como el porcentaje de materia orgánica y las estimaciones químicas; sin embargo, parámetros como forma y tamaño de agregados, color, cantidad de raíces, humedad, pH y textura, son resultados confiables. También se identificaron propiedades, horizontes y materiales de diagnóstico y se clasificó el suelo de acuerdo con la Base Referencial Mundial del Recurso Suelo (FAO-ISRIC-IUSS, 2006).

Incidencia lumínica

Las mediciones de incidencia lumínica en ambos sitios se llevaron a cabo por medio de la toma de fotografías hemisféricas (visión de 180°) con una cámara digital Coolpix 990 (Nikon) y un equipo estabilizador WinScanopy colocados horizontalmente a una altura entre 57 y 67 cm del suelo, en la época de secas y de lluvias, con el fin de estimar la cantidad de radiación lumínica que recibe el punto fotografiado en dos temporadas distintas del año.

La división de los meses del año, de los que cada conjunto de fotos es representativo, se tomó con base en los reportes de la Delegación Álvaro Obregón sobre la precipitación máxima y mínima anual, con lo cual se decidió que las fotos tomadas en febrero 2011 eran representativas de la época de secas (de noviembre a abril) y que las fotos tomadas en agosto

de 2011 eran representativas de la época de lluvias (de mayo a octubre), ya que en el software usado para el análisis es necesario contar con dicha especificación.

Para la zona abierta se tomaron 11 fotografías y para la zona de borde 13 en febrero de 2011. Para el mes de agosto del mismo año, se obtuvieron el mismo número de fotografías excepto en la zona abierta, donde se tomaron dos menos debido a la reubicación de una vivienda en una parte de la zona abierta.

Todas las fotografías fueron tomadas siempre orientadas hacia el norte y a una distancia aproximada entre cada fotografía de 14 m. Se les ajustó el brillo y el contraste según fuera necesario y se modificó directamente la imagen con comandos de dibujo en el programa Photoshop CS4 Versión 11.0, siempre comparando con la fotografía original, con el fin de obtener una imagen representativa de ésta en blanco y negro (Fig. 8). El software usado para el procesamiento fue Gap Light Analyzer (GLA) Versión 2.0, el cual es un programa para la obtención de la estructura del dosel y los índices de transmisión de luz a partir de fotografías hemisféricas.

Este software despliega un reporte de cálculos. Entre los parámetros que analiza y que se decidió tomar para este estudio se encuentran: la apertura del dosel (la proporción de cielo visible en una región específica del dosel sobre el lente, que no se encuentra obstruida por la vegetación), el índice de área foliar (IAF; el área foliar total por unidad de terreno) integrado sobre el cenit considerando un ángulo entre 0 a 75° y la radiación directa, difusa y total (o global) transmitidas (la radiación directa y la difusa son la cantidad de radiación solar directa o difusa, respectivamente, transmitidas por el dosel y el relieve. La radiación total es la suma de la radiación directa más la difusa; Frazer *et al.*, 1999; Régent Instruments Inc., 2002).

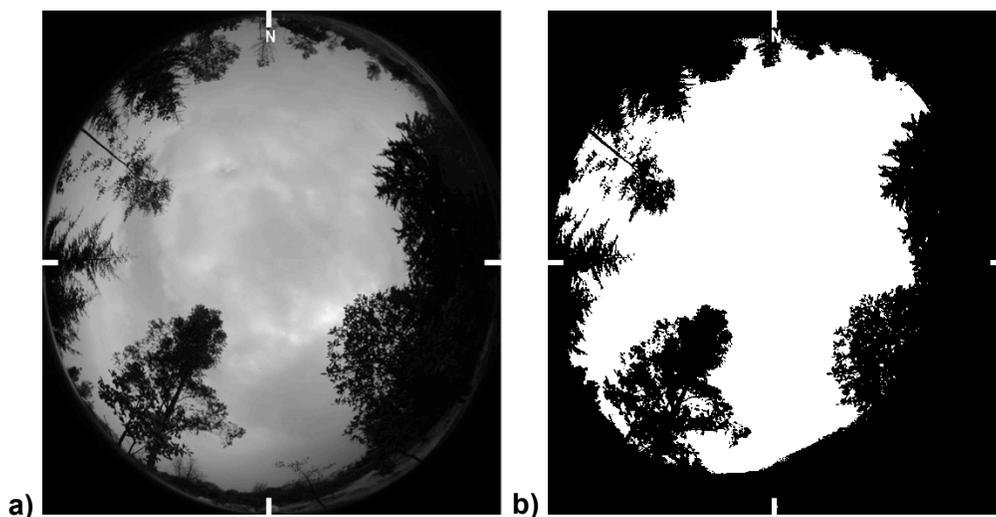


Figura 8. Ejemplo de una fotografía hemisférica en a) tonos de grises y b) en blanco y negro viendo hacia el dosel en la Barranca de Tarango, Delegación Álvaro Obregón. Los puntos cardinales se encuentran señalados.

5.4 Desempeño de las especies

Se seleccionaron las especies *Quercus rugosa*, *Crataegus mexicana* y *Prunus serotina* subsp. *capuli* debido a que son especies nativas de la barranca y además, han sido catalogadas como potenciales para la restauración de sitios perturbados (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999; Martínez, 2008; CONAFOR, 2010a).

Antes de su trasplante a la zona de estudio, cada planta fue numerada y marcada (Fig. 9) en el vivero San Luis Tlaxialtemalco localizado en la Delegación Xochimilco, México D.F. y se le registró la altura y el diámetro a la base del tallo, así como el número de tallos producidos por crecimiento clonal, a los cuales, de aquí en adelante les nombraremos rebrotes.



Figura 9. Plantas marcadas en el vivero San Luis Tlaxialtemalco. a) *Crataegus mexicana*, b) *Prunus serotina* subsp. *capuli* y c) *Quercus rugosa*.

Las edades y procedencias de las especies adquiridas en julio de 2010 se muestran a continuación:

Cuadro 3. Edades y procedencias de las especies introducidas en la Barranca de Tarango, Delegación Álvaro Obregón, D.F.

Especie	Edad	Procedencia
<i>Quercus rugosa</i>	1 año, 9 meses	San Andrés Huayacatitla, Pue.
<i>Crataegus mexicana</i>	1 año, 9 meses	San Antonio Caleulalpan, Tlax.
<i>Prunus serotina</i> subsp. <i>capuli</i>	1 año, 5 meses	San Andrés Huayacatitla, Pue.

El diseño experimental consistió en elegir dos sitios (zona abierta y zona de borde), con dos réplicas por sitio y en los cuales se introdujeron tres especies:

2 sitios x 2 réplicas x 3 especies

Se plantaron un total de 480 plantas, 240 en la zona abierta y 240 en la zona de borde. Debido a que cada zona contó con 2 parcelas, el número de plantas por parcela fue de 120: 60 de *Q. rugosa*, 30 de *C. mexicana* y 30 de *P. serotina* subsp. *capuli*. Las diferentes proporciones de estas especies se basaron en las densidades obtenidas por Guerra-Martínez (2012) en un estudio previo de la Barranca de Tarango, Delegación Álvaro Obregón, D.F.

La plantación se realizó en julio de 2010. Los individuos de las diferentes especies fueron plantados al azar, utilizando el sistema de siembra en forma de zig-zag (tres bolillo), a una equidistancia de 3 m aproximadamente entre cada planta. Las dimensiones de los contenedores de las raíces de cada planta fueron de ca. 8 cm de alto por 6 cm de diámetro para *C. mexicana* y *P. serotina* subsp. *capuli*, mientras que para *Q. rugosa* fueron de ca. 12 cm de alto por 6 cm de diámetro. Las cepas se cavaron con una profundidad equivalente a la altura de cada contenedor.

Las plantas fueron revisadas mensualmente, de julio de 2010 a julio de 2012, para registrar la supervivencia de cada especie en ambos hábitats. Los criterios que se tomaron para decidir si una planta estaba o no muerta fueron: 1) si una planta no se encontraba en dos registros de presencia/ausencia consecutivos, 2) si una planta había sido desenterrada (arrancada de raíz) y 3) si una planta estaba totalmente seca, sin follaje y/o sin rebrotes en la base del tallo. Con base en estos criterios se obtuvieron las siguientes clasificaciones para determinar las causas de muerte: desaparición (aquellas plantas de las cuales no se encontró evidencia del tallo; cabe señalar que, aunque la desaparición no es una causa de muerte como tal, para efectos de comparación se incluye en el análisis de causas de muerte), desenterramiento, desecación y otras (obras derivadas de la construcción de la vialidad Supervía Poniente, como reubicación de una vivienda y reforestaciones independientes a este estudio).

El crecimiento de las plantas se evaluó como el incremento en la altura y en el área basal del tallo así como en el número de rebrotes producidos. Para ello, se hicieron censos cada año después del trasplante y se obtuvo la Tasa Relativa de Crecimiento (TRC) la cual expresa el crecimiento en términos del aumento en tamaño por unidad de tiempo (Hunt, 1990).

Para calcular la TRC se utilizó la siguiente fórmula (Hunt, 1990):

$$\text{TRC} = (\ln AB_2 - \ln AB_1) / (t_2 - t_1)$$

$$\text{TRC} = (\ln A_2 - \ln A_1) / (t_2 - t_1)$$

Donde $\ln AB_1$, $\ln AB_2$, $\ln A_1$ y $\ln A_2$ equivalen al logaritmo natural del área basal (AB) y altura (A) iniciales y finales respectivamente, mientras que t_1 y t_2 hacen referencia al tiempo inicial y tiempo final respectivamente.

La altura se midió mediante el uso de flexómetros desde la base del tallo hasta la yema apical más alta. Para estimar el área basal se midió el diámetro basal del tallo con verniers digitales, el cual se tomó siempre a la misma altura, por debajo de la marca puesta en el vivero,

de acuerdo con la siguiente fórmula: $\text{área basal} = \Pi * \left(\frac{\text{diámetro}}{2} \right)^2$. Este último

procedimiento se llevó a cabo para todos los rebrotes producidos y posteriormente se realizó un promedio por planta.

5.5 Descripción de las especies de estudio

Quercus rugosa Née

- FAGACEAE -

Sinonimia. *Quercus ariifolia* Trel.; *Quercus bonplandiana* Sweet.; *Quercus conglomerata* Trel.; *Quercus decipiens* Mart. & Gal.; *Quercus diversicolor* Trel.; *Quercus durangensis* Trel.; *Quercus innuncupata* Trel.; *Quercus purpusii* Trel.; *Quercus reticulata* Humb. & Bonpl.; *Quercus rhodophlebia* Trel.; *Quercus spicata* Humb. & Bonpl.; *Quercus spicata* Liebm.; *Quercus suchiensis* Warb.; *Quercus uhdeana* Trel.; *Quercus vellifera* Trel. (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999; Romero *et al.*, 2002; Rzedowski y Rzedowski, 2005).

Nombres comunes (México). Encino de asta, encino blanco, encino cuero, encino quiebra hacha, encino quebracho, encino hojarasco, encino chino, encino hoja ancha, encino roble, encino avellano, encino de miel, encino prieto, encino negro, tulán, roble, cu-hó, palo colorado, t-nuyá, tocz, sharari, ahuacuapipitza, do-za, zagareche, dogo (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999; Romero *et al.*, 2002; Arizaga *et al.*, 2009; INEGI, 2010).

Forma biológica. Arbusto o árbol, perennifolio o caducifolio, de 5 a 10 m (hasta 30 m) de altura. Vida aproximada de 100 a 150 años. Monoico. Perteneciente al subgénero *Leucobalanus* (encino blanco). **Tronco** generalmente recto, con un diámetro de 10 a 80 cm o más. **Ramas** de 3 a 6 mm o más de grueso, tomentosas en un inicio, luego casi glabras color pardo grisáceo. **Corteza** de color pardo oscuro, escamosa, con fisuras profundas donde comúnmente se desarrollan otras especies como líquenes, musgos, bromelias o crasuláceas.

Copa amplia y redondeada. Sombra densa. **Hojas** ovadas a elíptico-obovadas o casi suborbiculares, de (4) 8 a 15 (20) cm de largo, por (2) 3 a 8 (13) cm de ancho, suavemente engrosadas y rígidas al madurar, cóncavas por el envés, muy rugosas, de textura coriácea; borde crenado, los dientes terminan en una especie de mucrón o arista recta y fuerte hasta de 1 mm de largo; nervios laterales 8 a 12 pares; haz lustroso y glabro, envés de color ámbar o rojizo y tomentoso con pelos ramificados y pelos glandulares abundantes; ápice obtuso, a veces agudo, base redondeada, cordada; con el peciolo pubescente, de 5 a 10 mm de largo. **Flores** en amentos tomentosos, los masculinos de 3 a 7 cm de largo con muchas flores; flores femeninas de 5 a 30, distribuidas a lo largo de un pedúnculo largo y delgado. **Fruto** anual, solitario o en grupos de 2 a 3 (5) largo-ovoides, de (8) 15 a 25 (30) mm de largo y (5) 8 a 12 (15) mm de diámetro, una tercera parte o la mitad de su largo incluida en una cúpula hemisférica con escamas pardo-pubescentes. **Semilla** (bellota) ovoide, de 10 a 25 mm de largo por 8 a 15 mm de diámetro; con frecuencia angosta y puntiaguda, se encuentra envuelta por una cubierta rígida. El embrión está formado mayoritariamente por los cotiledones y constituyen una alta proporción del total del peso seco de la semilla (53 a 75%). **Florece** de marzo a junio y fructifica de octubre a febrero. **Sistema radicular** extendido y profundo. En suelos someros, rocosos o pedregosos puede desarrollar raíces superficiales. El sistema radicular de otras especies como *Q. suber* puede abarcar un radio de 1.5 m y una profundidad de 60 cm, sin embargo puede ser de hasta 6 m, tal como ocurre en *Q. ilex*, que en unos cuantos meses llega a tener raíces de 4 m de profundidad (Verdaguer y Molinas, 1992; Vázquez-Yanes *et al.*, 1999; GDF, 2001; Corchero *et al.*, 2002; Romero *et al.*, 2002; Rzedowski y Rzedowski, 2005; Arizaga *et al.*, 2009; INEGI, 2010).

Distribución. Especie nativa de América del Norte (GDF, 2001). Ampliamente distribuida en las regiones montañosas de Sonora, Chihuahua, Coahuila, Veracruz a Chiapas, pero es particularmente abundante en el centro del país. Se reporta en los siguientes estados: Aguascalientes, Baja California, Colima, Guanajuato, Jalisco, Chiapas, Distrito Federal, Guerrero, Puebla, Quintana Roo, Estado de México, Hidalgo, Veracruz, Chihuahua, Coahuila, Sonora, Durango, Zacatecas, Michoacán, Morelos, Oaxaca, Querétaro y San Luis Potosí (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999; Romero *et al.*, 2002; Arizaga *et al.*, 2009).

Hábitat. Se desarrolla en laderas de cerros, barrancas y cañadas húmedas, en terrenos de poca pendiente y en lugares secos o muy húmedos. En climas templados fríos y semifríos. Forma parte de los bosques de encino, pino-encino, pino, mesófilo de montaña y matorral xerófilo (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999; Romero *et al.*, 2002).

Requerimientos Ambientales. Especie de fácil adaptación una vez establecida; umbrófila parcial cuando plántula y demandante de luz en árboles de más de 2 años de edad (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999). Resistente a sequías y heladas cuando adulto (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999; CONAFOR, 2010a). Se le encuentra en altitudes de 1,700-3,500 m, con temperaturas

entre 9.3 y 22.6 °C y precipitación anual de 1,230 a 1,619 mm (Romero *et al.*, 2002; CONAFOR, 2010a). Vázquez-Yanes *et al.* (1999) y el GDF (2001) indican que esta especie se puede encontrar en suelos someros o profundos, en pocas ocasiones rocosos y pedregosos, blandos y arcillosos para que sus raíces penetren más profundo y retengan más la humedad; pero es tolerante a suelos ácidos, secos, húmedos y pedregosos. Requiere de riego moderado a bajo (1 vez cada 15 días) durante el primer año de plantación, sobre todo si el árbol es muy joven. Posteriormente se adapta a las condiciones climáticas con lluvias estacionales (GDF, 2001). El exceso de humedad afecta su desarrollo. Susceptible a niveles de contaminación atmosférica alta, sobre todo durante los primeros años de vida (GDF, 2001; Rodríguez y Cohen, 2003).

Usos. Se sugiere que los encinos son especies clave en la rehabilitación y restauración de bosques, ya que pueden establecerse en suelos desnudos y erosionados como en la superficie de minas de carbón (Ashby, 1987; Vogel, 1989), aunque en ciertas ocasiones su reintroducción en etapas tempranas de la restauración puede verse limitada, ya que el éxito de las plantas puede estar relacionado con la ausencia de una cobertura de herbáceas (Ashby, 1987; Bonfil, 1998). También es una especie de tipo ornamental y se utiliza para delimitar calles y avenidas, y para dar sombra. Se usa como cortiente, ya que la corteza y las agallas que se forman en las hojas tienen alto porcentaje de taninos, y para forrajeo, ya que las hojas y las bellotas son consumidas por distintos tipos de ganado (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999). Con su madera se fabrican pilotes, durmientes, postes para cerca, mangos de herramientas, entre otros. Se puede usar para la elaboración de papel. La corteza tiene uso medicinal por sus propiedades astringentes. En muchos lugares, como México, se usa como leña y carbón (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999).

Regeneración. La regeneración natural es buena, no obstante, son pocas las semillas que logran escapar de la depredación por roedores, además la falta de sitios sombreados y húmedos impide la germinación de una alta proporción de bellotas en zonas como el Ajusco Medio de la Ciudad de México (Bonfil y Soberón, 1999; Vázquez-Yanes *et al.*, 1999). El reclutamiento es óptimo en lugares mésicos, poco expuestos y no tan sombreados, como en los bordes de bosques donde la competencia y las tasas de evapotranspiración son menores que en zonas abiertas (Bonfil y Soberón, 1999; Vázquez-Yanes *et al.*, 1999). En lugares adversos para las plántulas, se recomienda el establecimiento (para supervivencia y crecimiento) bajo plantas nodrizas (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999). Con frecuencia *Q. rugosa* se propaga clonalmente por medio de rebrotes (Rodríguez y Cohen, 2003; Felger y Kindscher, 2010), como en el caso de incendios y cuando las condiciones ambientales son desfavorables (Alfonso-Corrado *et al.*, 2007).

Crecimiento. En general los encinos presentan tasas de crecimiento bajas, excepto por algunos eventos de crecimiento rápido en ciertos periodos del año (Vázquez-Yanes *et al.*,

1999). La tasa de crecimiento en *Q. rugosa* durante las primeras semanas puede ser de 0.0034 cm/día según Vázquez-Yanes *et al.* (1999).

***Crataegus mexicana* Moc. Sessé.**

- ROSACEAE -

Sinonimia. *Crataegus pubescens*¹ (Kunth) Steud, *Crataegus stipulosa* (Kunt) Steud, *Mespilus pubescens* Kunth (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999; CONAFOR, 2010a).

Nombres comunes (México). Manzanilla, manzanillo, manzanilla colorada, manzanita, tejocote, texócotl, chisté, yaga-be-lohui, caiasa, carasu o karasu, el-pate-shima-lo, belohui, karhasi, npeni, pe-lohuij, pedí, karasa, karash (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999; Rzedowski y Calderón, 2005; CONAFOR, 2010a; INEGI, 2010; INIFAP-SEMARNAT, 2010).

Forma biológica. Árbol o arbusto, perennifolio o caducifolio, de 4 a 8 (10) m de altura. Vida aproximada de 30 a 40 años. Monoico. **Tronco** recto. **Corteza** color gris rojiza, se desprende en tiras. **Ramas** rígidas con espinas. **Copa** ovoide extendida. Sombra densa. **Hojas** pecioladas, alternas, simples, romboideo-elípticas a ovadas u oblongas a obovadas, de 3-11 cm de largo por 1-5 cm de ancho, ápice agudo u obtuso, borde aserrado a veces algo lobado, base cuneada, haz verde oscuro poco tomentoso o glabro, envés más pálido, escasa o densamente pubescente. **Flores** en forma de umbelas terminales con 2 a 6 flores; pétalos 5, blancos, ovadoorbiculares, de 7 a 10 mm de largo; sépalos 5, lanceolados, tomentosos, de alrededor de 5 mm de largo, subenteros o glanduloso-aserrados. **Fruto** (drupa) carnoso, con aroma dulce, semejando una pequeña manzana amarillo-anaranjada, de 1-3 cm de diámetro. **Semillas** rodeadas por un endocarpo o hueso leñoso; de color pardo y lisas. **Florece** de enero a abril y fructifica en primavera pero los frutos maduran hasta noviembre o diciembre. **Sistema radicular** pivotante y profundo, muy sensible a movimientos de la tierra. Se extiende en suelos compactos, pero es flexible y no agresivo. En otras especies como *C. monogyna*, el sistema radicular puede tener una longitud máxima de entre 0.7 y 1.3 m en árboles de 5 m de altura, aunque puede ser mayor (Benítez, 1986; Vázquez-Yanes *et al.*, 1999; GDF, 2001; Silva y Rego, 2004; Norris, 2005; Rzedowski y Rzedowski, 2005; CONAFOR, 2010a; INIFAP-SEMARNAT, 2010).

¹ En Rzedowski y Rzedowski (2005), *C. mexicana* con frecuencia ha sido identificada como *C. pubescens* (H.B.K.) Steud., nombre que, de acuerdo con Phipps (1997)*, corresponde a otra especie y además es homónimo posterior de *C. pubescens* (Presl) Presl.

*Phipps, J. B. 1997. Monograph of northern Mexican *Crataegus* (Rosaceae, subfam. Maloideae). Sida Botanical Miscellany 15. Botanical Research Institute of Texas. Forth Worth, Texas. 94 pp.

Distribución. Especie nativa de México, se distribuye desde México hasta Centroamérica y Ecuador. Se le puede encontrar en el Distrito Federal, Estado de México, Morelos, Tlaxcala, Hidalgo, Puebla, Veracruz, San Luis Potosí, Jalisco, Michoacán, Chiapas, Guerrero, Oaxaca y Sinaloa (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999; CONAFOR, 2010a).

Hábitat. Se desarrolla en laderas con topografía escarpada, como en barrancas, en zonas templadas húmedas y templadas subhúmedas (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999). Forma parte de los bosques de encino, pino, pino-encino, mesófilo de montaña y tropical subcaducifolio (CONAFOR, 2010a).

Requerimientos Ambientales. Especie que no requiere de fertilización; demandante de riego moderado mientras se establece (1-2 veces por semana). Posteriormente, se adapta a las condiciones climáticas con lluvias estacionales (GDF, 2001). Requiere exposición soleada, pero tolera media sombra (Martínez, 2008). Es resistente a pestes y enfermedades, y tolerante al exceso de humedad. Soporta heladas y sequías esporádicas, aunque el GDF (2001) y Vázquez-Yanes *et al.* (1999) mencionan que resiste períodos de sequía prolongados. Le favorecen los suelos ácidos y francos, negros, arcillosos, pedregosos de origen sedimentario y volcánico, pero puede crecer en suelos tepetatosos, se adapta a suelos pobres, además es tolerante a suelos ligeramente alcalinos y ácidos (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999; Martínez, 2008). La altitud media para su establecimiento es de 2,200 a 2,250 m. En cuanto a temperatura y precipitación se tiene registrado una media de 15 a 18 °C y de 644 mm, respectivamente (CONAFOR, 2010a).

Usos. Su tendencia a ocupar lugares perturbados, así como su resistencia a enfermedades y a condiciones adversas son características importantes para esta especie en trabajos de restauración (Rzedowski y Calderón, 2005; CONAFOR, 2010a). Se utiliza en la conservación de suelo y control de la erosión (Rodríguez y Cohen, 2003; CONAFOR, 2010a). Esta especie es utilizada como barrera rompevientos, para sombra, control térmico y acústico y refugio de fauna, también es una de las plantas de ornato más comunes de las áreas verdes del Valle de México (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999; GDF, 2001). Los frutos son comestibles, y además, por su alto contenido en pectina, son usados en diferentes procesos industriales. Tiene propiedades medicinales (Rodríguez y Cohen, 2003; INIFAP-SEMARNAT, 2010). La flor es utilizada en la producción de miel. La madera se emplea para fabricar mangos de herramientas, y en la elaboración de leña y carbón. Sus frutos, hojas y brotes se usan para forrajeo (Martínez, 2008; INIFAP-SEMARNAT, 2010).

Crecimiento. Durante los primeros cinco años de vida, las plantas pueden crecer a una tasa de 1.6 cm por mes, es decir, 20 cm al año en promedio (GDF, 2001). En España, para *Crataegus* sp. se ha reportado una tasa máxima de crecimiento radial de 0.4 mm por año (Rozas, 2005).

***Prunus serotina* subsp. *capuli* (Cav.) McVaugh**

- ROSACEAE -

Sinonimia. *Prunus capuli* Cav.; *Prunus salicifolia* Kunth; *Prunus serotina* var. *salicifolia* (Kunth) Koehne; *Cerasus capollin* DC (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999; CONAFOR, 2010a).

Nombres comunes (México). Capulín, capolín, capulín blanco, cereso, cerezo, agualama sacatón, usabi shencua, shengua, xengua, cusabi, uasiqui, jeco, pakshumk, t-nundaya, tzu'uri, paté, shimal-ma-lu, capuli taunday, xeugua, detze, ghohto (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999; Gallardo, 2003; INEGI, 2010).

Forma biológica. Árbol o arbusto, perennifolio o caducifolio, de 5 a 15 m (hasta 38 m) de altura con un diámetro a la altura del pecho de hasta 1.2 m. Vida aproximada de 40 a 50 años. Monoico. **Tronco** largo y recto, pero en zonas abiertas puede ser corto y ancho. **Corteza** pardo o grisácea, casi lisa y glabra. **Ramas** alternas, erguido-extendidas, glabras, con muchas lenticelas esparcidas. **Copa** ancha de forma ovoide. Sombra densa. **Hojas** estipuladas, simples, alternas, pecioladas, ovadas a lanceoladas, de 5 a 16 cm de largo por 2 a 5 cm de ancho, margen aserrado; haz verde oscuro y brillante. **Flores** numerosas, pequeñas y blancas, agrupadas en racimos de 10 a 15 cm, con pedicelos de 5 a 10 mm de largo. **Fruto** (drupa) globoso, de color negro rojizo, de 12 a 20 mm de diámetro; con una sola semilla. **Semilla** esférica, rodeada por un endocarpio leñoso. **Florece** de enero a febrero y fructifica entre mayo y agosto. **Sistema radicular** de crecimiento rápido, superficial o extendido, abarcando aproximadamente las dimensiones de su copa. La mayoría de las raíces ocupan los primeros 60 cm del suelo. Las raíces superiores son leñosas y muy duras (Benítez, 1986; Vázquez-Yanes *et al.*, 1999; GDF, 2001; Martínez, 2008).

Distribución. Especie originaria de Canadá, parte este de Estados Unidos y de México (INEGI, 2010). Se le encuentra en las zonas templadas de las sierras de México en: Guanajuato, Jalisco, Chiapas, Distrito Federal, Puebla, Tlaxcala, Estado de México, Hidalgo, Veracruz, Chihuahua, Coahuila, Durango, Michoacán, Morelos, Oaxaca, Querétaro, San Luis Potosí y Tamaulipas (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999; CONAFOR, 2010a).

Hábitat. Se puede desarrollar en pendientes escarpadas. Habita en sitios templados y fríos. Forma parte de los bosques de encino, pino, pino-encino, mesófilo de montaña y pastizales (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999; INEGI, 2010).

Requerimientos Ambientales. Árbol de exposición soleada; puede estar en sombra parcial manteniendo una talla pequeña, pero llega a morir si no se libera de esta condición (Rodríguez y Cohen, 2003; Martínez, 2008).

Resistente a sequías y temperaturas bajas. Se establece bien después de perturbaciones como fuego, tala y ciclones. Tolerante a la contaminación (Rodríguez y Cohen, 2003). Resistente a vientos fuertes (Martínez, 2008). Riego bajo (1 cada 15 días), pero se desarrolla mejor en suelos húmedos. Resiste las condiciones climáticas con lluvias estacionales (GDF, 2001). Se desarrolla en suelos francos y arcillosos, permeables y profundos, con abundante materia orgánica, pero se adapta a suelos pobres, pedregosos y someros. No necesita de fertilización (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999; GDF, 2001). Se desarrolla bien a alturas de 800-2,800 m snm (GDF, 2001). Especie sin problemas de supervivencia. Si el tallo principal o la parte aérea llegan a morir, los tocones tienen la habilidad de producir rebrotes (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999; Martínez, 2008).

Usos. Se ha usado para rehabilitar sitios de explotación minera o terrenos degradados. Se utiliza para control de la erosión, como barrera rompevientos, de cerca viva, como sombra, refugio de fauna y ornamental, además los frutos son fuente de alimento para aves, mamíferos y para el hombre mismo. Se emplea en medicina tradicional y es útil en carpintería (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999).

Regeneración. *Prunus serotina* (no se especifica que variedad o subespecie²) es una de las especies que rebrota con mayor facilidad (Hough, 1960; Auclair, 1975), pero la germinación y el establecimiento pueden tener lugar sin ninguna restricción (Husch, 1954). Sus plántulas sobreviven y crecen mejor en áreas abiertas o relativamente libres de competencia con especies de tipo herbáceo (Husch, 1954). La reproducción puede disminuir bajo condiciones de sombra (Husch, 1954). La producción de tallos secundarios puede ser fundamental para su supervivencia en los bosques de encino, ya que los árboles adultos pueden estar mejor adaptados a las condiciones bajo el dosel (temperatura y humedad principalmente) y la producción de tallos secundarios les puede permitir adaptarse a nuevas condiciones (*i.e.* apertura del dosel; Auclair, 1975).

Crecimiento. Las plántulas pueden crecer de 5 a 10 cm mensualmente, pero bajo la sombra de otros árboles el crecimiento puede ser de 15 cm en 3 ó 4 años (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999; GDF, 2001).

² Rzedowski y Calderón (2005) indican que *Prunus serotina* ha sido dividida por McVaugh en cinco subespecies, de éstas, las tres que se registran en la zona del Bajío (*capuli*, *virens* y *serotina*) a menudo son de difícil separación, en gran parte debido a que han sido sometidas a frecuente cultivo y selección de individuos con ciertas características y, en parte, debido a que probablemente ha existido intercambio genético entre subespecies.

5.6 Análisis estadísticos

Los parámetros de temperatura y humedad relativa se analizaron mediante análisis de varianza de una vía (ANOVA). Para los valores de incidencia lumínica se realizaron análisis de varianza de factores múltiples (MANOVA) y Pruebas de Kruskal-Wallis (para los datos que no cumplieron con los supuestos del ANOVA). Las variables sitio y tiempo (temporada) fueron agrupadas para el análisis de la incidencia lumínica (zona abierta-secas; zona abierta-lluvias; zona de borde-secas; zona de borde-lluvias).

Por otra parte, debido a que se trata de una respuesta binomial (viva o muerta), con el número de plantas supervivientes de cada especie, se llevaron a cabo dos Regresiones Logísticas, una para el mes de febrero de 2011 y otra para julio de 2012, con el fin de calcular la probabilidad de supervivencia en el mes en el cual se registró la mayor mortalidad de plántulas, así como en el mes en el que se realizó el último registro de supervivencia, respectivamente. Adicionalmente se llevaron a cabo Regresiones Logísticas para cada una de las especies. También se realizó una Regresión Logística para evaluar el efecto de las probables causas de muerte (deseccación, desaparición, desenterramiento y otras) en cada especie y en cada zona. Estas regresiones se llevaron a cabo con el software JMP Versión 8.0.

La comparación de la Tasa Relativa de Crecimiento se realizó mediante la agrupación de los datos de sitio y tiempo (zona abierta-1^{er} año; zona de borde-1^{er} año; zona abierta-2^o año; zona de borde-2^o año) para posteriormente llevar a cabo de Pruebas de Kruskal-Wallis debido a que los datos no cumplieron con los supuestos del ANOVA (Guisande *et al.*, 2011).

Finalmente, para cada una de las especies se analizó el número de rebrotes por planta mediante análisis de varianza de medidas repetidas. Todos los análisis de varianza, así como las Pruebas de Kruskal-Wallis, se llevaron a cabo con el software STATISTICA Versión 7.0.

Con base en los resultados del desempeño (crecimiento y supervivencia) y su relación con las variables ambientales, se realizó una propuesta de las especies más adecuadas para restaurar cada sitio (zona de borde y zona abierta).

6. RESULTADOS

6.1 Caracterización ambiental de los sitios

Temperatura y humedad relativa del aire

La temperatura promedio de agosto de 2010 a enero de 2012 para ambas zonas (abierta y de borde) fue muy similar. Se observó también que los registros de temperatura promedio más bajos fueron los del mes de enero de 2012 para la zona abierta (8.6 °C) y diciembre de 2010 para la de borde (9.8 °C) y que los más altos fueron los del mes de mayo de 2011 (20 °C y 18.6 °C para la zona abierta y la de borde, respectivamente; Fig. 10).

La humedad relativa fue ligeramente mayor en los sitios de borde. También se observó un decremento a partir del mes de septiembre de 2010 y de 2011, lo cual seguramente se relaciona con el fin de la época de lluvias de ambos años, ya que la precipitación disminuyó en ambos años a partir de septiembre, según datos de precipitación total mensual del SMN (2012). Los registros de humedad relativa promedio más bajos fueron los de marzo de 2011 (39.0 y 42.7% para la zona abierta y la de borde, respectivamente), mientras que los más altos fueron los de julio de 2011 (88.6 y 91.1% para la zona abierta y la de borde, respectivamente; Fig. 11).

También fue posible observar que el segundo año (agosto/2011 a julio/2012) tuvo valores de humedad relativa mayores comparados con los promedios de los mismos meses del primer año de observación (agosto/2010 a julio/2011; Fig. 11). Una tendencia similar se observó con respecto a la incidencia de precipitación para la Ciudad de México, ya que en el año 2010 se registró una precipitación total (697.9 mm) menor que la media anual promedio de 1941 a 2005 (718.6 mm), mientras que en 2011 se registró una precipitación mayor (782.6 mm; SMN, 2012).

Con respecto a los análisis estadísticos de temperatura y humedad relativa (periodo de agosto/2010 a enero/2012), no hubo diferencias significativas entre sitios (temperatura: $F=0.059$, $p= 0.8$; humedad relativa: $F=0.23$, $p= 0.64$).

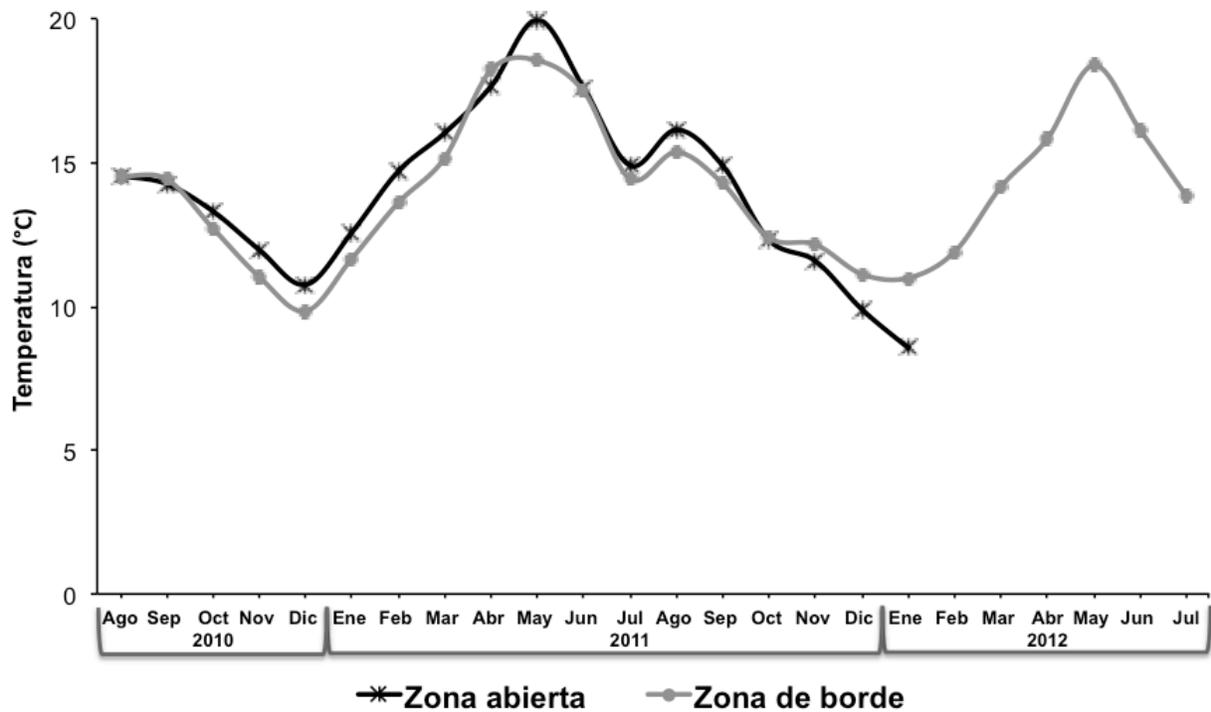


Figura 10. Temperatura promedio mensual en zona abierta y zona de borde en la Barranca de Tarango, Delegación Álvaro Obregón, D.F.

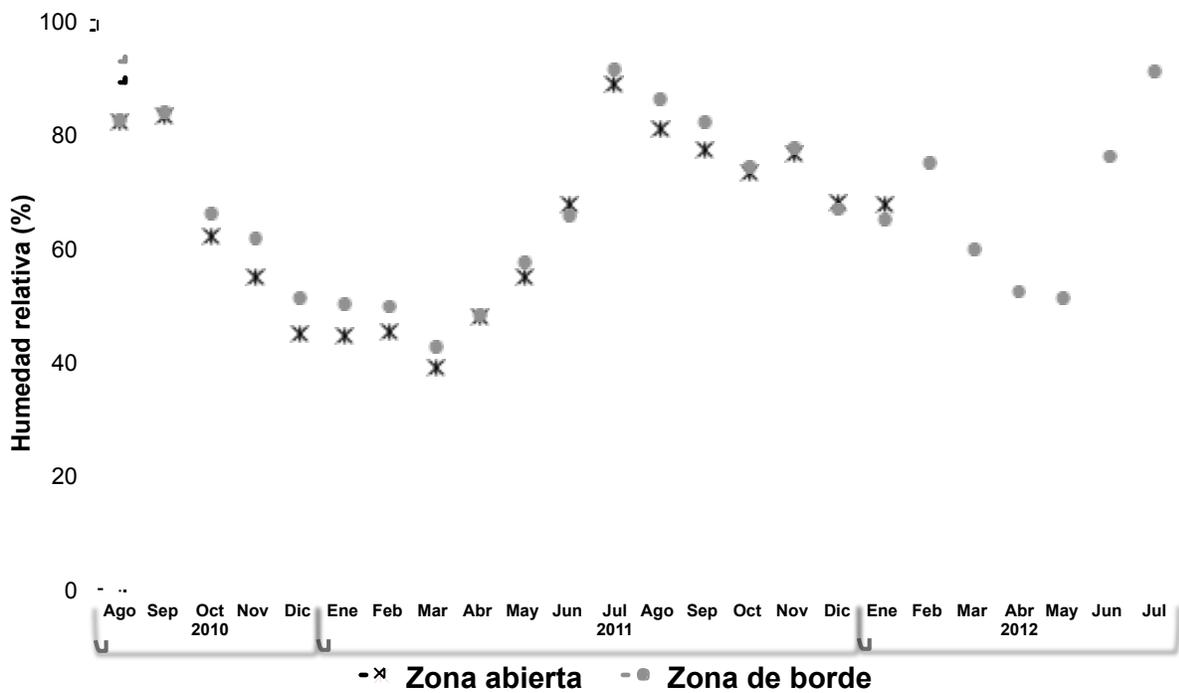


Figura 11. Humedad relativa promedio mensual en zona abierta y zona de borde en la Barranca de Tarango, Delegación Álvaro Obregón, D.F.

Suelo

Los suelos se desarrollan sobre materiales piroclásticos, en los cuales los procesos de formación han derivado en Regosoles y Phaeozems. Los primeros se caracterizan por ser suelos débilmente desarrollados en materiales no consolidados, sin horizontes de diagnóstico y que pueden llegar a tener una baja capacidad de retención de humedad, mientras que los Phaeozems, también desarrollados en materiales no consolidados, comprenden suelos oscuros ricos en materia orgánica (FAO-ISRIC-IUSS, 2006; Fig. 12; Anexo 1).

El drenaje natural (la frecuencia y duración de agua en el sitio; Siebe *et al.*, 2006) en la zona abierta fue de moderado a bueno (Cuadro 4), es decir, el agua se infiltra bien, pero puede ser con lentitud, se puede encontrar agua disponible y su duración puede ser transitoria. Además, los suelos carecieron de características reductoras a causa de disminución de oxígeno por la saturación de poros (relacionado con el exceso de humedad). Con respecto a la zona de borde, el drenaje natural fue moderado (Cuadro 4), es decir, la infiltración del agua ocurre con lentitud en algunos períodos, se encuentra agua interna libre y su duración es de transitoria a permanente y durante el ciclo vegetativo el principal espacio radicular permanece húmedo.

La pedregosidad fue baja (menor que 2%) y la densidad de las raíces fue mediana en los primeros centímetros del suelo en ambas zonas (6-10 raíces finas por dm^2). La densidad aparente fue de mediana a alta en la zona abierta ($1.4\text{-}1.5 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-2}$) y en la de borde fue de baja a mediana (1.06 a $1.38 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-2}$; Cuadro 4).

La totalidad del espacio poroso (VPT) en general fue mediana en la zona abierta y mediana a alta en la zona de borde. La capacidad de aireación (CA) fue ligeramente mayor en la zona de borde con respecto a la zona abierta. La cantidad de agua disponible (dCC) fue baja en la zona abierta y mediana en la de borde, mientras que la capacidad de campo (CC; la cantidad de agua retenida después de que el exceso ha sido drenado; Siebe *et al.*, 2006) fue baja en la zona abierta y mediana en la de borde (Cuadro 4).

La erodabilidad (la susceptibilidad del suelo a la erosión; Weesies, 1998) fue media en la zona abierta y baja en la de borde, ya que hubo una buena estabilidad de los agregados (de media-moderada en la zona abierta y alta en la zona de borde), las texturas de los suelos mostraron una mezcla homogénea de las tres partículas primarias (arcillas, limos y arenas) y hubo contenido de materia orgánica en los primeros horizontes minerales (Cuadro 4).

a)



b)



Figura 12. Perfiles de suelo en a) zona abierta y b) zona de borde en la Barranca de Tarango, Delegación Álvaro Obregón, D.F.

Cuadro 4. Características del suelo en la zona abierta y en la zona de borde en la Barranca de Tarango, Delegación Álvaro Obregón, D.F.

	ZONA ABIERTA	ZONA DE BORDE
Tipo de suelo	Regosol háplico (téfrico)	Phaeozem háplico (téfrico)
Profundidad fisiológica (cm)	12	64
Horizontes	Ah1-Ah2	Ah1-Ah2
Textura	Franco-limosa fina (Ah1), franco-arcillosa (Ah2)	Franco-arcillo-limosa
Pedregosidad (%)	<2	<2
Color (húmedo)	De pardo grisáceo muy oscuro (en superficie-Ah1) a pardo oscuro (a profundidad media-Ah2)	Pardo muy oscuro
pH (CaCl)	6.5, ligeramente ácido	6.0, ligeramente ácido
M.O.S. (%)	1.8 (horizontes Ah1-Ah2)	4.0
Estructura	Subangular en bloques de clase media a gruesa, de grado débil a moderado que rompe en subangular en bloques de clase fina, de grado débil a moderado	Subangular en bloques de clase media, de grado moderado que rompe en subangular en bloques de clase fina a media, de grado moderado
Estabilidad de agregados	Media a moderada	Alta
Poros	Exped e inped, intersticiales, tubulares y vesiculares de comunes a muchos, de muy finos a medianos	Comunes inped-exped, finos a muy finos, intersticiales y tubulares
d.a. (g•m⁻³)	1.4, mediana	1.06 a 1.38, baja a mediana
Densidad de raíces	Mediana (6-10 raíces finas por dm ²)	Mediana (6-10 raíces finas por dm ²)
VTP (%)	42-45, mediano	50.5, mediano-alto
CA (%)	4-7.5, baja a mediana	8, mediana
dCC (L•m⁻²)	55.8, baja	125, mediana
CC (L•m⁻²)	148, baja	275, mediana
Kf (cm•d⁻¹)	Mediana-alta (10-40)	Mediana-alta (10-40)
BI (mol•m⁻²)	52.6, medianamente alta	119, alta
Humus (kg•m⁻²)	2.71, moder	31.8, moder
Nd (g•m⁻²)	0.22, baja	2.55, baja
Pmo (g•m⁻²)	4.1, muy baja	47.5, baja
Erodabilidad	Media	Baja
Drenaje	Moderado a bueno	Moderado

M.O.S.- Materia Orgánica del Suelo; **d.a.**-Densidad Aparente; **VTP**- Volumen Total de Poros; **CA**-Capacidad de Aireación; **dCC**- Capacidad de Agua Disponible; **CC**- Capacidad de Campo; **kf**- Conductividad Hidráulica; **BI**- Bases Intercambiables; **Nd**- Disponibilidad de Nitrógeno; **Pmo**- Reservas de Fósforo.

Incidencia lumínica

Con respecto a la incidencia lumínica, los registros de la época de secas mostraron que la apertura del dosel en la zona abierta es mayor (72.3%) comparada con la zona de borde (51%). Esta misma tendencia se observó en la zona abierta para la radiación directa, la difusa y la total (16.9 ± 1.3 , 15.5 ± 1.6 y 32.4 ± 2.9 mol m⁻² d⁻¹, respectivamente, equivalentes en porcentajes a 52, 48 y 100%) con respecto a la zona de borde (11.1 ± 5.3 , 11.5 ± 3.6 y 22.6 ± 8.8 mol m⁻² d⁻¹, respectivamente, equivalentes en porcentajes a 49, 51 y 100%; Cuadro 5). El IAF mostró una tendencia opuesta, siendo menor en la zona abierta que en la de borde (0.17 y 0.61 m²m⁻², respectivamente; Cuadro 5).

Se observaron resultados similares en la época de lluvias: la apertura del dosel fue mayor en la zona abierta (66.2%) comparada con la zona de borde (48.3%), al igual que la radiación directa, difusa y total (zona abierta: 20.34 ± 1.2 , 18.24 ± 0.97 y 38.58 ± 2.1 mol m⁻² d⁻¹, respectivamente, equivalentes en porcentajes a 53, 47 y 100% y zona de borde: 15.19 ± 3.4 , 13.01 ± 2.8 y 28.20 ± 6.1 mol m⁻² d⁻¹, respectivamente, equivalentes en porcentajes a 54, 46 y 100%), mientras que el IAF fue menor en la zona abierta (0.19 m²m⁻²; zona de borde: 0.63 m²m⁻²; Cuadro 5).

En cuanto a los análisis estadísticos, se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los sitios, pero no así ($p > 0.05$) entre la temporada de secas y la de lluvias (Cuadros 6 y 7). Las diferencias encontradas son debidas a que en la zona abierta la apertura del dosel y la radiación directa, difusa y total transmitidas fueron mayores (Figs. 13 a, c, d y e), mientras que el IAF lo fue en la zona de borde (Fig. 13 b).

Aunque no existieron diferencias entre temporadas, sí se presentaron ciertas tendencias, esperadas por el mayor aporte de agua en la época lluviosa, es decir, se observó que la apertura del dosel disminuyó (Fig. 13 a) en dicha época en ambas zonas (el dosel se cerró un poco debido al desarrollo del follaje), con lo cual la incidencia de radiación difusa, directa y total también disminuyeron (Figs. 13 c, d y e), mientras que el IAF aumentó (Fig. 13 b).

Cuadro 5. Parámetros lumínicos de la zona abierta y de la zona de borde en época de secas (noviembre de 2010 a abril de 2011) y de lluvias (mayo a octubre de 2011) en la Barranca de Tarango, Delegación Álvaro Obregón, D.F. ($\bar{x} \pm 1$ ds).

Parámetros	Zona abierta		Zona de borde	
	Secas	Lluvias	Secas	Lluvias
Apertura del dosel (%)	72.3±10.4	66.3±6.2	51.1±16.8	48.4±12.5
IAF (m ² m ⁻²)	0.17±0.19	0.19±0.11	0.61±0.41	0.63±0.31
Radiación directa (mol m ⁻² d ⁻¹)	16.9±1.3	20.3±1.2	11.1±5.3	15.2±3.4
Radiación difusa (mol m ⁻² d ⁻¹)	15.5±1.6	18.2±0.97	11.5±3.6	13.0±2.8
Radiación total (mol m ⁻² d ⁻¹)	32.4±2.9	38.6±2.1	22.6±8.8	28.2±6.1

Cuadro 6. Pruebas de Kruskal-Wallis para apertura del dosel y radiación transmitida en zona abierta y zona de borde.

	H	p
Apertura del dosel	17.8	<0.001
Radiación directa	23.6	<0.001
Radiación difusa	22.9	<0.001
Radiación total	23.3	<0.001

Cuadro 7. MANOVA para Índice de Área Foliar en temporada de secas y de lluvias, en zona abierta y zona de borde.

	gl	F	p
Sitio	1	22.4	<0.001
Tiempo	1	1.7	0.195
Sitio* Tiempo	1	0.015	0.904

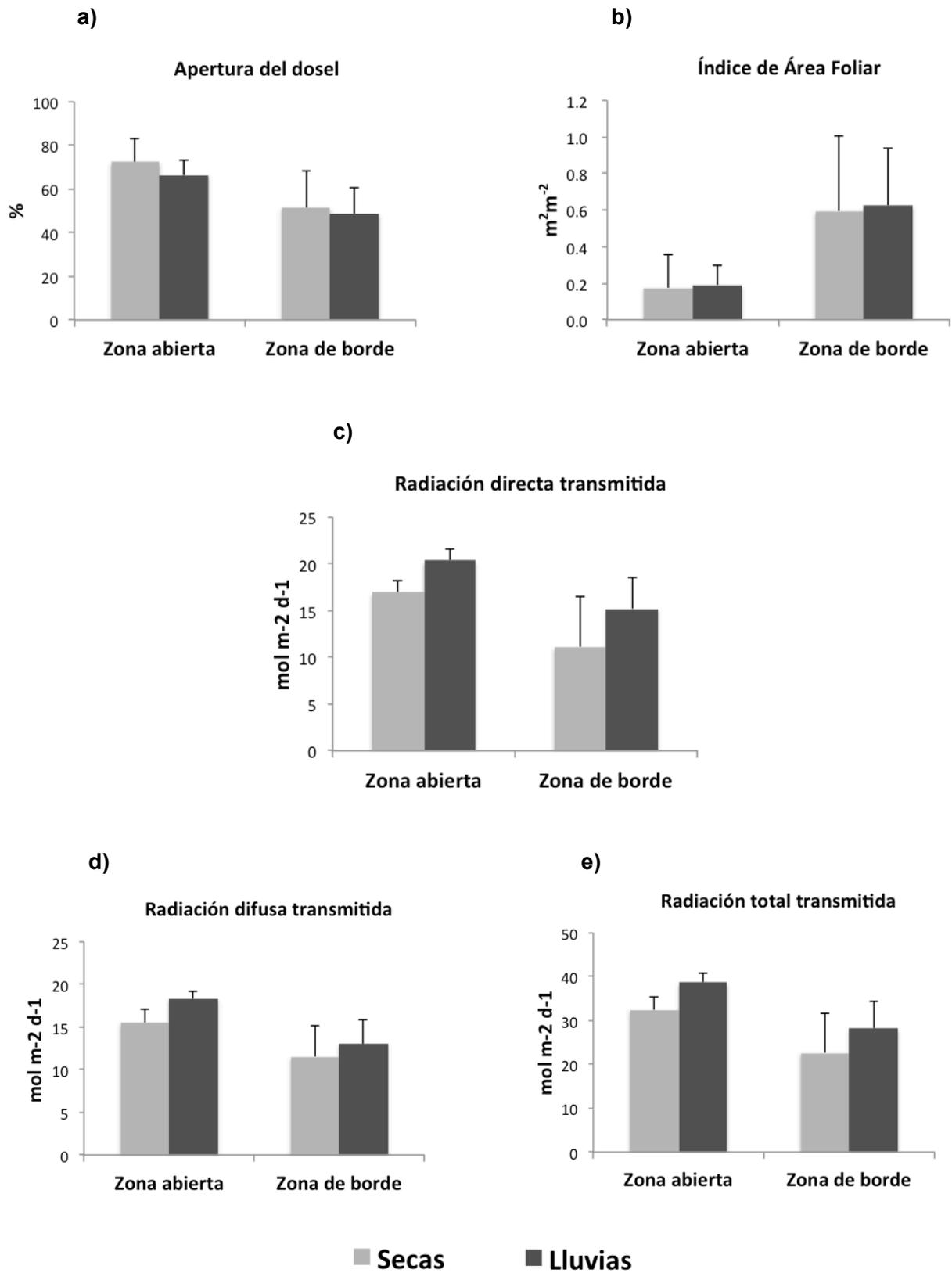


Figura 13. Parámetros lumínicos en la zona abierta y en la zona de borde en la Barranca de Tarango, Delegación Álvaro Obregón, D.F.

6.2 Desempeño de las especies

Supervivencia

Las curvas de supervivencia de las tres especies en la zona abierta, mostraron tendencias muy similares en cuanto al porcentaje de plantas vivas entre julio y diciembre de 2010, posteriormente las plantas de *Q. rugosa* y *P. serotina* subsp. *capuli* comenzaron a morir más rápidamente que *C. mexicana* (Fig. 14a).

En la zona de borde se observó que el porcentaje de supervivencia de *P. serotina* subsp. *capuli* disminuye a partir de agosto de 2010 y continúa así hasta estabilizarse en febrero de 2011. Los porcentajes de supervivencia de *Q. rugosa* y *C. mexicana* disminuyeron en septiembre de 2010 y se estabilizaron en marzo y enero de 2011, respectivamente (Fig. 14b).

La supervivencia registrada hasta el mes de octubre de 2010 fue de 97% en la zona abierta y 91.7% en la zona de borde. No obstante, hubo un aumento de la mortalidad a partir del mes de noviembre (supervivencia acumulada de 85.8% en la zona abierta y 72% en la zona de borde). En diciembre de 2010 se registró una supervivencia acumulada de 47% y de 49.6% para la zona abierta y la de borde, respectivamente y en marzo de 2011 se tuvo un 20.8% y un 20% de supervivencia, tanto en los sitios abiertos como en los sitios de borde, respectivamente (Fig. 14).

Al año de haberse realizado la plantación, la supervivencia total fue de 13% para la zona abierta y de 17.5% para la zona de borde. A partir de entonces, la mortalidad aumentó ligeramente, ya que para julio de 2012 la supervivencia acumulada fue de 8.3% y de 15.8% en la zona abierta y la de borde, respectivamente (Figs. 14 y 15).

Un año después de la introducción de *P. serotina* subsp. *capuli*, *Q. rugosa* y *C. mexicana*, se registró una supervivencia de 8%, 12% y 28% (promedio para las dos zonas), respectivamente, mientras que a los dos años la supervivencia fue de 6%, 10% y 23%, para las mismas especies.

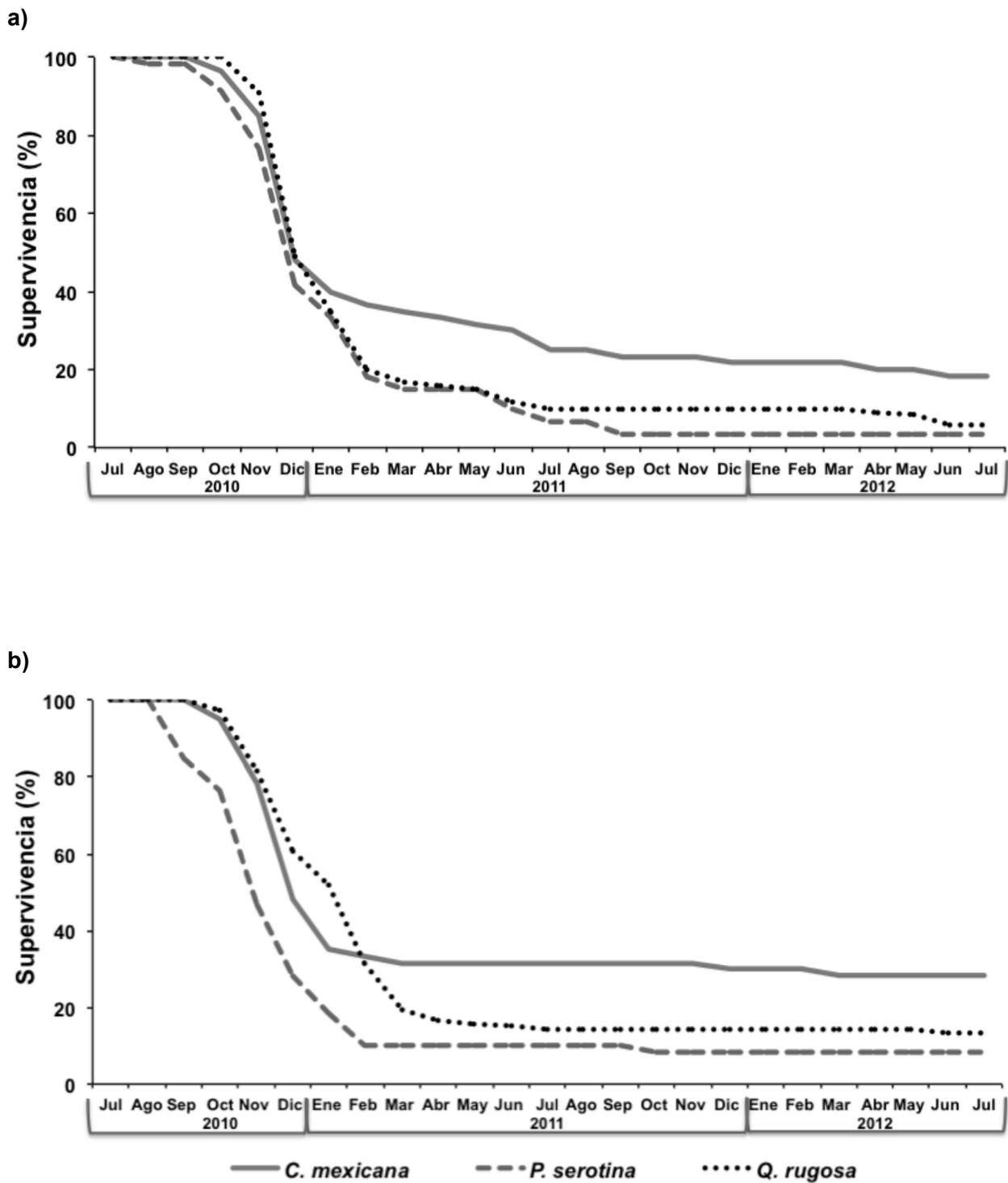


Figura 14. Porcentaje de supervivencia de las especies introducidas en a) zona abierta y b) zona de borde en la Barranca de Tarango, Delegación Álvaro Obregón, D.F.

En cuanto a los resultados de los Modelos Logísticos Nominales para la probabilidad de supervivencia, se encontraron diferencias significativas entre especies ($p < 0.001$) y entre zonas ($p = 0.02$) en julio de 2012, mientras que en febrero de 2011 sólo hubo diferencias entre especies ($p < 0.001$) pero no entre zonas ($p = 0.75$). El efecto de la zona sobre la supervivencia sólo fue significativo para *Q. rugosa* ($p = 0.038$ y $p = 0.046$ en febrero/2011 y julio/2012, respectivamente), pero no para *C. mexicana* ($p = 0.702$ y $p = 0.194$ en febrero/2011 y julio/2012, respectivamente) y *P. serotina* subsp. *capuli* ($p = 0.188$ y $p = 0.235$ en febrero/2011 y julio/2012, respectivamente).

La supervivencia se estabilizó a partir de febrero de 2011 (Fig. 15), ya que el intervalo de probabilidad de supervivencia para las tres especies en este mes ($p: 0.1-0.37$; logaritmo negativo de la verosimilitud: 10.34; Chi cuadrada: 20.67) fue similar al de julio de 2012 ($p: 0.03-0.28$; logaritmo negativo de la verosimilitud: 12.79; Chi cuadrada: 25.57).

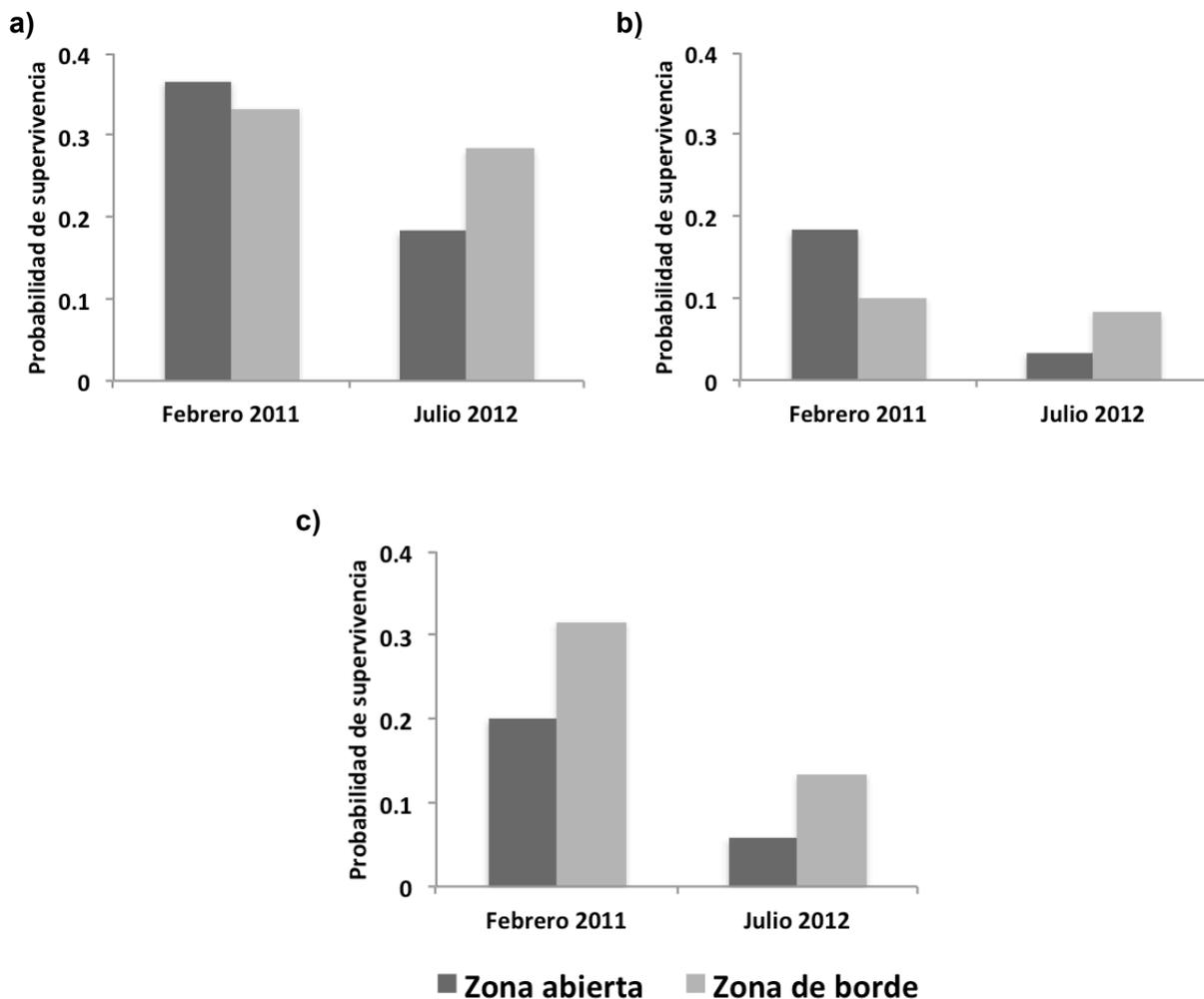


Figura 15. Probabilidad de supervivencia de a) *Crataegus mexicana*, b) *Prunus serotina* subsp. *capuli* y c) *Quercus rugosa* en la Barranca de Tarango, Delegación Álvaro Obregón, D.F.

Por otro lado, en la zona abierta la principal causa de muerte registrada fue la desecación (41%), seguida de la categoría de otras (36%) y de la desaparición de las plantas (19%). Finalmente, el desenterramiento fue la causa de muerte que menor porcentaje tuvo con un 4% (Fig. 16). Con respecto a la zona de borde, la principal causa de muerte también fue la desecación (72%), seguida del desenterramiento (15%), la desaparición (8%) y la categoría de otras (5%; Fig. 16).

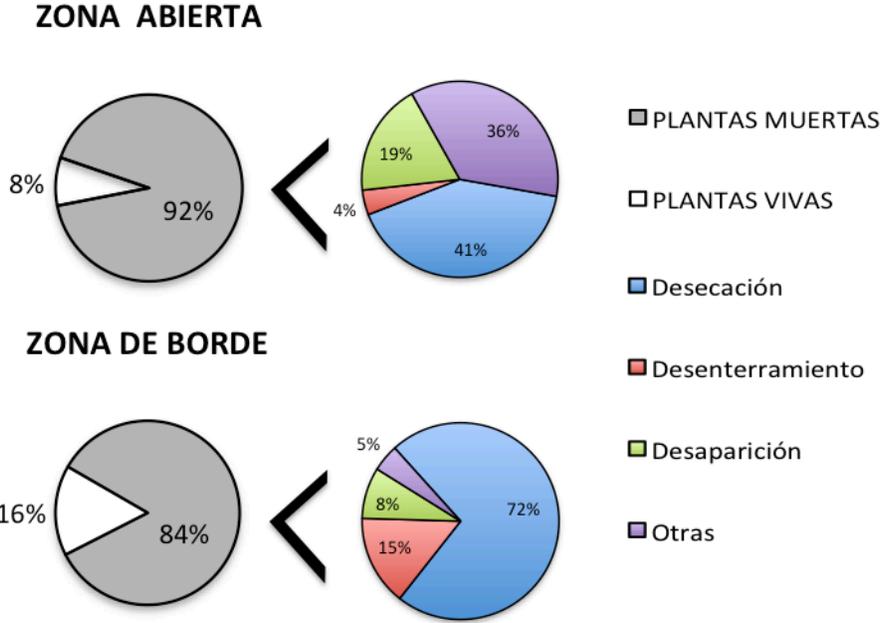


Figura 16. Porcentaje de causas de muerte de las especies introducidas en zona abierta y zona de borde en la Barranca de Tarango, Delegación Álvaro Obregón, D.F.

De acuerdo con el Modelo Logístico Nominal (Cuadro 8), la especie y la zona no influyeron en la mortalidad de las plantas, sin embargo se obtuvieron diferencias significativas entre causas de mortalidad, siendo el desenterramiento y la categoría de otras las principales causas tanto en la zona abierta como en la zona de borde (Figura 17).

Cuadro 8. Resultados del Modelo Logístico Nominal para evaluar la probabilidad de las causas de muerte (Logaritmo negativo de la verosimilitud: 223.34; gl: 23; Chi cuadrada: 446.68; $p < 0.001$).

	gl	Chi cuadrada	p
Especie	2	1.121	0.571
Zona	1	0.001	0.973
Causa de muerte	3	257.114	<0.001
Especie*Zona	2	10.835	0.004
Zona*Causa de muerte	3	117.467	<0.001
Causa de muerte*Especie	6	30.664	<0.001
Especie*Zona*Causa de muerte	6	20.631	0.002

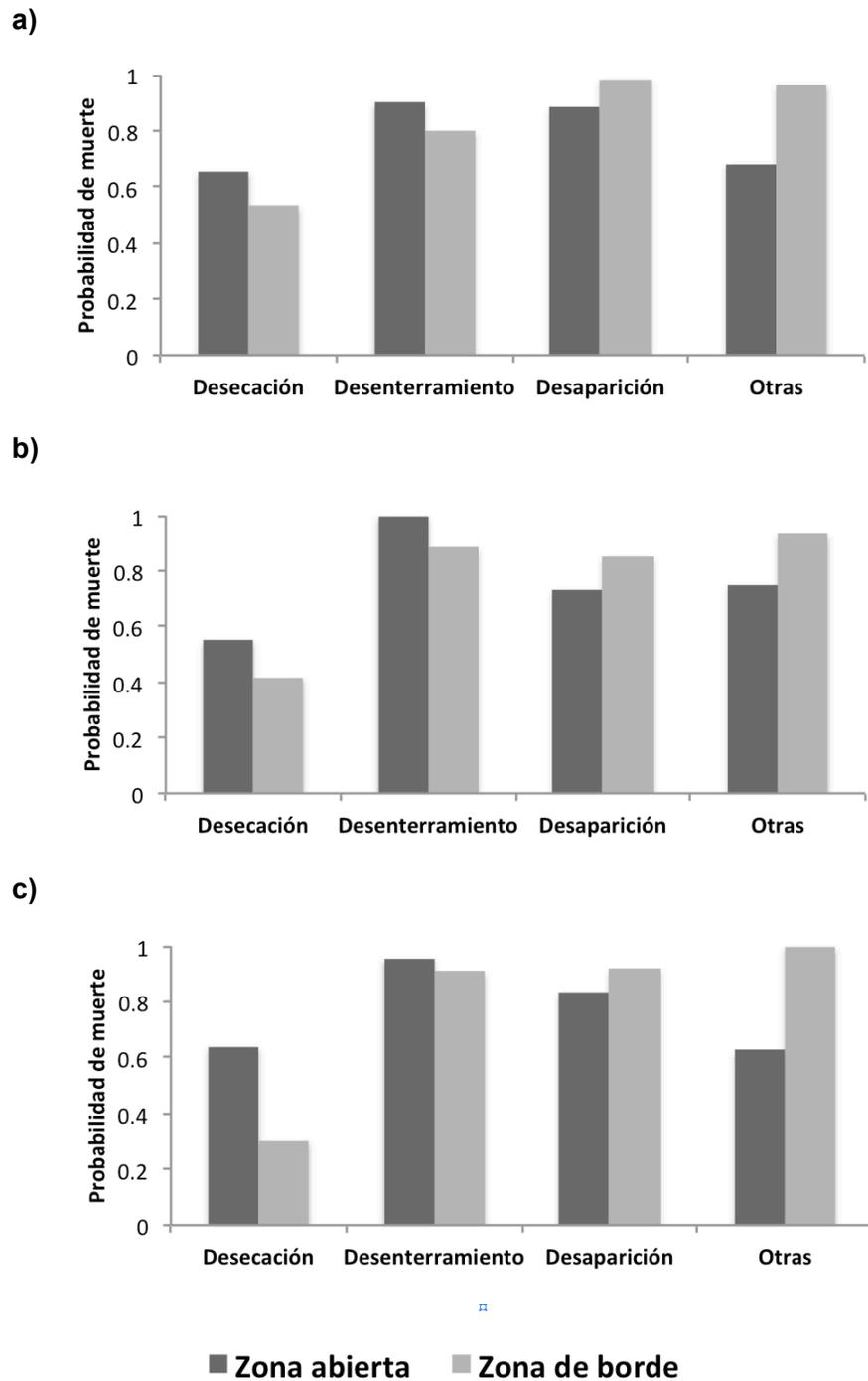


Figura 17. Probabilidad de las causas de muerte de a) *Crataegus mexicana*, b) *Prunus serotina* subsp. *capuli* y c) *Quercus rugosa* en la Barranca de Tarango, Delegación Álvaro Obregón, D.F.

Crecimiento

El crecimiento (altura y área basal) de las plantas fue muy similar para todas las especies en ambos sitios, al año y a los dos años después de haber sido introducidas, es decir, no se observó un incremento en altura o en área basal de las plantas de las tres especies en relación con el tamaño que tenían al momento de la plantación en 2010 (Figs. 18 y 19).

No obstante, se pudo apreciar una reducción en el área basal y en la altura de *P. serotina* subsp. *capuli* en la zona abierta a partir del censo de julio de 2011 (Fig. 18a y 19a). *C. mexicana* presentó un aumento del área basal en la zona de borde (Fig. 19b), pero una disminución en la zona abierta (Fig. 19a). Por otra parte, las plantas de *Q. rugosa* parecen haber incrementado ligeramente su área basal en la zona abierta (Fig. 19a) y disminuido su altura en ambas zonas (Fig. 18).

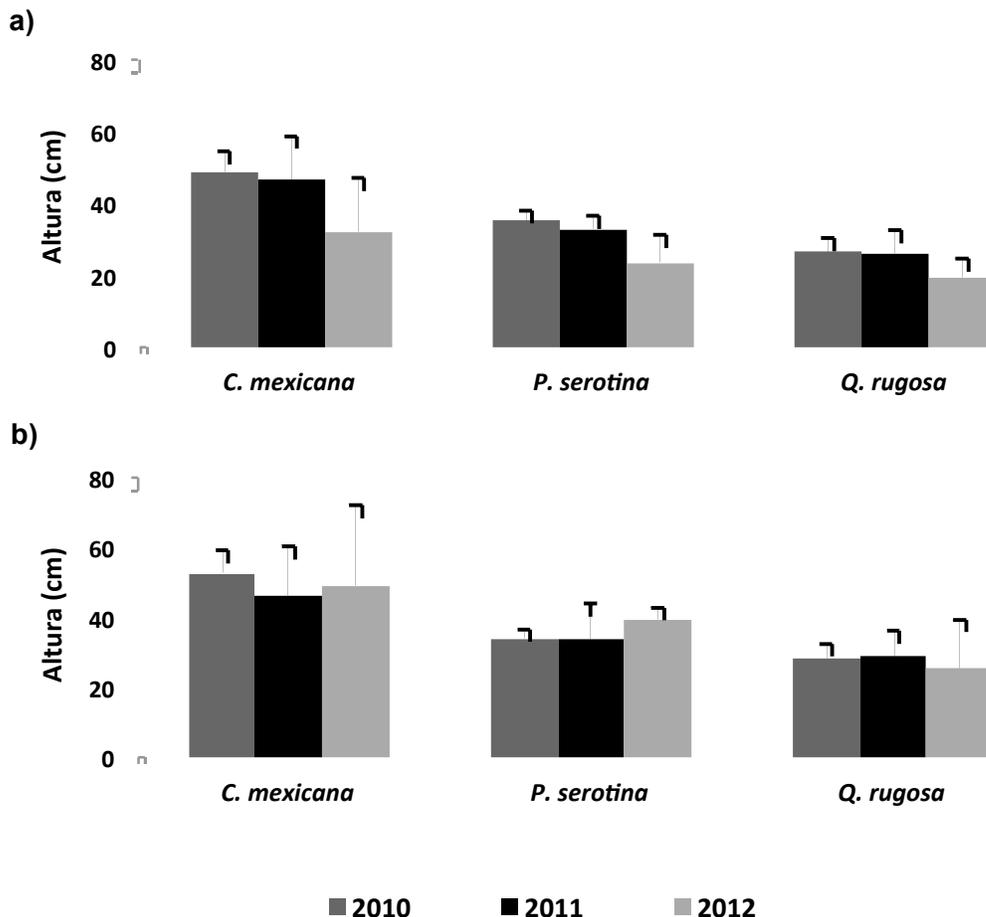


Figura 18. Altura de las especies introducidas en a) zona abierta y b) zona de borde en la Barranca de Tarango, Delegación Álvaro Obregón, D.F.

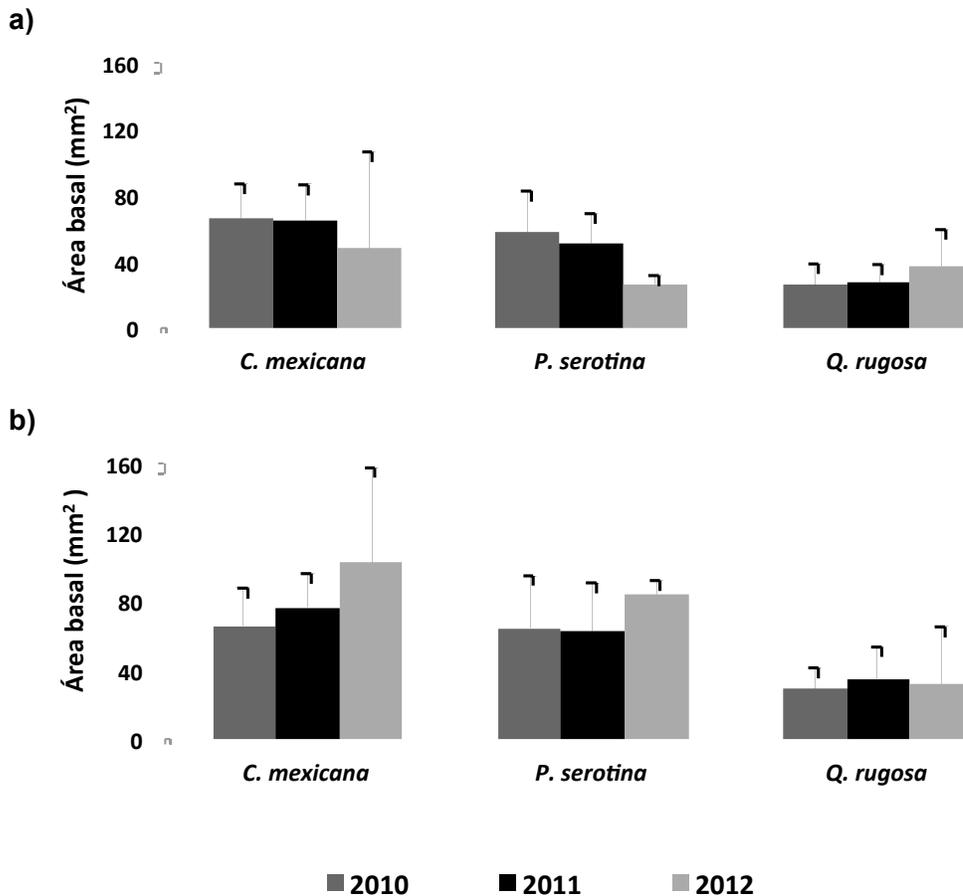


Figura 19. Área basal de las especies introducidas en a) zona abierta y b) zona de borde en la Barranca de Tarango, Delegación Álvaro Obregón, D.F.

Los análisis estadísticos no mostraron ninguna diferencia significativa ($p > 0.05$) en cuanto a la TRC del primer y segundo año tanto para la altura como para el área basal de *C. mexicana* y *Q. rugosa* (Cuadro 9; Figs. 20 y 21), es decir, no hubo efecto del sitio ni del tiempo sobre el crecimiento.

En cuanto a *P. serotina* subsp. *capuli*, no hubo diferencias significativas ($p > 0.05$) en el área basal pero sí en la altura (zona abierta de 2010-2011 con respecto a 2011-2012).

Cuadro 9. Prueba de Kruskal-Wallis para TRC de *C. mexicana*, *P. serotina* subsp. *capuli* y *Q. rugosa*.

		H	p
<i>Crataegus mexicana</i>	Altura	2.86	0.414
	Área basal	4.62	0.202
<i>Prunus serotina</i> subsp. <i>capuli</i>	Altura	7.93	0.047
	Área basal	5.52	0.138
<i>Quercus rugosa</i>	Altura	2.78	0.427
	Área basal	3.11	0.375

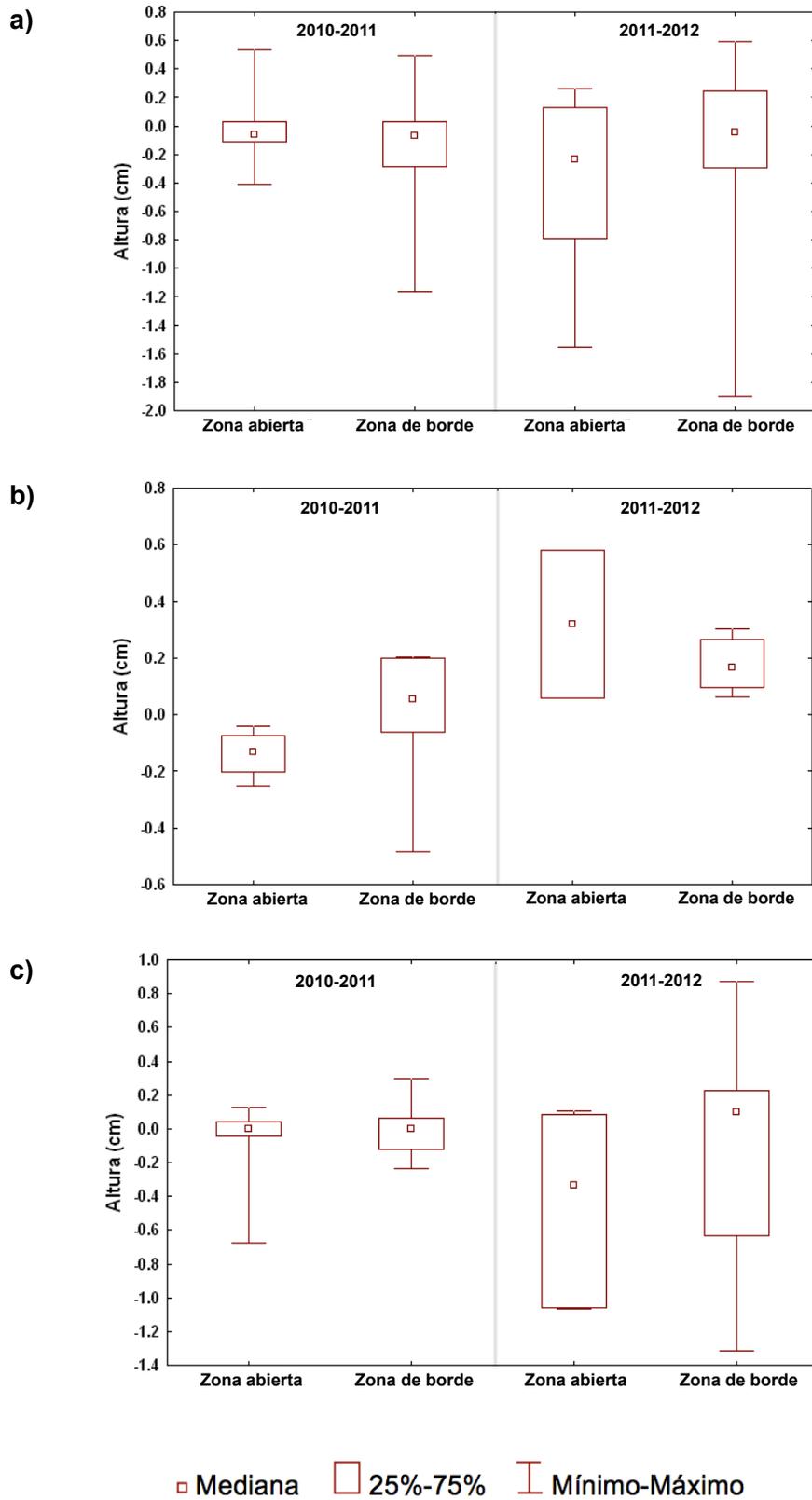


Figura 20. Prueba de Kruskal-Wallis para TRC de la altura de a) *Crataegus mexicana*, b) *Prunus serotina* subsp. *capuli* y c) *Quercus rugosa* en la Barranca de Tarango, Delegación Álvaro Obregón, D.F.

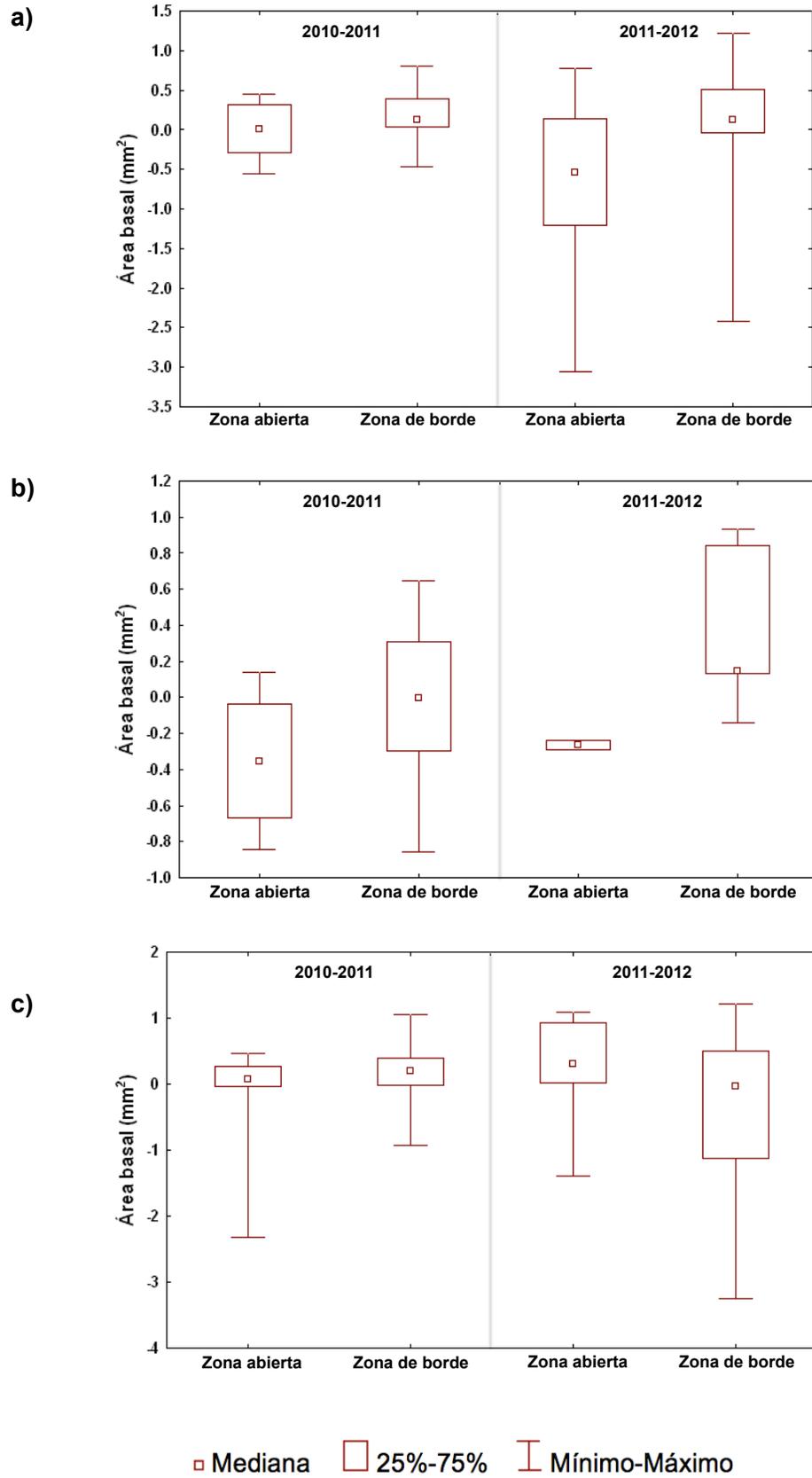


Figura 21. Prueba de Kruskal-Wallis para TRC del área basal de a) *Crataegus mexicana*, b) *Prunus serotina* subsp. *capuli* y c) *Quercus rugosa* en la Barranca de Tarango, Delegación Álvaro Obregón, D.F.

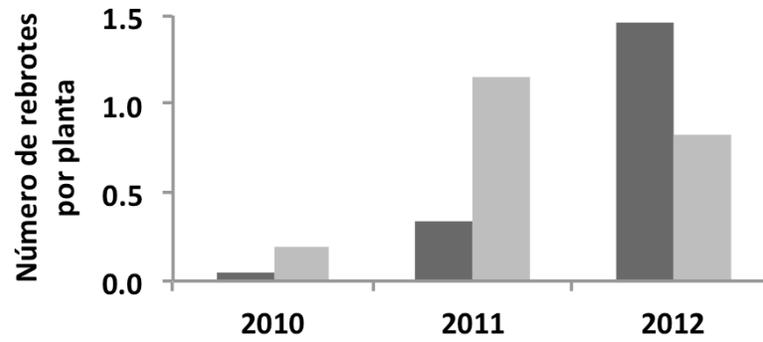
Con respecto al crecimiento clonal, las tres especies produjeron rebrotes a lo largo del tiempo en ambas zonas, observándose un incremento con respecto a los valores iniciales registrados antes de la plantación (julio de 2010; Fig. 22).

Por otra parte, el número de rebrotes que produjo cada especie muestra que, al año de la introducción (julio de 2011), *C. mexicana* presentó mayor número de rebrotes en la zona de borde (1.2 rebrotes/planta) comparada con la zona abierta (0.3 rebrotes/planta; Fig. 22a), al contrario de *Q. rugosa* (0.8 rebrotes/planta en la zona abierta y 0.1 rebrotes/planta en la zona de borde; Fig. 22c), y de *P. serotina* subsp. *capuli* (0.7 y 0.3 rebrotes/planta en la zona abierta y la de borde, respectivamente; Fig. 22b).

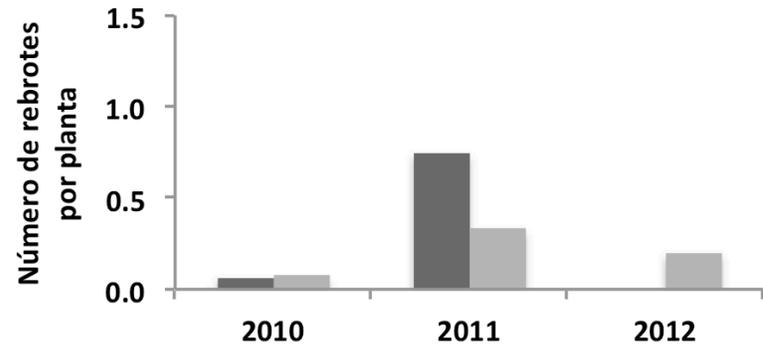
Durante el segundo año de la plantación, *C. mexicana* presentó mayor número de rebrotes en la zona abierta (1.45 rebrotes/planta) que en la de borde (0.8 rebrotes/planta; Fig. 22a), *Q. rugosa* tuvo mayor número en la zona de borde (1.3 rebrotes/planta) que en la zona abierta (1.1 rebrotes/planta; Fig. 22c) y *P. serotina* subsp. *capuli* sólo tuvo rebrotes en la zona de borde (0.2 rebrotes/planta; Fig. 22b).

Con respecto a los análisis estadísticos, no hubo diferencias significativas entre sitios (*C. mexicana*: $F= 100.45$, $p= 0.07$; *P. serotina* subsp. *capuli*: $F= 0.18$, $p= 0.86$; *Q. rugosa*: $F= 0.39$, $p= 0.75$).

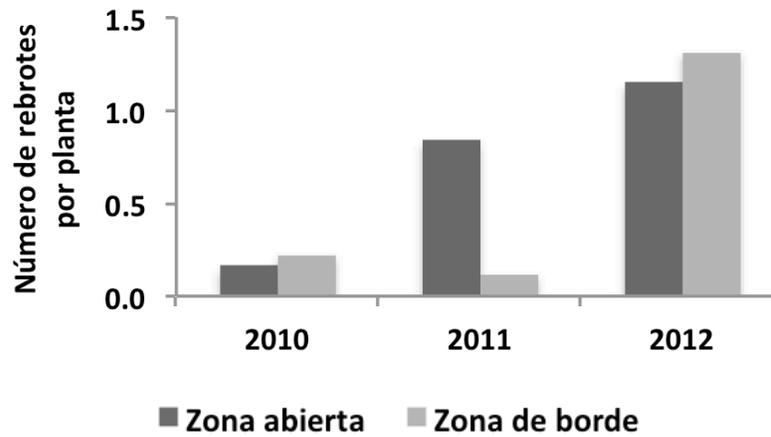
a)



b)



c)



■ Zona abierta ■ Zona de borde

Figura 22. Número de rebrotes producidos por planta de a) *Crataegus mexicana*, b) *Prunus serotina* subsp. *capuli* y c) *Quercus rugosa* en la Barranca de Tarango, Delegación Álvaro Obregón, D.F.

7. DISCUSIÓN

7.1 Caracterización ambiental de los sitios

Temperatura y humedad relativa del aire

Aunque no se contó con la información de la zona abierta para el periodo de febrero a julio de 2012, la temperatura y humedad relativa en ambos sitios fueron similares (agosto/2010 a enero/2012) y ambas variables mostraron la misma variación en las dos zonas a lo largo del período de observación, por lo que suponemos que se habría observado la misma tendencia para los meses de datos faltantes en la zona abierta. Así mismo, fue evidente la relación que existió entre el descenso de humedad y el inicio de la época de secas (a partir de septiembre de 2010 y de 2011, aproximadamente), siendo los meses de menor humedad relativa de diciembre a abril en ambas zonas y en ambos años.

Estos meses de menor humedad relativa coincidieron con: a) el periodo de noviembre a abril (de los años 2010-2011 y de 2011-2012, respectivamente) como la temporada de menor precipitación en el Distrito Federal (ca. entre 0.1 y 30 mm; SMN, 2011), b) los meses secos que pueden representar un déficit hídrico para las plantas según el climograma de la estación Tarango (Villa Obregón; Fig. 3) y c) la defoliación de los elementos arbóreos mencionados por Ventura-González (2012), cuya caída de las hojas se presenta preferentemente en la época de secas.

Suelo

En general, la zona de borde tuvo suelos más profundos y se observó que presentaron un mayor almacén de nutrimentos que los de la zona abierta. Esto se podría deber, en parte, al tipo de vegetación de cada sitio, ya que en la zona abierta la vegetación es más escasa con respecto a la presente en la de borde, debido principalmente a que es un área mucho más degradada, pues hay una mayor cercanía a vialidades y zonas habitacionales (por lo que es un lugar de paso peatonal). Además, se encuentra más deforestada, existe evidencia de erosión hídrica de tipo concentrado (formación de cárcavas) y ahora está fuertemente influenciada por la construcción de la Supervía Poniente (retirado de arbolado, aplanado del suelo y mayor paso peatonal en ciertas áreas).

A partir de la evaluación edafoecológica (Anexo 1), se observó que hay condiciones similares entre ambos sitios, no obstante existen características que marcan una diferencia en cuanto a calidad del suelo y su posible efecto en el establecimiento de las plantas o de la

vegetación en general. Los factores limitantes identificados para el desempeño de especies vegetales son:

a) la disponibilidad de agua durante la época de secas (aproximadamente entre noviembre y abril), sobre todo en la zona abierta, debido a que la evaluación de la CC y de la dCC es baja, lo que implica que la vegetación podría tener a su disposición poca agua ocasionando una condición de estrés hídrico en ciertas temporadas como en la estación seca, ya que las plantas necesitan un aporte de agua continuo para el mantenimiento de la turgencia, transporte de nutrientes, fotosíntesis y amortiguamiento de la temperatura en el cuerpo vegetal, entre otros (Tijerina, 1999; Brady y Weil, 2002).

b) el estancamiento del agua en algunos sitios de baja permeabilidad de la zona de borde, pues aunque el drenaje natural fue moderado, existen lugares que favorecen el estancamiento sólo durante la estación lluviosa, posiblemente asociado a las características impermeables del material parental, lo cual puede ser desfavorable si alguna planta es introducida en ese tipo de microambientes, y finalmente,

c) la densidad aparente (factor esencial en la evaluación de la humedad, nutrientes y profundidad fisiológica según Siebe *et al.*, 2006) podría limitar el desarrollo óptimo de las raíces a partir de los 10 cm de profundidad, principalmente en la zona abierta. La densidad aparente aumenta limitando la penetrabilidad radicular a causa de la compactación del suelo, lo cual ocasiona la destrucción de los macroporos (> 0.06 mm; responsables de la aireación, infiltración y drenaje rápido), reduciendo su tamaño y afectando su papel en la retención y provisión de agua (Tijerina, 1999; Brady y Weil, 2002; Flores y Alcalá, 2010). Por otra parte, la densidad aparente también puede repercutir en la aireación del suelo, ya que por ejemplo en nuestros sitios, el VTP fue mediano en la zona abierta (área donde la densidad aparente fue mayor con respecto a la de borde) y mediano a alto en la de borde, mientras que la CA fue mayor en la zona de borde (mediana en todo el perfil de la zona de borde (8%) y solamente en el primer horizonte de la zona abierta (7.5%). Estos valores indican que no existe restricción en cuanto a la aireación del suelo para procesos como la descomposición de la materia orgánica o la disponibilidad de nutrientes principalmente en la zona de borde.

Por otra parte, el abastecimiento de nutrientes inferido a partir de la evaluación edafocológica fue, en general, bueno en ambas zonas, a pesar de que la disponibilidad de nutrientes como N y P en ambas zonas fue baja, sobre todo en la zona abierta (zona abierta: $Nd-0.2 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ y $Pmo-4.0 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$; zona de borde: $Nd-2.5 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ y $Pmo-47.5 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$).

El intervalo de pH hallado no representa limitantes para el desarrollo de actividad biológica o la disponibilidad de nutrientes para la vegetación (Schroeder, 1969 en Siebe *et al.*, 2006).

Con respecto a las descripciones edáficas realizadas con anterioridad en la barranca,

Corona-Álvarez (2011) menciona que en los suelos de su zona de estudio no existieron grandes restricciones para el desarrollo de la vegetación, es decir, el suelo no fue un factor limitante para la supervivencia de las plantas, a pesar de la presencia de zonas compactadas y la susceptibilidad de los suelos a inundaciones y erosión (posiblemente por su cercanía al cauce del río, como la autora señala; Cuadro 10).

Por otra parte, Guerra-Martínez (2012), en zonas aledañas a nuestros sitios (pero con suelos más profundos y mayores contenidos de materia orgánica; Cuadro 10), reporta que los suelos no presentaron inconvenientes para el establecimiento, crecimiento y desarrollo de vegetación en el área. Por su parte, Luévano-Arroyo (2012) concluye que los parámetros evaluados en sus sitios (pH y materia orgánica) no representaron un impedimento para el establecimiento de las plantas.

Los suelos analizados en esta investigación exhibieron profundidades menores a los valores reportados por Corona-Álvarez (2011) y Guerra-Martínez (2012). De igual forma, las concentraciones de materia orgánica, la conductividad hidráulica (kf), así como el contenido y disponibilidad de N son inferiores a los encontrados en el estudio de Corona-Álvarez (2011). Aunque esto podría sugerir que, a diferencia de los sitios de Corona-Álvarez (2011), de Guerra-Martínez (2012) y de Luévano-Arroyo (2012), en nuestras zonas hay restricciones para el establecimiento de especies vegetales a introducir, a partir de nuestra evaluación se observó que los factores limitantes para nuestros sitios son los relacionados con la aireación, la susceptibilidad a la erosión y la disponibilidad de agua (mayoritariamente en la zona abierta), más que, por ejemplo, el aporte de nutrimentos. Es decir, la disponibilidad de nutrimentos derivados de la materia orgánica, así como los derivados del material parental, pueden soportar especies como las seleccionadas para este estudio que, según Ashby (1987), Vázquez-Yanes *et al.* (1999), GDF (2001) y CONAFOR (2010a) pueden ser tolerantes a suelos erosionados y/o deficientes en nutrimentos.

Por otra parte, cabe la posibilidad de que la diferencia en los valores encontrados se deba al tipo de evaluación llevada a cabo, puesto que algunos de los resultados tanto de Guerra-Martínez (2012) como de Luévano-Arroyo (2012) fueron obtenidos mediante pruebas de laboratorio, mientras que Corona-Álvarez (2011) empleó el mismo método que en este estudio.

Cuadro 10. Características del suelo de estudios anteriores en la Barranca de Tarango, Delegación Álvaro Obregón, D.F.

	Corona-Álvarez (2011)		Guerra-Martínez (2012)	
	Terraza Alta	Terraza Baja	Sitio 1	Sitio 2
Tipo de suelo	Antrosol úrbico	Phaeozem síltico	Phaeozem háplico téfrico	Phaeozem háplico téfrico
Profundidad (cm)	106	>87	132	130
Textura	Franco arcillosa y franco limosa	Franco arcillosa	De franco arenosa (0-20 cm) a franca-arcillo arenosa (20-90 cm) y franca (90-130 cm)	Franca en todo el perfil excepto la textura franca-arcillo arenosa entre 34 y 40 cm
Pedregosidad (%)	50 (entre los 13-23 cm)	Variable (entre 3 y 20)	Pedregosidad nula en la mayoría de los horizontes	Pedregosidad nula en la mayoría de los horizontes
pH	7.0	7.0	5.6-6.5	5.8-6.6
M.O.S. (%)	Alto contenido en ambos horizontes superficiales (del suelo sepultado y del material agregado): 5-12	Alto contenido (5.0-8.0) en los horizontes superficiales	13.9 en el horizonte superficial. Disminuyó drásticamente en horizontes subyacentes	14.5 en el horizonte superficial
Estructura	Subangular en bloques	Granular a subangular	Subangular, de grado moderado	Subangular, de grado débil a moderado
Estabilidad de agregados	Alta en el horizonte superficial y de baja a moderada en los horizontes subyacentes	Baja a moderada	Media a alta	Media a alta
d.a. (g·m⁻³)	1.3-1.5 En algunas partes: 1.2 (baja a mediana)	<1-1.4 (baja a mediana)	0.7-0.9 a 1-1.2	0.7-0.9 a 1-1.2
Densidad de raíces	Muy alta a mediana	Extremadamente alta a mediana	Muy alta (0-20 cm), alta (20- 53), pasando por mediana (53-90 cm) y baja (90-132 cm)	Alta (0-40 cm) y baja (40-130 cm)
VTP (%)	51- 38.5 alto a bajo	63-42 muy alto a mediano	70-40 alto a mediano	70-40 alto a mediano
CA (%)	Baja a mediana (5.5-8) y muy alta (16) en algunos horizontes a profundidad	Alta (12) en el primer horizonte y baja (4-6) a profundidad	No determinado	No determinado
dCC (L·m⁻²)	168.14, alta	155.16, alta	No determinado	No determinado
CC (L·m⁻²)	349.6, mediana	376.4, mediana	No determinado	No determinado
Kf (cm·d⁻¹)	Alta a muy alta (40-100) en los horizontes superficiales, disminuye con la profundidad (10-40) y vuelve a aumentar en el suelo	Alta a muy alta (40-100) y luego de mediana a alta (10-40)	No determinado	No determinado

	enterrado (40-100)			
CIC ($\text{cmolc}\cdot\text{kg}^{-1}$)	Regular a mediana por el origen del material adicionado	Regular	Muy alta (>40) el horizonte superficial y alta para los horizontes subyacentes	Muy alta (>40) el horizonte superficial y alta para los horizontes subyacentes
BI ($\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}$)	Alta	Alta	Alta	Alta
Nt ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$)	Medio-alto: 0.91 (material agregado) y 1.1 (suelo enterrado)	0.89 medio-alto	No determinado	No determinado
Nd ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$)	Mediana: 4.58 (material agregado) y 4.44 (suelo enterrado)	6.5 media-alta	No determinado	No determinado
Erodabilidad	Muy baja	Media	No determinado	No determinado
Drenaje	Bueno	Muy bueno	Bien drenado	Bien drenado

M.O.S.- Materia Orgánica del Suelo; **d.a.-**Densidad Aparente; **VTP-** Volumen Total de Poros; **CA-** Capacidad de Aireación; **dCC-** Capacidad de Agua Disponible; **CC-** Capacidad de Campo; **kf-** Conductividad Hidráulica; **CIC-** Capacidad de Intercambio Catiónico; **BI-** Bases Intercambiables; **Nt-** Reservas de Nitrógeno; **Nd-** Disponibilidad de Nitrógeno.

Incidencia lumínica

Con respecto a la apertura del dosel, nuestros valores fueron menores comparados con otros estudios, donde la mayoría de los bosques presentan valores del orden del 5 al 30% (Whitmore *et al.*, 1993; Trichon *et al.*, 1998; Robinson y McCarthy, 1999; Acevedo *et al.*, 2001; Beaudet y Messier, 2002; van den Berg y Santos, 2003; Promis-Baeza, 2009). Sin embargo, Ventura-González (2012) señala que las especies de la Barranca de Tarango son predominantemente deciduas, con un promedio de cinco meses sin hojas por especie y que la defoliación se presenta preferentemente en la época de secas, lo cual está de acuerdo con lo reportado por Nascimento *et al.* (2007), quienes encontraron valores de $54\pm 9.4\%$ y $64\pm 11.8\%$ para dos bosques tropicales deciduos en Brasil, cuyas fotografías fueron tomadas a mitad de la temporada de secas.

Con respecto al IAF, nuestros valores son más similares a los encontrados por Nascimento *et al.* (2007; media de 0.64 ± 0.18 y 0.46 ± 0.22 m^2m^{-2} en bosques tropicales deciduos) que a los de otros tipos de vegetación, ya que en encinares puros o bosques mixtos con presencia de alguna especie de *Quercus* como codominante, los valores oscilan entre 0.8 y 7.4 m^2m^{-2} (Anderson, 1981; Cutini, 1996; Cutini *et al.*, 1998; Mussche *et al.*, 2001; Delitti *et al.*, 2005; Valladares, 2006; Navarro *et al.*, 2010³).

Por otra parte, la existencia de un IAF mayor en la zona de borde, donde la vegetación es más abundante con respecto a la zona abierta, sugiere que en época de secas en la zona de borde se presentarían condiciones de estrés hídrico menos severas para plantas introducidas en dicho sitio (o para la vegetación en general) con respecto a la zona abierta en la misma temporada.

En cuanto a la radiación recibida, nuestros datos son similares a los reportados para otros bosques de encino, cuyas estimaciones de radiación directa y difusa varían entre 10-55% y 10-50%, respectivamente (Valladares 2006).

Como se puede observar en otros estudios realizados en diferentes comunidades vegetales, los parámetros lumínicos varían con la edad del arbolado, el tipo de vegetación, así como la ubicación del sitio de estudio con respecto al ecuador y el tipo de metodología empleada para la estimación. Por ejemplo, van den Berg y Santos (2003) mencionan la dificultad de establecer patrones generales para la interpretación de los valores de la apertura del dosel aplicables a los diferentes tipos de fisonomías forestales.

De igual forma, Maass *et al.* (1995) señalan que usualmente se utiliza un solo valor de IAF para caracterizar el dosel y sin embargo, el IAF puede variar en un mismo año. Por ejemplo, Becker *et al.* (1989) mencionan que después de la toma de fotografías puede haber caída de

³ En varios estudios se omiten las unidades del IAF, no obstante creemos que son las mismas de este trabajo y las que se reportan en la mayoría de los análisis: m^2m^{-2} .

hojas que incremente la apertura del dosel. Asimismo, se menciona que el IAF puede ser independiente de la apertura del dosel, por tratarse de un índice que incorpora la forma, tamaño y distribución del follaje, es decir, sobre las estructuras de las cuales depende el área de sombra pero no el área abierta (Acevedo *et al.*, 2001). Por lo anterior, las discrepancias en el valor de IAF (al igual que en la apertura del dosel y en la incidencia de radiación) con otras comunidades vegetales o zonas de estudio, pueden deberse al uso de metodologías distintas para su estimación o a la fenología de las comunidades vegetales estudiadas (Jarčuška *et al.*, 2010; Acevedo *et al.*, 2001; Frazer *et al.*, 2001; Mussche *et al.*, 2001).

En nuestro caso, el hecho de que no se hayan encontrado diferencias significativas entre la temporada de secas y la de lluvias, podría indicar que el aporte de agua en la temporada de lluvias realmente no está influyendo en el aumento de la cobertura vegetal, tal como ocurre en zonas con estacionalidades mucho más marcadas (*i.e.* las selvas bajas caducifolias; Rzedowski, 1981).

Finalmente, cabe señalar que con los parámetros medidos, se pudo observar el contraste existente entre los sitios de este estudio y otros tipos de vegetación, lo cual indica por una parte que el bosque presente en la Barranca de Tarango se comporta tal como señala Ventura-González (2012) y por otro lado que ambas zonas están perturbadas, por lo que no existe un bosque maduro real. Sin embargo, seguramente no todo el bosque de encino de la Barranca presenta condiciones de degradación, debido principalmente a su inaccesibilidad por localizarse en el interior de cañadas con pendientes mayores a 40° (Guerra-Martínez, 2012). Por lo que creemos que los valores de apertura del dosel y de radiación serían más bajos, mientras que el IAF sería más alto en estos sitios.

Por su difícil acceso, las áreas del interior de las cañadas son zonas de bosque en mejores condiciones cuya conservación es prioritaria, al igual que la recuperación de las zonas deterioradas y contiguas a dichos fragmentos, donde se han encontrado algunas especies propias de la degradación del ambiente. Ejemplo de ello, son las especies reportadas por Guerra-Martínez (2012) y Ventura-González (2012) para la Barranca de Tarango que, según Rzedowski y Rzedowski (2005), se establecen en condiciones de perturbación, principalmente en bosques de encino. Algunas de estas especies son *Verbesina virgata*, *Buddleia cordata*, *Loeselia mexicana*, *Bouvardia ternifolia*, *Eupatorium petiolare*, *E. deltoideum*, *Baccharis conferta*, *Dodonaea viscosa* y *Cestrum roseum*.

7.2 Desempeño de las especies

Supervivencia

La supervivencia de las plantas de las tres especies fue mayor en el sitio de borde que en el sitio abierto, debido a que éste último se encuentra mucho más expuesto al paso peatonal y también más cerca de la obra para la construcción de la Supervía Poniente. Entre los factores no ambientales que pudieron influir en la mortalidad de las tres especies en la zona abierta, se encuentran los disturbios causados por la construcción de la vialidad, en particular, la reubicación de una vivienda. En la zona de borde se observa influencia humana, principalmente paso peatonal por los senderos del sitio, realización de actividades al aire libre como ejercicio y paseo de mascotas.

La especie que mostró un mayor número de plantas muertas fue *P. serotina* subsp. *capuli*, a pesar de que en la literatura se menciona que es una especie tolerante a diversos factores como la sequía, la insolación, los suelos someros y pedregosos (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999). De hecho, desde el inicio de la plantación esta especie fue la que presentó mayor pérdida de hojas y cambios en la coloración del follaje, que pasó de verde claro a rojizo y pardo, características que prácticamente no se registraron ni en *Q. rugosa* ni en *C. mexicana*. Por otro lado, el establecimiento de *P. serotina* subsp. *capuli* depende de la existencia de buenas condiciones de drenaje en el suelo (Martínez, 2008), situación que no se presentó uniformemente en las parcelas de estudio, ya que en la zona abierta el drenaje fue de moderado a bueno, mientras que en la zona de borde fue moderado.

En general, la supervivencia disminuyó fuertemente a partir de noviembre de 2010, debido posiblemente al fin de la época de lluvias y al inicio de la época de secas, lo cual se evidenció en la baja de humedad relativa a partir de octubre de 2010 y a que las lluvias comenzaron nuevamente hasta junio de 2011 (SMN, 2012).

También fue posible observar que una vez que se da el mayor descenso de supervivencia de las tres especies (entre julio de 2010 y enero de 2011), la supervivencia se estabilizó a partir de febrero de 2011, puesto que en julio de 2012 la mortalidad aumentó ligeramente con respecto a febrero, sugiriendo que las plantas ya se habían establecido y/o adaptado a las condiciones ambientales. Esto concuerda con lo que algunos autores mencionan acerca de que la mayor mortalidad presentada en plantaciones forestales ocurre durante el primer año de la introducción, como se observó en este estudio (Rey-Benayas, 1998; Castro *et al.*, 2006).

En cuanto a otras causas de mortalidad, en las zonas de estudio se observó la existencia de herbáceas de más de 30 cm de altura, cubriendo en gran densidad algunos lugares de las parcelas, principalmente de la zona abierta. Al respecto, varios autores

mencionan que la regeneración de algunas especies, como los encinos, puede ser suprimida por la competencia por recursos como agua, nutrientes o luz con la vegetación circundante, sobre todo en las primeras etapas del crecimiento donde estas especies pueden presentar un crecimiento lento cuando jóvenes y una tolerancia a la sombra relativa (Ashby 1987; Gordon *et al.*, 1989; Davis *et al.*, 1991; Dey *et al.*, 2008).

Por ejemplo, Gordon *et al.* (1989), Rey-Benayas *et al.* (2003), Rey-Benayas *et al.* (2007) y Cuesta *et al.* (2010), señalan que la supervivencia de distintas especies de encino es mayor bajo condiciones de nula o mínima competencia con herbáceas, ya que dichas plantas interfieren principalmente en la disponibilidad de agua. Esto indica que el control de la competencia es una actividad crítica de realizarse para el establecimiento de las especies a introducir (Rey-Benayas *et al.*, 2003; Rey-Benayas *et al.*, 2007; Dey *et al.*, 2008). De igual manera, la introducción de plantas mayores de 1 o 2 años de edad o de cierta altura, podrían asegurar una mayor supervivencia de las mismas (Spetich *et al.*, 2002).

Por otra parte, una causa de mortalidad frecuente en las ciudades o en los lugares poblados es el vandalismo (Jim, 1987; Nowak *et al.*, 1990; Jim, 2004). En este estudio se encontraron algunos cinchos, con los cuales fueron marcadas las plantas, fuera de su posición original (base del tallo), como en las ramas o en los ápices o incluso en otras plantas como pastos. Posiblemente algunas de las plantas desaparecidas y/o desenterradas fueron objeto de este tipo de acciones. De igual forma es importante señalar al pastoreo como otra posible causa de desaparición de las plantas, ya que se encontraron numerosas huellas de vaca en ambas zonas.

En cuanto a la reforestación, las plantas pueden sufrir de estrés por el trasplante (Burdett, 1990; Haase y Rose, 1992), como consecuencia del contraste existente entre las condiciones favorables en un vivero y las condiciones menos óptimas en el sitio de introducción (Close *et al.*, 2005; Rubio *et al.*, 2001). Este tipo de estrés se caracteriza por la pérdida de hojas o cambio en la coloración de las mismas (como en el caso antes mencionado de *P. serotina* subsp. *capuli*), la disminución del crecimiento e incluso la muerte de las plantas, que en cualquier caso puede llevar al fracaso de una plantación (Haase y Rose, 1992).

Por otra parte, las propiedades del suelo seguramente tuvieron gran influencia en el establecimiento de las plantas de las tres especies, ya que existen sitios en ambas zonas que son propensos al estancamiento del agua en época de lluvias o que presentaron un drenaje moderado y capacidad de campo baja o media, además de densidades aparentes que podrían limitar la penetración de raíces, la disponibilidad de agua y la ventilación del suelo.

Aunado a esto, habría que agregar las condiciones de humedad relativa y de precipitación, principalmente en la época de secas, ya que a pesar de que la desecación no fue la principal causa de mortalidad, de acuerdo con la Regresión Logística, sí es un factor

importante para la supervivencia de las especies durante los primeros meses después de su introducción (como se observó en los porcentajes de plantas muertas por esta causa). Brady y Weil (2002) mencionan que bajo condiciones de estrés hídrico, se cierran los estomas para reducir la pérdida de vapor de agua y evitar el marchitamiento. Sin embargo, el cierre estomático tiene efectos negativos en el crecimiento, debido a la falta de CO₂ para llevar a cabo la fotosíntesis y reducción del enfriamiento por medio de la transpiración, dando como resultado un calentamiento dañino para los tejidos, una afectación en la actividad fisiológica y por tanto mayor vulnerabilidad a factores ambientales adversos (Tijerina, 1999; Brady y Weil, 2002; Mohedano-Caballero *et al.*, 2005). Al respecto, la desecación ha sido mencionada como causa de mortalidad en otras especies de encinos (Bonfil, 1998; Bonfil y Soberón, 1999; López-Barrera, 2003; Asbjornsen *et al.*, 2004; Badano *et al.*, 2009) y en *P. serotina* (Juhász *et al.*, 2009).

En cuanto a otros estudios, Corona-Álvarez (2011) y Hernández-García (2011) obtuvieron, a un año de la introducción de *Q. rugosa* en la Barranca de Tarango, supervivencias mayores de 80% y 90%, respectivamente. Cabe señalar que en el estudio de Corona-Álvarez (2011) las plantas fueron aclimatadas regándolas cada tercer día y disminuyendo el riego por dos meses hasta su reintroducción, mientras que Hernández-García (2011) retiró la maleza existente a medio metro de cada planta de su estudio y cada una se regó con 5 l de agua a intervalos de siete días durante tres meses.

Por otra parte, López-Barrera (2003) en Los Altos de Chiapas, obtuvo una mortalidad global de 14.3% para *Q. rugosa*, *Q. segoviensis*, *Q. laurina*, *Q. candicans* y *Q. crassifolia*, en un gradiente bosque-borde-pastizal y en dos tipos de bordes (suave y abrupto), manteniéndose la supervivencia de *Q. rugosa* por arriba del 85% en todos los tratamientos. Bonfil (1998), en una introducción de *Q. rugosa*, encontró una supervivencia de 5% en la zona perturbada y de 48% tanto en la zona de borde como en el interior del bosque a 18 meses de la plantación, mientras que Olivera (2009), trabajando con la misma especie en el Distrito Federal, reporta una supervivencia de 86% (al año de la introducción) para plantas previamente inoculadas con hongos micorrizógenos y de 75% en plantas testigo.

Con respecto a estudios llevados a cabo con otras especies de encino se reportan tanto mortalidades del 100% (Valle-Díaz, 2009) como supervivencias de más del 50% (Rey-Benayas, 1998; Löf *et al.*, 2006; Raftoyannis *et al.*, 2006; Chaar *et al.*, 2008; Valkonen, 2008; Rubio-Licona, 2009; Gómez-Cirilo, 2010). En los casos de mayor porcentaje de supervivencia, los estudios involucraron algún tipo de preparación del terreno o protección para evitar la desecación y/o la herbivoría de las plantas introducidas.

Hasta el momento no se han encontrado investigaciones que proporcionen datos sobre la supervivencia de *P. serotina* subsp. *capuli* y de *C. mexicana*, excepto por algunos trabajos

con la especie *P. serotina* donde se mencionan supervivencias menores al 20% (Gorchov y Trisel, 2003; Pairen *et al.*, 2006) o porcentajes mayores empleando diferentes tratamientos experimentales (Hartman y McCarthy, 2004; Baumer y Runkle, 2010).

Cabe señalar que, por las tendencias reportadas por Corona-Álvarez (2011) y Hernández-García (2011) en la Barranca de Tarango, bajo otras circunstancias (menor número de factores de estrés, principalmente los derivados de la Supervía, y algún tipo de acondicionamiento del terreno o aclimatación de las plantas), seguramente se habrían obtenido mayores porcentajes de supervivencia para *P. serotina* subsp. *capuli*, *Q. rugosa* y *C. mexicana*, puesto que las condiciones ambientales no parecen representar un obstáculo para el establecimiento y desarrollo de dichas especies.

Por otra parte, debido a que las obras de la Supervía Poniente afectaron la probabilidad de supervivencia de manera negativa, seguramente otro tipo de edificaciones o desarrollos de infraestructura también tendrían efectos adversos sobre el ambiente (*i.e.* las represas afectan a diversas especies de peces y los tendidos eléctricos pueden ocasionar que las aves se electrocuten; Fahrig y Rytwinski, 2009; Gurrutxaga y Lozano, 2010). En el caso específico de las vías de comunicación, la necesidad de la sociedad de comunicarse y transportar bienes y servicios ha ocasionado la modificación de hábitats naturales, afectando a la biodiversidad de distintas formas (Delibes, 2006; Balaguer *et al.*, 2011). Una de ellas es la fragmentación del paisaje y otra más es la infraestructura en sí, es decir, al acceder a lugares donde previamente no se podía, o se hacía con menor frecuencia, llega la generación de basura, el incremento en el riesgo de incendios, la introducción de especies exóticas, nuevas instalaciones de servicios y una mayor urbanización de la zona, y con el tiempo, una ruta necesitará ampliarse o dará lugar a nuevos caminos (Delibes, 2006; Torres, 2010).

El movimiento y compactación del suelo, así como la modificación de la topografía, ocasionan un impacto directo en la pérdida de la cubierta vegetal y del suelo, originando todo un conjunto de nuevas condiciones hidrológicas y edáficas. Esto lleva a una mayor magnitud de los procesos geomorfológicos activos (*i.e.* la erosión), pero también a una disminución o supresión de los mismos (*i.e.* en las áreas pavimentadas; Balaguer *et al.*, 2011; Martín *et al.*, 2011). Además, el tránsito de vehículos y sus emisiones (ruido, gases, partículas, etc.) generan otros factores más difíciles de ponderar, como la afectación a la fotosíntesis por el polvo depositado sobre la superficie foliar (Balaguer *et al.*, 2011).

Las autovías, además, pueden empobrecer el espacio utilizable (*i.e.* limitando la movilidad de los organismos o de sus estructuras reproductoras) y disminuir o aumentar la presencia de competidores y/o depredadores dependiendo tanto de las características de la vía, la intensidad y velocidad del flujo vehicular, así como del comportamiento de las mismas especies (Arroyave *et al.*, 2006; Gurrutxaga y Lozano, 2010; Balaguer *et al.*, 2011; Malo y Mata,

2011). Aunque las secuelas son más conspicuas durante la edificación de una construcción (retiro de arbolado o transformación de la topografía), los efectos posteriores de su funcionamiento se prolongarán durante toda su vida útil (Malo y Mata, 2011).

Crecimiento

Aunque no se observaron diferencias significativas en cuanto a la altura (excepto en *P. serotina* subsp. *capuli*) y al área basal, es posible observar una ligera reducción de la talla de las especies tanto en zona abierta como en zona de borde, la cual podría atribuirse al rompimiento del tallo o a la pérdida de volumen. En el primer caso debido a la muerte del eje principal bajo condiciones de estrés (*i.e.* en época de secas) y en el segundo caso por déficit hídrico que puede ocasionar una reducción en la talla de algunas plantas (Cabrera *et al.*, 1998). Esta misma tendencia ha sido observada por Bonfil (1998) y por Rubio-Licona (2009) quienes reportan algún tipo de pérdida de biomasa aérea en plantas de encino.

Sin embargo, el no haberse encontrado un aumento ni en altura ni en área basal, podría deberse a un incremento en la biomasa subterránea, es decir en las raíces, ya que otros autores sí mencionan un incremento en una o en ambas variables. Por ejemplo, Corona-Álvarez (2011) reporta la reducción en altura pero no así la de área basal, que aunque mínima, fue mayor para *Q. rugosa* que para *Q. mexicana* un año después de su introducción debido al incremento en el número de rebrotes. Por su parte, Hernández-García (2011) encontró un incremento en el área basal y en la altura de *Q. rugosa*, y concluyó que la edad es la variable con mayor importancia, debido principalmente al desarrollo radicular y a la interacción de factores abióticos (*i.e.* intensidad de luz, disponibilidad de agua y drenaje del suelo).

Trabajando con la misma especie, Bonfil (1998) no observó un incremento notable en la altura ni en el diámetro basal en plantas al interior de un bosque, pero sí notó un incremento en las plantas del borde del bosque y en las del sitio perturbado. Valle-Díaz (2009) reporta un incremento en altura y diámetro basal diferencial en *Q. castanea* dependiendo de la orientación de las parcelas. Rey-Benayas (1998) indica que el crecimiento de *Q. ilex* subsp. *ballota* fue mayor bajo condiciones de riego y sombra artificial y Rubio-Licona (2009) indica un incremento tanto en altura como en diámetro basal en sus diferentes tratamientos para *Q. candicans*.

Por otra parte, aunque antes de la plantación todas las especies presentaban rebrotes, a lo largo de este estudio se observó un incremento notable en su número. Este tipo de crecimiento clonal es de suma importancia, ya que el proceso de formación de troncos secundarios a partir de yemas existentes se considera una respuesta a los factores exógenos del ambiente (Espelta *et al.*, 1999; Del Tredici, 2001), que en este estudio podría atribuirse a diferencias en las condiciones ambientales entre las zonas de estudio y las del vivero, donde las

plantas son cuidadas para evitar la pérdida del menor número de individuos posible antes de ser plantadas en campo.

Es importante resaltar que la especie *C. mexicana*, que fue la que presentó la mayor supervivencia a lo largo de este trabajo, fue también la que tuvo mayor número de rebrotes. Al respecto, Huddle y Pallardy (1996) concluyen en su estudio que las plantas que rebrotaron tuvieron un mayor porcentaje de supervivencia (88.9% contra 12.1%) y que de éstas, los encinos tuvieron una mortalidad menor debido a su mayor capacidad de rebrotar (*Q. alba*, *Q. rubra*). De igual forma, Alfonso-Corrado (2004) reporta que el crecimiento clonal constituye una estrategia importante para la supervivencia de *Q. potosina* y *Q. eduardii*, concluyendo que puede ser una respuesta al hábitat semiárido, más que una respuesta a efectos de disturbio.

En nuestro caso, la producción de rebrotes podría ser una respuesta al hábitat (principalmente a la desecación) como lo señala Alfonso-Corrado (2004), más que a efectos de perturbación antrópica, ya que los mayores eventos de perturbación fueron independientes de las condiciones ambientales prevalecientes en las áreas de estudio, es decir, se encontraron relacionados con la construcción de la Supervía Poniente, el desenterramiento y la desaparición de las plantas.

En nuestro estudio, la pérdida del tallo principal, posiblemente asociada con la estación de secas (durante la cual las plantas se encuentran bajo mayor estrés por la escasez de agua), pudo estar relacionada con la producción de un mayor número de rebrotes por planta en la época de lluvias (ca. entre julio y noviembre de 2011), que a su vez coincidió con una humedad relativa promedio mayor al 70%, tanto en la zona abierta como en la de borde para dicha temporada y con algunos de los meses de mayor precipitación de ese año (SMN, 2012).

Cabe señalar que la producción de rebrotes es uno de los mecanismos más importantes de la regeneración de algunas especies bajo estrés natural o antropogénico (tormentas, sequías, herbivoría, incendios, pastoreo, extracción de leña, etc.; Espelta *et al.*, 1999; Bond y Midgley, 2001), tal como lo indica Gómez-Cirilo (2010), quien observó tallos secundarios en plantas de *Q. glaucoides* después de un incendio superficial. Sin embargo, Midgley (1996) señala que la producción de rebrotes puede suceder sin que exista una lesión o perturbación previas.

Con respecto a la conservación y manejo de poblaciones vegetales, la habilidad de rebrotar es importante sobre todo en lugares bajo condiciones adversas (*i.e.* disponibilidad de agua y de nutrimentos limitadas o probabilidad de incendios). Al morir la parte aérea, la planta puede conservar zonas potenciales (meristemas) para la producción de nuevos tallos, tal como la raíz, representando un “amortiguamiento” a perturbaciones severas (Bond, 1994; Bond y Midgley, 2001; Bond y Midgley, 2003), por lo que la caracterización de este proceso es de suma

importancia para predecir la dinámica vegetal, extinción de especies amenazadas y en el desarrollo de nuevos métodos para el manejo de plantas leñosas (Bond y Midgley, 2003).

7.3 Potencial de restauración de las especies

Debido a la importancia en la calidad del medio ambiente para las poblaciones que habitan las zonas urbanas, así como a la escasez del agua, es urgente llevar a cabo acciones de restauración en sitios degradados como lo son las barrancas del poniente de la Ciudad de México. En particular habrá que enfocarse en las zonas amenazadas por el creciente desarrollo de infraestructura y que, por varias razones, como la falta de coordinación entre autoridades o las políticas públicas deficientes o inexistentes, no cuentan con un programa integral para su atención (Canedo-Castro, 2007; SMAGDF, 2010).

Por otra parte, el conocimiento acerca del desempeño de determinadas especies o la respuesta ante ciertas circunstancias ambientales (*i.e.* escasez de agua o de nutrimentos) es crucial para la dirección de los programas de conservación y restauración (Wilcove *et al.*, 1986). Esta falta de información acerca de las especies a emplear puede limitar el uso de muchas de ellas que podrían acelerar el proceso sucesional o abaratar los costos de la restauración. De ahí la importancia de este estudio, el cual representa un avance en el conocimiento del desempeño de especies como *Q. rugosa*, *P. serotina* subsp. *capuli* y *C. mexicana* para ser usadas en futuros proyectos de restauración en zonas urbanas.

Las tres especies tienen un alto potencial de ser empleadas en trabajos de restauración como lo mencionan Vázquez-Yanes *et al.* (1999), Martínez (2008) y la CONAFOR (2010a). No obstante, *P. serotina* subsp. *capuli* parece ser más susceptible al exceso de humedad en el suelo, lo cual se puede evitar al hacer las plantaciones en los sitios menos propensos al estancamiento del agua en época de lluvias. Otra medida a considerar en introducciones futuras de *C. mexicana*, *P. serotina* subsp. *capuli* y *Q. rugosa*, es la plantación bajo el cobijo de plantas nodrizas, que proporcionen sombra mientras las plantas se establecen, puesto que gran parte de la mortalidad se debió a la desecación (Castro *et al.*, 2006; Rodríguez-Trejo, 2006; Badano *et al.*, 2009; Ramírez-Contreras y Rodríguez-Trejo, 2009). Además, se debe prestar atención a los factores que pueden ser determinantes en el éxito de las especies, tal como el endurecimiento de las plantas antes de su introducción en campo (Burdett, 1990; Rubio *et al.*, 2001; Rodríguez-Trejo, 2006).

Cabe señalar que también se puede probar con otras especies nativas que, además de contar con características tales como la resistencia al estrés hídrico o a la insolación, sean de rápido crecimiento o ayuden en la fijación de N atmosférico. De esta manera se evitaría la formación y/o ampliación de cárcavas y se contaría con un mayor enriquecimiento del suelo. Asimismo, sería conveniente que todas las especies reintroducidas sean obtenidas a partir de

germoplasma preferentemente de la zona de estudio y/o cuya procedencia se conozca, con el fin de evitar posibles efectos negativos sobre la adecuación de las poblaciones vegetales locales (Eguiarte y Piñero, 1990; McKay *et al.*, 2005).

Por otra parte, es importante llevar a cabo las introducciones con diversas especies como lo señala Guerra-Martínez (2012) ya que, a diferencia de las reforestaciones monoespecíficas o con escasas especies, las restauraciones con especies mixtas ofrecen menor competencia entre plantas y mayor disponibilidad de recursos. Por lo tanto, se puede favorecer un mejor crecimiento de las especies, tener menor riesgo de enfermedades o plagas, mayor diversidad de bienes y servicios ecosistémicos aportados, además de contribuir a la heterogeneidad de microhábitats (Gottle y Sene, 1997; Piotta, *et al.*, 2004; Forrester *et al.*, 2005; Montagnini, 2005).

Con respecto al manejo de ecosistemas fragmentados, Nava-Cruz *et al.* (2007) mencionan que es indispensable conocer los alcances que el efecto de borde puede tener sobre la vegetación de dichos remanentes. En nuestro caso, debido a las dificultades presentadas a lo largo de los censos, por la construcción de la Supervía, no fue posible determinar si existe un efecto de borde como tal que esté repercutiendo en el desempeño de las especies.

8. CONCLUSIONES

- Ambas zonas son muy similares con respecto a la temperatura, la humedad relativa y las características edáficas. No obstante, los factores limitantes para nuestros sitios son los relacionados con la aireación, la susceptibilidad a la erosión y la disponibilidad de agua en el suelo (mayoritariamente en la zona abierta), más que el aporte de nutrientes.
- La zona abierta y la zona de borde son diferentes entre sí en cuanto a apertura del dosel, radiación directa, difusa y total transmitidas, e IAF, no así entre temporadas (secas y lluvias).
- La combinación de las variables ambientales indica que ambos sitios son apropiados para la reintroducción de especies que aceleren el proceso de la restauración ecológica, puesto que no presentan serias restricciones para el establecimiento de la vegetación.
- La especie que tuvo la mayor supervivencia fue *C. mexicana*, seguida de *Q. rugosa* y de *P. serotina* subsp. *capuli* tanto en la zona abierta como en la zona de borde.
- *C. mexicana* y *Q. rugosa* son especies más resistentes y/o menos susceptibles a condiciones ambientales adversas (i.e. desecación o exceso de humedad del suelo) comparadas con *P. serotina* subsp. *capuli*, por lo que se pueden obtener mejores resultados con dichas especies en proyectos de restauración ecológica.
- Las causas de muerte registradas fueron el desenterramiento, la categoría de otras (obras derivadas de la construcción de la vialidad Supervía Poniente y reforestaciones independientes a este estudio), la desaparición y la desecación de las plantas. De éstas, las causas que tuvieron mayor probabilidad de ocurrencia fueron el desenterramiento, la desaparición y la categoría de otras.
- La característica de producción de tallos secundarios en la base del tallo, o rebrotes, es un factor importante relacionado con la supervivencia de las tres especies en ambas zonas.

9. LITERATURA CITADA

- Acevedo, M. F., S. Monteleone, M. Ataroff y C. A. Estrada. 2001. Aberturas del dosel y espectro de la luz en el sotobosque de una selva nublada andina de Venezuela. *Ciencia* 9(2): 165-183
- Adobe Photoshop CS5 Extended. Versión 12.0. <http://www.adobe.com/Photoshop>
- Alfonso-Corrado, C. L. 2004. Ecología, manejo y conservación de *Quercus potosina* y *Q. eduardii* (Fagaceae) en Sierra Fría, Aguascalientes. Tesis Doctorado, Posgrado en Ciencias Biológicas, UNAM. México, D.F. 109 pp
- Alfonso-Corrado, C., R. Clark-Tapia y A. Mendoza. 2007. Demography and Management of two clonal Oaks: *Quercus eduardii* and *Q. potosina* (Fagaceae) in central México. *Forest Ecology and Management* 251: 129-142
- Anderson, M. C. 1981. The geometry of leaf distribution in some south-eastern Australian forests. *Agricultural Meteorology* 25: 195-205
- Arizaga, S., J. Martínez-Cruz, M. Salcedo-Cabrales y M. Á. Bello-González. 2009. Manual de la biodiversidad de encinos michoacanos. Instituto Nacional de Ecología (INE-Semarnat). México, D.F. 147 pp
- Arroyave, M. del P., C. Gómez, M. E. Gutiérrez, D. P. Múnera, P. A. Zapata, I. C. Vergara, L. M. Andrade, K. C. Ramos. 2006. Impactos de las carreteras sobre la fauna silvestre y sus principales medidas de manejo. *Revista EIA* 3(5): 45-57
- Artavia, G., K. Eckhardt y J. Araujo. 2004. Efecto de la luz sobre la densidad y morfología de las plantas en un claro dominado por *Duroia hirsuta*, estación biológica Madre Selva. Río Osora, Iquitos, Perú. *Revista Reflexiones* 83(1): 131-135
- Asbjornsen, H., K. A. Vogt y M. S. Ashton. 2004. Synergistic responses of oak, pine and shrub seedlings to edge environments and drought in a fragmented tropical highland oak forest, Oaxaca, Mexico. *Forest Ecology and Management* 192: 313-334
- Ashby, W. C. 1987. Forests. En: W. R. Jordan III, M. E. Gilpin y J. D. Aber (Eds.) Restoration ecology: A synthetic approach to ecological research. Cambridge: Cambridge University Press. Pp. 89-108.
- Auclair, A. N. 1975. Sprouting Response in *Prunus serotina* Ehrh.: Multivariate Analysis of Site, Forest Structure and Growth Rate Relationships. *American Midland Naturalist* 94(1): 72-87
- Badano, E. I., D. Pérez y C. H. Vergara. 2009. Love of Nurse Plants is Not Enough for Restoring Oak Forests in a Seasonally Dry Tropical Environment. *Restoration Ecology* 17(5): 571-576
- Balaguer, L., F. Valladares y I. Mola. 2011. Restauración ecológica e infraestructuras de transporte: definiciones, problemas y desafíos. En: F., Valladares, L. Balaguer, I. Mola, A. Escudero y V. Alfaya (Eds.). Restauración ecológica de áreas afectadas por infraestructuras de transporte. Bases científicas para soluciones técnicas. Fundación Biodiversidad, Madrid, España. Pp. 15-41.
- Baumer M. y J. R. Runkle. 2010. Tree Seedling Establishment Under the Native Shrub, *Asimina triloba*. *Castanea* 75(4): 421-432

- Beaudet, M. y C. Messier. 2002. Variation in canopy openness and light transmission following selection cutting in northern hardwood stands: an assessment based on hemispherical photographs. *Agricultural and Forest Meteorology* 110: 217-228
- Becker, P., D. W. Erhart y A. P. Smith. 1989. Analysis of forest light environments Part I. Computerized estimation of solar radiation from hemispherical canopy photographs. *Agricultural and Forest Meteorology* 44: 217-232
- Benítez, G. 1986. Árboles y flores del Ajusco. Instituto de Ecología-Museo de Historia Natural de la Ciudad de México. México, D.F. 183 pp
- Benítez-Malvido. J. 1998. Impact of Forest Fragmentation on Seedling Abundance in a Tropical Rain Forest. *Conservation Biology* 12 (2): 380-389
- Bond, W. J. 1994. Do mutualisms matter? Assessing the impact of pollinator and disperser disruption on plant extinctions. *Philosophical Transactions: Biological Sciences* 344(1307): 83-90
- Bond, W. J. y J. J. Midgley. 2001. Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. *Trends in Ecology and Evolution* 16(1): 45-51
- Bond, W. J. y J. J. Midgley. 2003. The Evolutionary Ecology of Sprouting in Woody Plants. *International Journal of Plant Sciences* 164(3): 103-114
- Bonfil, S. 1998. Dinámica poblacional y regeneración de *Quercus rugosa*: implicaciones para la restauración de bosques de encinos. Tesis Doctorado en Ecología. UNAM. México, D.F. 95 pp
- Bonfil, C. y J. Soberón. 1999. *Quercus rugosa* seedling dynamics in relation to its re-introduction in a disturbed Mexican landscape. *Journal of Applied Vegetation Science* 2: 189-200
- Bradshaw A. D. 1997. What do we mean by restoration? En: K. M. Urbanska, N. R. Webb y P. J. Edwards (Eds.). Restoration ecology and sustainable development. Cambridge, Inglaterra. Pp. 8-14.
- Brady, N. C. y R. R. Weil. 2002. The nature and properties of soils. Prentice Hall. USA. 960 pp.
- Burdett, A. N. 1990. Physiological processes in plantation establishment and the development of specifications for forest planting stock. *Canadian Journal of Forest Research* 20(4): 415-427
- Bustamante, R. y A. A. Grez. 1995. Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos. *Ambiente y Desarrollo* XI(2): 58-63
- Cabrera, L. G., P. E. Mendoza, V. Peña, C. Bonfil y J. Soberon. 1998. Evaluación de una plantación de encinos (*Quercus rugosa* Neé) en el Ajusco Medio, Distrito Federal. *Agrociencias* 32: 149-156
- Cairns, J. Jr. 1988. Increasing diversity by restoring damaged ecosystem. En: E. O. Wilson y F. M. Peter (Eds.). Biodiversity. National Academy Press, Washington. Pp. 333-343.
- Campo-Alves, J. 2010. La restauración ecológica en un clima cambiante: ¿Es imprescindible un cambio de modelo? En: J. L. Fernández-Turiel y M. I. González-Hernández (Eds.).

Contaminación, descontaminación y restauración ambiental en Iberoamérica. Sociedad Iberoamericana de física y química ambiental. Salamanca, España. Pp. 81-97.

- Canedo-Castro, M. 2007. Conservación y recuperación de barrancas del poniente de la Ciudad de México. En: Memoria del Taller "Barrancas urbanas: Soluciones a la problemática ambiental y opciones de financiamiento". Instituto Nacional de Ecología. En: http://www.ine.gob.mx/descargas/dgipea/pon_barranca_poniente_cd_mex.pdf, [consulta: 18 de enero de 2012]
- Castro, J., R. Zamora y J. A. Hódar. 2006. Restoring *Quercus pyrenaica* forests using pioneer shrubs as nurse plants. *Applied Vegetation Science* 9: 137-142
- Chaar, H., T. Mecherghi, A. Khouaja y H. Abid. 2008. Effects of treeshelters and polyethylene mulch sheets on survival and growth of cork oak (*Quercus suber* L.) seedlings planted in northwestern Tunisia. *Forest Ecology and Management* 256: 722-731
- Chambers, J. C. 1997. Restoring alpine ecosystems in the western United States: environmental constraints, disturbance characteristics, and restoration success. En: K. M. Urbanska, N. R. Webb y P.J. Edwards (Eds.). *Restoration Ecology and sustainable development*. Cambridge University Press. Cambridge, Inglaterra. Pp. 161-187.
- Close, D. C., C. L. Beadle y P. H. Brown. 2005. The physiological basis of containerised tree seedling 'transplant shock': a review. *Australian Forestry* 68(2): 112-120
- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). 2010a. Fichas técnicas para la reforestación. En: http://www.conafor.gob.mx/index.php?option=com_content&task=view&id=58&Itemid=39, [consulta: 28 de enero de 2010]
- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). 2010b. Tipos de vegetación forestal y de suelos. En: http://148.223.105.188:2222/gif/snif_portal/index.php?option=com_content&task=view&id=12&Itemid=7#bosques, [consulta: 18 de junio de 2010]
- Corchero, S., M. Gozalo, P. Villar y J. L. Peñuelas. 2002. Crecimiento radical en campo de *Pinus halepensis* y *Quercus ilex* plantados en diferentes momentos. *Montes* 68: 5-11
- Corona-Álvarez, G. 2011. Reintroducción de *Quercus mexicana* Bonpl. y *Quercus rugosa* Neé en la Barranca de Tarango, México, D.F. Tesis de Maestría, Posgrado en Ciencias Biológicas, UNAM. México, D.F. 144 pp
- Cuesta, B., P. Villar-Salvador, J. Puértolas, J. M. Rey-Benayas y R. Michale. 2010. Facilitation of *Quercus ilex* in Mediterranean shrubland is explained by both direct and indirect interactions mediated by herbs. *Journal of Ecology* 98: 687-696
- Cutini, A. 1996. The influence of drought and thinning on leaf area index estimates from canopy transmittance method. *Annals of Forest Science* 53: 595-603
- Cutini, A., G. Matteucci y G. S. Mugnozza. 1998. Estimation of leaf area index with the Li-Cor LAI 2000 in deciduous forests. *Forest Ecology and Management* 105: 55-65
- Damascos, M. A. y E. H. Rapoport. 2002. Diferencias en la flora herbácea y arbustiva entre claros y áreas bajo dosel en un bosque de *Nothofagus pumilio* en Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural* 75: 465-472

- Davis, F. W., M. Borchert, L. E. Harvey y J. C. Michaelsen. 1991. Factors Affecting Seedling Survivorship of Blue, Oak (*Quercus douglasii* H. & A.) in Central California. En: R. B. Standiford (tech. coord.). Proceedings of the symposium on oak woodlands and hardwood rangeland management. October 31-November 2, 1990; Davis, California. Gen. Tech. Rep. PSW-126. Berkeley, CA: Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture. Pp. 81-86.
- Delibes, M. 2006. Carreteras, Hábitat y Biodiversidad. Número Extraordinario de la revista *Carreteras* titulado "Integración Ambiental" 150: 10-25
- Delitti, W., A. Ferran, L. Trabaud y V. R. Vallejo. 2005. Effects of fire recurrence in *Quercus coccifera* L. shrublands of the Valencia Region (Spain): I. plant composition and productivity. *Plant Ecology* 177:57-70
- Del Tredici, P. 2001. Sprouting in Temperate Trees: A Morphological and Ecological Review. *The Botanical Review* 67(2): 121-140
- Dey, D. C., D. Jacobs, K. McNabb, G. Miller, V. Baldwin y G. Foster. 2008. Artificial Regeneration of Major Oak (*Quercus*) Species in the Eastern United States-A Review of the Literature. *Forest Science* 54 (1): 77-106
- Dunning, J. B., B. J. Danielson y H. R. Pulliam. 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos* 65: 169-175
- Eguiarte, L. E. y D. Piñero. 1990. Genética de la conservación: leones vemos, genes no sabemos. *Ciencias*. Número especial 4: 34-47
- Ehleringer, J. R. y D. R. Sandquist. 2006. Ecophysiological constraints on plant responses in a restoration setting. En: D. A. Falk, M. A. Palmer y J. B. Zedler (Eds.). Foundations of restoration ecology. Washington, D. C. Pp. 42-58.
- Espelta, J. M., S. Sabaté y J. Retana. 1999. Resprouting Dynamics. En: F. Rodà, J. Retana, C. A. Gracia y J. Bellot (Eds.). Ecology of Mediterranean Evergreen Oak Forest. Ecological Studies 137. Springer. Pp. 61-73.
- Ezcurra, E. 1992. Crecimiento y colapso en la cuenca de México. *Ciencias* 25: 13-27
- Ezcurra, E. y M. Mazari-Hiriart. 1996. Are megacities viable? *Environment* 38(1): 6-15, 26-35
- Ezcurra, E. M. Mazari-Hiriart, I. Pisanty y A. G. Aguilar. 2002. Socioeconomic change and its impact on forest resources in the basin of Mexico. En: M. E. Fenn, L. I. de Bauer y T. Hernandez-Tejeda (Eds.). Urban air pollution and forests: resources at risk in the Mexico City Air Basin. Springer. New York. Pp. 24-43.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34: 487-515
- Fahrig, L. y T. Rytwinski. 2009. Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and Society* 14(1): 21
- FAO-ISRIC-IUSS. 2006. Grupo de Trabajo WRB. Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. Primera actualización 2007. Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos No. 103. FAO, Roma.

- Felger R. y K. Kindscher. 2010. Trees of the Gila Forest Region, New Mexico. En: W. Norris, R. Felger y K. Kindscher (Eds.). Proceedings of the Second Natural History of the Gila Symposium October 16-18, 2008. Western New Mexico University. Silver City, New Mexico. The New Mexico Botanist Special Issue No. 2. Pp. 38-66.
- Fenn, M. E., L. I. de Bauer y T. Hernandez-Tejeda. 2002. Summary of air pollution impacts on forests in the Mexico City Air Basin. En: M. E. Fenn, L. I. de Bauer y T. Hernandez-Tejeda (Eds.). Urban air pollution and forests: resources at risk in the Mexico City Air Basin. Springer. New York. Pp. 337-355.
- Ferreira, L. V. y W.F. Laurance. 1997. Effects of Forest Fragmentation on Mortality and Damage of Selected Trees in Central Amazonia. *Conservation Biology* 11 (3): 797-801
- Flores, L. y J. R. Alcalá. 2010. Manual de Procedimientos Analíticos. Laboratorio de Física de Suelos. Instituto de Geología, UNAM. 56 pp.
- Forrester, D. I., J. Bausch y A. L. Cowie. 2005. On the success and failure of mixed-species tree plantations: lessons learned from a model system of *Eucalyptus globulus* and *Acacia mearnsii*. *Forest Ecology and Management* 209: 147-155
- Fox, B. J., J. E., Taylor, M. D. Fox y C. Williams. 1997. Vegetation changes across edges of rainforest remnants. *Biological Conservation* (82): 1-13
- Frazer, G. W., Canham, C. D. y Lertzman, K. P. 1999. Gap Light Analyzer (GLA): Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs, users manual and program documentation. Copyright © 1999: Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, and the Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York.
- Frazer, G. W., R. A. Fournier, J. A. Trofymow y R. J. Hall. 2001. A comparison of digital and film fisheye photography for analysis of forest canopy structure and gap light transmission. *Agricultural and Forest Meteorology* 109: 249-263
- Gallardo, S. A. 2003. Estudio de factibilidad para la instalación de una planta productora y comercializadora de productos de capulín (*Prunus serotina* var. *capuli*) en el Municipio de Huejotzingo, Puebla. Tesis de Licenciatura (Ingeniería Agroindustrial). Universidad Autónoma Chapingo. Texcoco, México. 77 pp
- Gann, G. D. y D. Lamb. 2006. La restauración ecológica: un medio para conservar la biodiversidad y mantener los medios de vida (versión 1.1). Society for Ecological Restoration (SER) International, Tucson, Arizona, EE.UU. y IUCN, Gland, Suiza. En: https://www.ser.org/pdf/Global_Rationale_Spanish.pdf, [consulta: 29 de diciembre de 2010]
- Gap Light Analyzer. Version 2.0. Copyright © 1999. Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, CANADA-Institute of Ecosystems Studies (IES), Millbrook, New York, USA. <http://www.ecostudies.org/gla/>
- García-Palomo, A., J. J. Zamorano, C. López-Miguel, A. Galván-García, V. Carlos-Valerio, R. Ortega y J. L. Macías. 2008. El arreglo morfoestructural de la Sierra de Las Cruces, México central. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas* 25(1): 158-178

- Gascon, C., Williamson, G. B. y Fonseca, G. A. B. 2000. Receding forest edges and vanishing reserves. *Science* 288: 1356-1358
- GDF (Gobierno del Distrito Federal). 2000. Manual Técnico para Establecimiento y Manejo Integral de las Áreas Verdes Urbanas del Distrito Federal. Tomo I. 236 pp
- GDF (Gobierno del Distrito Federal). 2001. Manual Técnico para Establecimiento y Manejo Integral de las Áreas Verdes Urbanas del Distrito Federal. Tomo II. 239 pp
- GODF (Gaceta Oficial del Distrito Federal). 2009. Decreto por el que se declara “Área de Valor Ambiental del Distrito Federal”, con la categoría de barranca a la “Barranca de Tarango”. En: <http://www.consejeria.df.gob.mx/gaceta/index>, [consulta: 1 de febrero de 2010]
- GODF (Gaceta Oficial del Distrito Federal). 2011a. Decreto que contiene el Programa Delegacional de Desarrollo Urbano de la Delegación Álvaro Obregón. En: <http://www.consejeria.df.gob.mx/uploads/gacetas/4dc89515c83da.pdf>, [consulta: 24 de noviembre de 2011]
- GODF (Gaceta Oficial del Distrito Federal). 2011b. Decreto que deroga el decreto por el que se declara como Área de Valor Ambiental del Distrito Federal con la categoría de barranca a la Barranca de Tarango ubicada en la Delegación Álvaro Obregón, únicamente por los inmuebles que se indican. En: <http://www.consejeria.df.gob.mx/gaceta.php?gaceta=3420>, [consulta: 26 de febrero de 2011]
- GODF (Gaceta Oficial del Distrito Federal). 2012. Decreto que deroga el decreto por el que se declaró como Área de Valor Ambiental del Distrito Federal con la categoría de barranca a la Barranca de Tarango ubicada en la Delegación Álvaro Obregón, respecto de los inmuebles que se indican. En: <http://www.consejeria.df.gob.mx/gaceta.php?gaceta=3872>, [consulta: 8 de octubre de 2012]
- Gómez-Cirilo, G. Y. 2010. Establecimiento de plántulas de *Quercus glaucooides* en un pastizal degradado. Tesis de Licenciatura (Biología), UNAM. México, D.F. 48 pp
- Gorchov, D. L. y D. E. Trisel. 2003. Competitive effects of the invasive shrub, *Lonicera maackii* (Rupr.) Herder (Caprifoliaceae), on the growth and survival of native tree seedlings. *Plant Ecology* 166: 13-24
- Gordon, D. R., J. M. Welker, J. W. Menke y K. J. Rice. 1989. Competition for soil water between annual plants and blue oak (*Quercus douglasii*) seedlings. *Oecologia* 79: 533-541
- Gottle, A. y E. N. Sene. 1997. Funciones protectoras y ambientales de los bosques. FAO. En: <http://www.fao.org/docrep/w6251s/w6251s06.htm>, [consulta: 4 de abril de 2012]
- Guerra-Martínez, F. 2012. Caracterización ecológica del bosque de encino de la Barranca de Tarango, México, D.F.: propuesta con miras a su restauración ecológica. Tesis de Maestría, Posgrado en Ciencias Biológicas, UNAM. México, D.F.
- Guisande G., C., A. Vaamonde y A. Barreiro. 2011. Tratamiento de datos con R, Estadística y SPSS. Ediciones Díaz de Santos, España. 978 pp
- Gurrutxaga, M. y P. J. Lozano. 2010. Causas de los procesos territoriales de fragmentación de hábitats. *Lurralde* 33: 147-158

- Haase, D. L. y R. Rose. 1992. Moisture stress and root volume influence transplant shock: preliminary results. En: Ecology and Management of Oak and Associated Woodlands. USDA FS Rocky Mountains For. Res. Exp. Stn. Report RM-218. Pp. 201-206.
- Hartman, K. M. y B. C. McCarthy. 2004. Restoration of a Forest Understory After the Removal of an Invasive Shrub, Amur Honeysuckle (*Lonicera maackii*). *Restoration Ecology* 12(2): 154-165
- Hernández-García, C. I. 2011. Restauración ecológica de la Barranca Tarango, mediante la reintroducción de la especie *Quercus rugosa* Neé. Tesis de Maestría, Posgrado en Ciencias Biológicas, UNAM. México, D.F. 108 pp
- Herrerías, D. Y. y J. Benítez-Malvido. 2005. Consecuencias de la fragmentación de los ecosistemas. En: O. Sánchez, E. Peters, R. Márquez-Huitzil, E. Vega, G. Portales, M. Valdez y D. Azuara (Eds.). Temas sobre restauración ecológica. Diplomado en Restauración Ecológica. Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT). México, D.F. Pp. 113-126.
- Hobbs, R. J., L. R. Walker y J. Walker. 2007. Integrating Restoration and Succession. En: L. R. Walker, J. Walker y R. J. Hobbs (Eds.). Linking restoration and ecological succession. Springer. New York. Pp. 168-179.
- Hough, A. F. 1960. Silvical characteristics of black cherry (*Prunus serotina*). Station Paper No. 139. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station. Upper Darby, PA: U.S. 26 pp
- Huddle, J. A. y S. G. Pallardy. 1996. Effects of soil and stem base heating on survival, resprouting and gas exchange of *Acer* and *Quercus* seedlings. *Tree Physiology* 16: 583-589
- Humphrey, S., J. Loh y S. Goldfinger (Eds.). 2008. Informe Planeta Vivo 2008. WWF, Gland, Switzerland. 45 pp
- Hunt, R. 1990. Basic growth analysis: Plant growth analysis for beginners. Unwin Hyman. London. 112 pp
- Husch, B. 1954. The Regeneration of *Prunus serotina* in Northwestern Pennsylvania Following Cutting. *Ecology* 35(1): 11-17
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 1977a. Carta edafológica E14A39, escala 1:50000.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 1977b. Carta de uso de suelo y vegetación E14A39, escala 1:50000.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2010. Sistema de consulta de especies y productos agropecuarios, forestales y pesqueros. En: <http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/espanol/metodologias/censos/cepafo/default.asp?c=17069&s=est>, [consulta: 11 de junio de 2010]
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2012. Censo de población y vivienda 2010 de los Estados Unidos Mexicanos. En: <http://www.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/default.aspx?e=9>, [consulta: 20 de marzo de 2012]

- INIFAP-SEMARNAT. 2010. Manual que establece los Criterios Técnicos para el Aprovechamiento Sustentable de Recursos Forestales no Maderables de Clima Templado-Frío. En: http://www.semarnat.gob.mx/informacionambiental/publicaciones/Publicaciones/Manual_Climate%20Templado-Fr%C3%ADo.pdf, [consulta: 18 de noviembre de 2010]
- Jarčuška, B., S. Kucbel y P. Jaloviar. 2010. Comparison of output results from two programmes for hemispherical image analysis: Gap Light Analyser and WinScanopy. *Journal of Forest Science* 56(4): 147-153
- Jim, C. Y. 1987. The status and prospects of urban trees in Hong Kong. *Landscape Urban Planning* 14: 1-20
- Jim, C. Y. 2004. Evaluation of Heritage Trees for Conservation and Management in Guangzhou City (China). *Environmental Management* 33(1): 74-86
- JMP. Version 8.0. Copyright © 2008. SAS Institute Inc., Cary, NC., USA. <http://www.jmp.com>
- Juhász, M., I. Bagi y Z. Csintalan. 2009. The critical effect of drought stress on the invading features of bird cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) during dispersion stage on a sand-dune area in Hungary. *Cereal Research Communications* 37: 553-556
- Kapos, V., E. Wandelli, J. L. Camargo y G. Ganade. 1997. Edge-related Changes in Environment and Plant Responses Due to Forest Fragmentation in Central Amazonia. En: W. F. Laurance y R. O. Bierregaard, Jr. (Eds.). *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. Pp. 33-44.
- Konijnendijk, C. C., K. Nilsson, T. B. Randrup y J. Schipperijn. 2005. Introduction. En: C. C. Konijnendijk, K. Nilsson, T. B. Randrup y J. Schipperijn (Eds.). *Urban forests and trees*. Springer. Pp. 1-5.
- Krohne, D. T. 2001. *General ecology*. 2a ed. Pacific Grove, EU. 512 pp
- Laurance, W. F. 1991. Edge effects in tropical forest fragments: application of a model for the design of nature reserves. *Biological Conservation* 57: 205-219
- Löf, M., D. Rydberg y A. Bolte. 2006. Mounding site preparation for forest restoration: Survival and short term growth response in *Quercus robur* L. seedlings. *Forest Ecology and Management* 232: 19-25
- López-Barrera, F. 2003. Edge effects in a forest mosaic: implications for oak regeneration in the Highlands of Chiapas, Mexico. Tesis de Doctorado. University of Edinburgh. 238 pp
- López-Barrera, F. 2004. Estructura y función en bordes de bosques. *Ecosistemas* 13(1): 67-77
- López-Barrera, F. y A. Newton. 2005. Edge type effect on germination of oak tree species in the Highlands of Chiapas, Mexico. *Forest Ecology and Management* 217: 67-79
- López-Barrera, F., R. H. Manson, M. González-Espinosa y A. C. Newton. 2006. Effects of the type of montane forest edge on oak seedling establishment along forest-edge-exterior gradients. *Forest Ecology and Management* 225: 234-244
- Lovejoy, T. E., R. O. Bierregaard, Jr., A. B. Rylands, J. R. Malcolm, C. E. Quintela, L. H. Harper, K. S. Brown, Jr., A. H. Powell, G. V. N. Powell, H. O. R. Schubart y M. B. Hays. 1986. Edge and

other effects of isolation on Amazon forest fragments. En: M. E. Soulé (Ed.). Conservation biology: the science of scarcity and diversity. Sinauer, Sunderland. Pp. 257-325.

- Luévano-Arroyo A. E. 2012. Regeneración natural de plántulas de encino *Quercus* spp. en un área conservada de la Barranca de Tarango. Tesis de Licenciatura (Biología). Facultad de Estudios Superiores Iztacala, UNAM. Edo. de México.
- Maass, J. M., J. M. Vose, W. T. Swankb y A. Martinez-Yrizar. 1995. Seasonal changes of leaf area index (LAI) in a tropical deciduous forest in west Mexico. *Forest Ecology and Management* 74: 171-180
- Malo, J. E. y C. Mata. 2011. Actuaciones para minimizar los efectos sobre la fauna. En: F.,Valladares, L. Balaguer, I. Mola, A. Escudero y V. Alfaya (Eds.). Restauración ecológica de áreas afectadas por infraestructuras de transporte. Bases científicas para soluciones técnicas. Fundación Biodiversidad, Madrid, España. Pp: 213-240.
- Márquez-Huitzil, R. 2005. Fundamentos teóricos y convenciones para la restauración ecológica: aplicación de conceptos y teorías a la resolución de problemas en restauración. En: O. Sánchez, Peters E., Márquez-Huitzil R., Vega E., Portales G., Valdez M. y D. Azuara (Eds.). Temas sobre restauración ecológica. Diplomado en Restauración Ecológica. Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT). México, D.F. Pp. 159-168.
- Martín, J. F., S. de Alba y F. Barbero. 2011. Consideraciones geomorfológicas e hidrológicas. En: F.,Valladares, L. Balaguer, I. Mola, A. Escudero y V. Alfaya (Eds.). Restauración ecológica de áreas afectadas por infraestructuras de transporte. Bases científicas para soluciones técnicas. Fundación Biodiversidad, Madrid, España. Pp. 43-72.
- Martínez, E. 1996. La restauración ecológica. *Ciencias* 43: 56-59
- Martínez, G. L. 2008. Árboles y áreas verdes urbanas de la Ciudad de México y su zona metropolitana. CONABIO - Fundación Xochitla, A.C. México. 549 pp
- Maurer, A. B. 2006. Ecological restoration from a macroscopic perspective. En: D. A. Falk, M. A. Palmer y J. B. Zedler (Eds.). Foundations of restoration ecology. Washington, D. C. Pp. 303-314.
- McKay, J. K., C. E. Christian, S. Harrison y K. J. Rice. 2005. "How Local Is Local?"- A Review of Practical and Conceptual Issues in the Genetics of Restoration. *Restoration Ecology* 13(3): 432-440
- Meli, P. 2006. Restauración en países en desarrollo. *Ciencias* 83: 54-55
- Mendoza, O. A. 2010. Recuperación de la vegetación de la Barranca Tarango. *Boletín Oikos*= 3: 6-8
- Midgley, J. J. 1996. Why the world's vegetation is not totally dominated by resprout plants; because resprouters are shorter than reseeders. *Ecography* 19(1): 92-95
- Millar, C. I., N. L. Stephenson y S. L. Stephens. 2007. Climate change and forests of the future: managing in the face of uncertainty. *Ecological Applications* 17(8): 2145-2151
- Mitamura, M., Y. Yamamura y T. Nakano. 2009. Large-scale canopy opening causes decreased photosynthesis in the saplings of shade-tolerant conifer, *Abies veitchii*. *Tree Physiology* 29: 137-145

- Mohedano-Caballero, L., V. M. Cetina-Alcalá, A. Chacalo-Hilu, A. Trinidad-Santos y F. González-Cossio. 2005. Crecimiento y estrés post-trasplante de árboles de pino en suelo salino urbano. *Revista Chapingo. Serie horticultura* 11(1): 43-50
- Montagnini, F. 2005. Selecting tree species for plantation. En: S. Mansourian, D. Vallauri y N. Dudley (Eds.). *Forest restoration in landscapes: beyond planting trees*. Springer-WWF. New York. Pp. 262-268.
- Morin, P. J. 1999. *Community Ecology*. Wiley-Blackwell. 424 pp
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58-62
- Mussche, S., R. Samson, L. Nachtergale, A. De Schrijver, R. Lemeur y N. Lust. 2001. A Comparison of Optical and Direct Methods for Monitoring the Seasonal Dynamics of Leaf Area Index in Deciduous Forests. *Silva Fennica* 35(4): 373-384
- Nascimento, A. R. T., Fagg J. M. F. y Fagg C. W. 2007. Canopy openness and LAI estimates in two seasonally deciduous forests on limestone outcrops in central Brazil using hemispherical photographs. *Árvore* 31(1): 167-176
- National Research Council. 1992. *Restoration of aquatic ecosystems: science, technology and public policy*. National Academy Press Washington, D.C. 552 pp
- Nava-Cruz, Y., M. Maass-Moreno, O. Briones-Villareal y I. Méndez-Ramírez. 2007. Evaluación del efecto de borde sobre dos especies del bosque tropical caducifolio de Jalisco, México. *Agrociencia* 41: 111-120
- Navarro, R. M., M. Sánchez, J. Gómez, A. García-Ferrer, R. Hernández y S. Lanjeri. 2010. Aplicación de imágenes LIDAR para la estimación del índice de superficie foliar (LAI) en encinas [*Quercus ilex* L. subsp. *ballota* (Desf.) Samp.]. *Forest Systems* 19(1): 61-69
- Nixon, K. C. 1993. El género *Quercus* en México. En: T. P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot y J. Fa (Ed.). *Diversidad Biológica de México: orígenes y distribución*. Oxford University Press. Pp. 435-447.
- Norris, J. E. 2005. Root reinforcement by hawthorn and oak roots on a highway cut-slope in Southern England. *Plant and Soil* 278: 43-53
- Nowak, D. J., J. R. McBride y R. A. Beatty. 1990. Newly planted street tree growth and mortality. *Journal of Arboriculture* 16(5): 124-129
- Olivera, D. 2009. Evaluación de la infectividad de los hongos micorrizógenos arbusculares en un bosque de encino en la Cuenca del Río Magdalena y su uso como herramienta en la restauración ecológica. Tesis de Maestría, Posgrado en Ciencias Biológicas, UNAM. México, D.F. 75 pp
- Paciencia, M. L. B. y E. J. Prado. 2004. Efeitos de borda sobre a comunidade de pteridófitas na Mata Atlântica da região de Una, sul da Bahia, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 27(4): 641-653

- Pairon, M., O. Chabrierie, C. Mainer, A. Jacquemart. 2006. Sexual regeneration traits linked to black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) invasiveness. *Acta Oecologica* 30: 238-247
- Palmer, M. A., D. A. Falk y J. B. Zedler. 2006. Ecological theory and restoration ecology. En: D. A. Falk, M. A. Palmer y J. B. Zedler (Eds.). *Foundations of restoration ecology*. Washington, D. C. Pp. 1-10.
- PAOT (Procuraduría Ambiental y del Ordenamiento Territorial del D.F.). 2010a. Actualización estadístico espacial como fuente de un ordenamiento territorial en la región de la zona sur de la Ciudad de México, en las delegaciones Cuajimalpa de Morelos, Álvaro Obregón, Milpa Alta, Tlalpan y Xochimilco. 91 pp. En: <http://www.paot.org.mx/centro/ceidoc/archivos/pdf/EOT-11-2010.pdf>, [consulta: 28 de junio de 2011]
- PAOT (Procuraduría Ambiental y del Ordenamiento Territorial del D.F.). 2010b. Ocupación irregular y riesgo socio-ambiental en barrancas de la Delegación Álvaro Obregón, Distrito Federal. 71 pp. En: <http://www.paot.org.mx/centro/ceidoc/archivos/pdf/EOT-04-2010.pdf>, [consulta: 7 de octubre de 2012]
- PEDAO (Portal Electrónico de la Delegación Álvaro Obregón). 2010. Situación geográfica. En: <http://www.aobregon.df.gob.mx/delegacion/geografia/sitgeo.html>, [consulta: 5 de febrero de 2010]
- Piotto, D., E. Viquez, F. Montagnini, M. Kanninen. 2004. Pure and mixed forest plantations with native species of the dry tropics of Costa Rica: a comparison of growth and productivity. *Forest Ecology and Management* 190: 359-372
- Pisanty, I, M. Mazari y E. Ezcurra. 2009. El reto de la conservación de la biodiversidad en zonas urbanas y periurbanas. En: R. Dirzo, R. González e I. J. March (Comps). *Capital Natural de México*, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F. Pp. 719-759.
- Promis-Baeza, A. A. 2009. Natural Small-Scale Disturbances and Below-Canopy Solar Radiation Effects on the Regeneration Patterns in a *Nothofagus betuloides* Forest- A Case Study from Tierra del Fuego, Chile. Tesis de Doctorado, Albert-Ludwigs-Universität. Alemania. 186 pp.
- Raftoyannis, Y., K. Radoglou y G. Halivopoulos. 2006. Ecophysiology and survival of *Acer pseudoplatanus* L., *Castanea sativa* Miller. and *Quercus frainetto* Ten. seedlings on a reforestation site in northern Greece. *New Forests* 31: 151-163
- Ramírez-Contreras, A. y D. A. Rodríguez-Trejo. 2009. Plantas nodriza en la reforestación con *Pinus hartwegii* Lindl. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 15(1): 43-48
- Régent Instruments Inc., 2002. WinScanopy 2002a for Canopy Analysis. Copyright Régent Instruments Inc. Canada.
- Rey-Benayas, L. M. 1998. Growth and survival in *Quercus ilex* L. seedlings after irrigation and artificial shading on Mediterranean set-aside agricultural land. *Annals of Forest Science* 55: 801-807
- Rey-Benayas, J. M., T. Espigares y P. Castro-Díez Source. 2003. Simulated effects of herb competition on planted *Quercus faginea* seedlings in Mediterranean abandoned cropland. *Applied Vegetation Science* 6(2): 213-222

- Rey-Benayas, J. M., A. Fernández y A. Aubenau. 2007. Clipping herbaceous vegetation improves early performance of planted seedlings of the Mediterranean shrub *Quercus coccifera*. *Web Ecology* 7: 120-131
- Ricketts, T. H. 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *The American Naturalist* 158: 87-99
- Robison, S. A. y B. C. McCarthy. 1999. Potential Factors Affecting the Estimation of Light Availability Using Hemispherical Photography in Oak Forest Understories. *Journal of the Torrey Botanical Society* 126(4): 344-349
- Rodríguez, L. M. y E. J. Cohen (Eds.). 2003. Guía de árboles y arbustos de la zona metropolitana de la ciudad de México. UAM-GDF. México, D.F. 380 pp
- Rodríguez-Trejo, D. A. 2006. Notas sobre el diseño de plantaciones de restauración. *Revista Chapingo. Serie ciencias forestales y del ambiente* 12(2): 111-123
- Romero, S., E. C. Rojas y M. Aguilar. 2002. El Género *Quercus* (Fagaceae) en el Estado de México. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 89: 551-593
- Rozas, O. V. 2005. Estrategias de establecimiento, crecimiento y tolerancia a la sombra en un bosque caducifolio maduro de la Cornisa Cantábrica. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 20: 105-109
- Rubio, E., A. Vilagrosa, J. Cortina y J. Bellot. 2001. Modificaciones morfofisiológicas en plántulas de *Pistacia lentiscus* y *Quercus rotundifolia* como consecuencia del endurecimiento hídrico en vivero. Efectos sobre supervivencia y crecimiento en campo. En: III Congreso Forestal Español. Pp. 527-532.
- Rubio-Licon, L. E. 2009. Reintroducción experimental de *Quercus candicans* Née (Fagaceae) en Chapa de Mota, Estado de México. Tesis de Maestría, Posgrado en Ciencias Biológicas, UNAM. México, D.F. 135 pp
- Rzedowski, J. 1981. La vegetación de México. Limusa, México, D.F. 342 pp
- Rzedowski, J. y G. Calderón. 2005. Familia Rosaceae. *Flora del Bajío y de Regiones Adyacentes* 135: 1-157
- Rzedowski, G. C. de y J. Rzedowski. 2005. Flora fanerogámica del Valle de México. INECOL, A.C. y CONABIO. Michoacán. 1406 pp
- Saunders, D. A., R. J. Hobbs y C. R. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18-32
- SER (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group). 2004. Principios de SER International sobre la restauración ecológica. En: <http://www.ser.org> y Tucson: Society for Ecological Restoration International.
- Siebe, C., R. Jahn y K. Stahr. 2006. Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en el campo. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo A.C., Chapingo, México. 70 pp

- Silva, J. S. y F. C. Rego. 2004. Root to shoot relationships in Mediterranean woody plants from Central Portugal. *Biología* 59/Suppl. 13: 1-7
- Sizer, N. y E. V. J. Tanner. 1999. Responses of woody plant seedlings to edge formation in a lowland tropical rainforest, Amazonia. *Biological Conservation* 91: 135-142
- SMAGDF (Secretaría del Medio Ambiente del Gobierno del Distrito Federal). 2010. Sistema de Información de Barrancas. En: <http://www.sma.df.gob.mx/barrancas/>, [consulta: 2 de febrero de 2010]
- SMAGDF (Secretaría del Medio Ambiente del Gobierno del Distrito Federal). 2012. El portal de Áreas verdes urbanas de la Secretaría del Medio Ambiente. En: http://www.sma.df.gob.mx/avu/index.php?option=com_content&view=article&id=65&Itemid=79, [consulta: 16 de octubre de 2012]
- SMN (Servicio Meteorológico Nacional). 2011. Estaciones Meteorológicas del Distrito Federal. En: http://smn.cna.gob.mx/index.php?option=com_content&view=article&id=42&Itemid=28, [consulta: 24 de noviembre de 2011]
- SMN (Servicio Meteorológico Nacional). 2012. Registro de precipitación del Distrito Federal. En: http://smn.cna.gob.mx/index.php?option=com_content&view=article&id=12&Itemid=77, [consulta: 01 de octubre de 2012]
- Spetich, M. A., D. C. Dey, P. S. Johnson y D.L. Graney. 2002. Competitive capacity of *Quercus rubra* L. planted in Arkansas Boston Mountains. *Forest Science* 48(3): 504-517
- StatSoft, Inc. 2004. STATISTICA (data analysis software system), version 7.0. <http://www.statsoft.com>
- Suárez, L. 1998. La fragmentación de los bosques y la conservación de los mamíferos. Pp. 83-92. En: D. Tirira (Ed.), *Biología, sistemática y conservación de los mamíferos del Ecuador*. Memorias. Museo de Zoología. Centro de Biodiversidad y Ambiente. Pontificia Universidad Católica del Ecuador. Publicación Especial 1. Quitotorres.
- Supervía Poniente 2012. Portal de transparencia sobre la Supervía Poniente. En <http://supervia.mx/el-proyecto/>, [consulta: 16 de abril de 2012]
- Tijerina, L. Relaciones suelo-agua-planta-atmósfera. 1999. En: Editores, C. Siebe, H. C. Rodarte, G. Toledo, J. Etchevers y C. Oleschko. *Conservación y Restauración de Suelos*. Programa Universitario del Medio Ambiente (PUMA), UNAM. Pp. 115-139.
- TLALPAN.info. 2011. Blog del tlalpense preocupado por siempre tener a su servidor bajo la vista. En: <http://tlalpan.info/?tag=tarango>, [consulta: 26 de septiembre de 2011]
- Torres, A. 2010. Efectos de la construcción de una autopista sobre una población de avutardas: Influencia en la distribución espacial y efectos en la abundancia y la productividad. Tesis de Máster. Posgrado en Ecología. UAM, Madrid, España. 40 pp
- Transparencia DF. 2011. Portal de transparencia sobre la autopista urbana. En <http://www.transparenciaautopistaurbana.df.gob.mx/index.html>, [consulta: 12 de septiembre de 2011]

- Trichon, V., J. M. N. Walter y Y. Laumonier. 1998. Identifying spatial patterns in the tropical rain forest structure using hemispherical photographs. *Plant Ecology* 137: 227-244
- Turner, I. M. 1996. Species Loss in Fragments of Tropical Rain Forest: A Review of the Evidence. *Journal of Applied Ecology* (33) 2: 200-209
- Turton, S. M. y H J. Freiburger. 1997. Edge and Aspect Effects on the Microclimate of a Small Tropical Forest Remnant on the Atherton Tableland, Northeastern Australia. En: W. F. Laurance y R. O. Bierregaard, Jr. (Eds.). *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. Pp. 45-54.
- Tyrväinen, L., S. Pauleit, K. Seeland y S. De Vries. 2005. Benefits and uses of urban forests and trees. En C. C. Konijnendijk, K. Nilsson, T. B. Randrup y J. Schipperijn (Eds.). 2005. *Urban forests and trees*. Springer. Pp. 81-114.
- Urbanska K. M., N. R. Webb y P. J. Edwards. 1997. Why restoration? En: K. M. Urbanska, N. R. Webb y P. J. Edwards (Eds.). *Restoration ecology and sustainable development*. Cambridge, Inglaterra. Pp. 3-7.
- Valencia, S. 2004. Diversidad del género *Quercus* (Fagaceae) en México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 75: 33-53
- Valencia, S., M. Gómez-Cárdenas y F. Becerra-Luna. 2002. Catálogo de encinos del estado de Guerrero, México. Libro Técnico No. 1. INIFAP. México. 180 pp
- Valkonen, S. 2008. Survival and growth of planted and seeded oak (*Quercus robur* L.) seedlings with and without shelters on field afforestation sites in Finland. *Forest Ecology and Management* 255: 1085-1094
- Valladares, F. 2006. La disponibilidad de luz bajo el dosel de los bosques y matorrales ibéricos estimada mediante fotografía hemisférica. *Ecología* 20: 11-30
- Valle-Díaz, O. I. 2009. Desempeño de *Ceiba aesculifolia* y *Quercus castanea* en un gradiente altitudinal y de aspecto de la ladera en un sitio adyacente a una zona urbana. Tesis de Maestría, Posgrado en Ciencias Biológicas, UNAM. Morelia, Michoacán. 51 pp
- van den Berg E. y F. A. M. Santos. 2003. Aspectos da variação ambiental em uma floresta de galeria em Itutinga, MG, Brasil. *Ciência Florestal* 13(2): 83-98
- Vázquez-Yanes, C. y A. I. Batis. 1996. La restauración de la vegetación, árboles exóticos vs. árboles nativos. *Ciencias* 43: 16-23
- Vázquez-Yanes, C., A. I. Batis Muñoz, M. I. Alcocer Silva, M. Gual Díaz y C. Sánchez Dirzo. 1999. Árboles y arbustos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación. Reporte técnico del proyecto J084. CONABIO - Instituto de Ecología, UNAM.
- Ventura-González, N. 2012. Fenología de una zona conservada de bosque en la Barranca de Tarango, Distrito Federal, México. Tesis de Licenciatura (Biología). Facultad de Estudios Superiores Iztacala, UNAM. Edo. de México.
- Verdaguer, D. y M. Molinas. 1992. Anatomía y caracterización del sistema radicular del alcornoque. *Scientia gerundensis* 18: 39-51

- Visión Solidaria A.C. 2007. Diagnóstico socio-ambiental de la Barranca Guadalupe: 2007. En: Memoria del Taller "Barrancas urbanas: Soluciones a la problemática ambiental y opciones de financiamiento". Instituto Nacional de Ecología. En: http://www.ine.gob.mx/descargas/dgipea/pon_barranca_poniente_cd_mex.pdf, [consulta: 18 de enero de 2012]
- Vogel, W. G. 1989. Results of planting oaks on coal surface-mined lands. En: J. W. Van Sambeek y M. M. Larson (Eds.). Fourth workshop on seedling physiology and growth problems in oak plantings. Columbus, Ohio. USA (Resumen). Department of Agriculture, Forest Service, North Central Forest Experiment Station: 19.
- Walker, L. R., J. Walker y R. del Moral. 2007. Forging a new alliance between succession and restoration. En: L. R. Walker, J. Walker y R. J. Hobbs (Eds.). Linking restoration and ecological succession. Springer, New York. Pp. 1-18.
- Weesies, G. A. 1998. K Factor: Soil Erodibility. En: T. J. Toy, G. R. Foster y J. R. Galetovic (Eds.). Guidelines for the Use of the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) Version 1.06 on Mined Lands, Construction Sites, and Reclaimed Lands. Pp. 3-1 - 3-12.
- Whitmore, T. C. N. D. Brown, M. D. Swaine, D. Kennedy, C. I. Goodwin-Bailey y W. K. Gong. 1993. Use of Hemispherical Photographs in Forest Ecology: Measurement of Gap Size and Radiation Totals in a Bornean Tropical Rain Forest. *Journal of Tropical Ecology* 9(2): 131-151
- Wilcove, D. S., C. H. McLellan y A .P. Dobson. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. En: M. E. Soulé (Ed.). Conservation biology: the science of scarcity and diversity. Sinauer, Sunderland. Pp. 237-526.
- Williams-Linera, G., R. H. Manson y E. Isunza. 2002. La fragmentación del bosque mesófilo de montaña y patrones de uso del suelo en la región oeste de Xalapa, Veracruz, México. *Madera y Bosques* 8(1): 73-89
- Zamora, R. R. 2002. La restauración ecológica: una asignatura pendiente. *Ecosistemas* 11 (1): 19-22
- Zavala, F. 2000. El fuego y la presencia de encinos. *Ciencia Ergo Sum* 7 (3): 269-276
- Zorrilla, M. 2005. La influencia de los aspectos sociales sobre la alteración ambiental y la restauración ecológica. En: O. Sánchez, E. Peters, R. Márquez-Huitzil, E. Vega, G. Portales, M. Valdez y D. Azuara (Eds.). Temas sobre restauración ecológica. Diplomado en Restauración Ecológica. Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT). México, D.F. Pp. 31-43.

ANEXO 1

Evaluación edafocológica

INFORMACIÓN ACERCA DE LA LOCALIDAD

- Perfil número: 1
- Sitio: zona abierta.
- Clasificación del suelo: Regosol háplico (téfrico).
- Fecha de la descripción: 20 de agosto de 2010.
- Autor: Chávez García Elizabeth y Guerra Martínez Francisco de Jesús.
- Localización: Parque Tarango, Delg. Álvaro Obregón, Cd. de México.
- Coordenadas: 19° 20' 39.1", 99° 15' 14.0"
- Unidad de paisaje: Dorso de ladera.
- Forma del terreno: superficie plana y perfil cóncavo (LC).
- Pendiente: moderadamente inclinado (3°).
- Exposición: SW
- Uso del suelo o vegetación: Bosque perturbado.
- Clima: de templado subhúmedo con lluvias en verano [C(W)] a semifrío subhúmedo con lluvias en verano [C(E)(w)].
- Temperatura máxima: 24.3°
- Temperatura Mínima: 7.6 °C
- Precipitación media anual: 822.2 mm.
- Estado del tiempo: lluvia de fuerte a extremadamente fuerte (mayor a 75 mm/h) en los últimos días.
- Condiciones meteorológicas al momento de la descripción: soleado.

INFORMACIÓN GENERAL ACERCA DEL SUELO

- Material parental: Cenizas y tobas volcánicas
- Drenaje natural: de moderado a bueno.
- Condiciones de humedad en el perfil: de fresca a mojada.
- Profundidad del manto freático: desconocida.
- Presencia de rocas superficiales: no.
- Evidencia de erosión: Hídrica de tipo laminar y de flujo concentrado (presencia de cárcavas a unos metros del perfil).
- Presencia de sales o soda: ninguna
- Influencia humana: Tránsito local de personas cerca del perfil, compactación.

DESCRIPCIÓN BREVE DEL PERFIL

Perfil poco profundo, con drenaje de moderado a bueno, de color pardo grisáceo muy oscuro, pardo oscuro y pardo amarillento oscuro en sus diferentes horizontes. Con baja pedregosidad (>2%). Desarrollo de estructura de débil (primer horizonte) a moderada (segundo a cuarto horizonte), con agregados de tipo subangular (primeros tres horizontes) y angular (último horizonte), de tamaños medios y gruesos que rompen a finos y medios, respectivamente. La estabilidad de los agregados es de moderada (sólo en el primer horizonte) a media-moderada. Con respecto a los poros, éstos fueron de comunes a muchos en el primer horizonte mineral y pocos a comunes en los siguientes, encontrando formas intersticiales, vesiculares y tubulares principalmente, tanto exped como inped. Con respecto a los rasgos pedológicos, no se encontraron cutanes y hubo una ligera presencia de aluminio activo en el

segundo y cuarto horizontes, la cual se podría interpretar como nula, pero esto se contrapone con el origen volcánico de estos suelos, lo cual llevaría a pensar que han pasado por un proceso de degradación por influencia antrópica o que ya pasó la fase iónica coloidal. La densidad de raíces es regular (media en los primeros dos horizontes minerales y baja en los dos siguientes), siendo la densidad mayor en los primeros 12 cm.

DESCRIPCIÓN DETALLADA DEL PERFIL

Ah1	0-7 cm	Color pardo grisáceo muy oscuro (10YR 3/2), textura franco-limosa fina, contenido de materia orgánica de 1.8%, ligeramente ácido (pH 6.5 en agua), con alto contenido de humedad (fresca, pF: 3), estructura subangular en bloques de clase media, de grado débil a moderado que rompe en subangular en bloques de clase fina, de grado débil a moderado, pedregosidad mayor de 2%, con poros exped, intersticiales y vesiculares (pocos) de comunes a muchos, de muy finos a finos. Densidad aparente de $1.4 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$. Densidad de raíces mediana, con límite claro y uniforme.
Ah2	7-10/12 cm	Color pardo oscuro (10YR 3/3), textura franco-arcillosa, contenido de materia orgánica de 1.8%, ligeramente ácido (pH 6.5 en agua), con alto contenido de humedad (fresca, pF: 3), estructura subangular en bloques de clase media a gruesa, de grado moderado que rompe en subangular en bloques de clase fina de grado moderado, pedregosidad mayor de 2%, con poros inped, de finos a medianos, tubulares e intersticiales. Densidad aparente de $1.4 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$. Densidad de raíces mediana, con límite claro y ondulado.
BC1	10/12-23/25 cm	Color pardo amarillento oscuro (10YR 3/6), textura arcillo-arenosa, ligeramente ácido (pH 6.5 en agua), con alto contenido de humedad (húmeda, pF: 2), estructura subangular en bloques de clase gruesa, de grado moderado que rompe en subangular en bloques de clase fina a media, de grado moderado, pedregosidad mayor de 2%, con poros inped, finos intersticiales y pocos tubulares. Densidad aparente de $1.5 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$. Densidad de raíces mediana, con límite claro y uniforme.
BC2	23/25-40 cm	Color pardo amarillento oscuro (10YR 4/4), textura arcillo-arenosa, ligeramente alcalino (pH 7 en agua), con alto contenido de humedad (mojada, pF: 1), estructura angular en bloques de clase media, de grado moderado que rompe en subangular en bloques de clase fina a media, de grado moderado, pedregosidad mayor de 2%, con poros inped, tamaño de finos a medianos, comunes, tubulares e intersticiales. Densidad aparente de $1.4 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$. Densidad de raíces baja.

INTERPRETACIÓN DE LAS CARACTERÍSTICAS DEL SUELO

Procesos pedogenéticos dominantes

Los primeros dos horizontes mostraron acumulación de materia orgánica. El tipo de humus fue moder. El pH fue ligeramente ácido. La reserva y disponibilidad de nitrógeno fueron bajas, mientras el abastecimiento de fósforo fue muy bajo. El desarrollo de la agregación (estructura) fue buena. El suelo se clasificó como Regosol háplico (téfrico), dicha clasificación se basó en que el suelo en cuestión presenta un débil desarrollo y no cuenta con horizontes, propiedades o materiales de diagnóstico que permitan diferenciar alguna característica en particular.

Características ecológicas

La totalidad del espacio poroso (VPT) en general fue mediana y no se observó una disminución aparente conforme aumenta la profundidad en el perfil. La capacidad de aireación (CA) fue de media a baja (en los horizontes más profundos) lo cual indicó que no existe

restricción en cuanto a la aireación para la descomposición de la materia orgánica y la disponibilidad de nutrimentos en los primeros centímetros subsuperficiales. La cantidad de agua disponible (dCC) fue baja, esto implica que las plantas podrían tener a su disposición poca agua, lo cual puede provocar que las plantas presenten una condición de estrés hídrico. La capacidad de campo (CC) fue baja, es decir, la cantidad de agua que puede ser retenida contra la fuerza de gravedad.

La conductividad hidráulica (kf) fue mediana, lo cual indica que todos los horizontes minerales descritos transmiten agua y/o aire de manera suficiente y que seguramente gran parte del agua de lluvia se infiltra (debe haber una buena proporción en cuanto a cantidad de poros grandes para dicha infiltración, es decir, que no existan zonas compactadas), lo cual está relacionado con que el drenaje fuera de moderado a bueno puesto que la humedad presente no inhibe el crecimiento de las raíces ni se encontraron características reductoras (relacionadas con exceso de humedad y falta de aire).

La erodabilidad fue media, ya que, hay una buena estabilidad de los agregados, la textura del suelo mostró una mezcla homogénea de las tres partículas primarias (arcillas, limos y arenas), además de la presencia de materia orgánica en los primeros dos horizontes minerales.

La capacidad de intercambio catiónico del suelo (CIC) fue regular (14.4-20.4 cmolc·kg⁻¹), lo que significa que ciertos nutrientes podrían no estar disponibles limitando el desarrollo de la vegetación. El valor del pH señaló que existen las condiciones para permitir la actividad microbiana (*i.e.* para la descomposición de la materia orgánica) y la disponibilidad de nutrimentos.

INFORMACIÓN ACERCA DE LA LOCALIDAD

- Perfil número: 2
- Sitio: zona de borde.
- Clasificación del suelo: Phaeozem háplico (téfrico).
- Fecha de la descripción: 20 de agosto de 2010.
- Autor: Chávez García Elizabeth y Guerra Martínez Francisco de Jesús.
- Localización: Parque Tarango, Delg. Álvaro Obregón, Cd. de México.
- Coordenadas: 19° 20' 55.0", 99° 14' 54.3"
- Unidad de paisaje: Dorso de ladera.
- Forma del terreno: superficie plana y perfil cóncavo (LC).
- Pendiente: moderadamente inclinado (5°).
- Exposición: N
- Uso del suelo o vegetación: Bosque perturbado.
- Clima: de templado subhúmedo con lluvias en verano [C(W)] a semifrío subhúmedo con lluvias en verano [C(E)(w)].
- Temperatura máxima: 24.3°
- Temperatura Mínima: 7.6 °C
- Precipitación media anual: 822.2 mm.
- Estado del tiempo: lluvia de fuerte a extremadamente fuerte (mayor a 75 mm/h) en los últimos días.
- Condiciones metereológicas al momento de la descripción: soleado.

INFORMACIÓN GENERAL ACERCA DEL SUELO

- Material parental: Material retrabajado que viene de las partes más altas.
- Drenaje natural: moderado.
- Condiciones de humedad en el perfil: húmeda.
- Profundidad del manto freático: desconocida.
- Presencia de rocas superficiales: no.
- Evidencia de erosión: Hídrica de tipo laminar (presencia de raíces expuestas).
- Presencia de sales o soda: ninguna
- Influencia humana: Presencia de pastoreo, tránsito local de vehículos a aproximadamente 30 m del perfil y de zona habitacional.

DESCRIPCIÓN BREVE DEL PERFIL

Perfil medianamente profundo, con drenaje moderado, de color pardo muy oscuro. Con baja pedregosidad (0%). Desarrollo de estructura moderada, con agregados de tipo subangulares principalmente, de tamaños medios y gruesos que rompen a finos y medios, respectivamente en ambos horizontes. La estabilidad de los agregados fue alta. Con respecto a los poros, éstos fueron comunes en ambos horizontes minerales, encontrando formas intersticiales y tubulares principalmente, tanto exped como inped. Con respecto a los rasgos pedológicos, no se encontraron cutanes y la reacción al aluminio activo fue negativa. La densidad de raíces fue media en los dos horizontes.

DESCRIPCIÓN DETALLADA DEL PERFIL

Ah1	0-28 cm	Color pardo muy oscuro (10YR 2/2), textura franco-arcillo-limosa, contenido de materia orgánica de 4%, ligeramente ácido (pH 6 en agua), con alto contenido de humedad (húmeda, pF: 2), estructura subangular en bloques de clase media, de grado moderado que rompe en subangular en bloques de clase fina a media, de grado moderado, pedregosidad de 0%, con poros comunes inped-exped, de finos a muy finos, intersticiales. Densidad aparente de 1.06 g·m ⁻³ . Densidad de raíces mediana, raíces de gruesas a medias, con límite claro y ondulado.
Ah2	28-64cm	Color pardo muy oscuro (10YR 2/2), textura franco-arcillo-limosa, contenido de materia orgánica de 4%, ligeramente ácido (pH 6 en agua), con alto contenido de humedad (húmeda, pF: 2), estructura subangular en bloques de clase media a gruesa, de grado moderado que rompe en subangular en bloques de clase media, de grado moderado, pedregosidad de 0%, con poros comunes inped-exped, finos, intersticiales y tubulares. Densidad aparente de 1.38 g·m ⁻³ . Densidad de raíces mediana, raíces medias, con límite claro y ondulado.

INTERPRETACIÓN DE LAS CARACTERÍSTICAS DEL SUELO

Procesos pedogenéticos dominantes

Los dos horizontes descritos mostraron acumulación de materia orgánica. El tipo de humus fue moder. El pH fue ligeramente ácido. La reserva y disponibilidad de nitrógeno fueron bajas, así como el abastecimiento de fósforo. El desarrollo de la agregación (estructura) fue buena. El suelo se clasificó como Phaeozem háplico (téfrico), dicha clasificación se basó en que el suelo en cuestión presenta horizontes oscuros y no cuenta con horizontes, propiedades o materiales de diagnóstico que permitan diferenciar alguna característica en particular.

Características ecológicas

La totalidad del espacio poroso (VPT) fue de mediana a alta y no se observó una disminución aparente conforme aumenta la profundidad en el perfil. La capacidad de aireación (CA) fue media, lo cual indica que no existe restricción en cuanto a la aireación para la descomposición de la materia orgánica y la disponibilidad de nutrientes en los primeros horizontes subsuperficiales. El agua disponible (dCC) fue mediana, esto implica que las plantas pueden tener a su disposición agua suficiente como para no presentar una condición de estrés hídrico. La capacidad de campo (CC) fue mediana, es decir, la cantidad de agua que puede ser retenida contra la fuerza de gravedad es intermedia.

La conductividad hidráulica (kf) fue de mediana a alta, lo cual señala que los primeros horizontes minerales transmiten agua y/o aire de manera eficiente (si no existen zonas compactadas) y que seguramente gran parte del agua de lluvia se infiltra (buena proporción en cuanto a cantidad de poros grandes para dicha infiltración), lo cual está relacionado con que el drenaje fuera moderado, puesto que la humedad presente no inhibe el crecimiento de las raíces ni se encontraron características reductoras (relacionadas con exceso de humedad y falta de aire).

La erodabilidad fue baja ya que hay una buena estabilidad de los agregados, la textura del suelo mostró una mezcla homogénea de las tres partículas primarias (arcillas, limos y arenas), además de la presencia de materia orgánica en los dos horizontes descritos.

La capacidad de intercambio catiónico (CIC) fue de regular a mediana (20 cmolc·kg⁻¹), lo que significa que ciertos nutrientes pueden estar no disponibles limitando el desarrollo de la vegetación. El valor del pH señaló que existen las condiciones para que se den procesos de actividad microbiana (*i.e.* para la descomposición de la materia orgánica) y la disponibilidad de nutrientes.

Evaluación edafocológica

ANÁLISIS DE LOS PARÁMETROS DE SUELO SEGÚN SIEBE *ET AL.* (2006). MANUAL PARA LA DESCRIPCIÓN Y EVALUACIÓN ECOLÓGICA DE SUELOS EN EL CAMPO

- Profundidad fisiológica. Se determinó por medio de la evaluación de la profundidad del perfil, la densidad de raíces y la pedregosidad, ya que la profundidad fisiológica abarca el espesor del suelo en el que pueden desarrollarse las raíces.
- Textura. Se infirió a través de una “prueba al tacto” y siguiendo una clave basada en el moldeado, adhesividad, consistencia, brillantez y granulometría de la muestra.
- Pedregosidad. Se estimó su porcentaje en la pared del perfil a través de la comparación con una lámina.
- Color. Su determinación se realizó por medio de la comparación de muestras humedecidas con tablas de color de Munsell.
- Humedad. La humedad al momento de la descripción se estimó de acuerdo a un cuadro que considera el contenido de agua por medio de una “prueba al tacto”.
- pH. La determinación se realizó agregando una solución de CaCl_2 0.01 M a unos gramos de muestra (1:2.5 relación suelo:solución). Se agitó, se dejó reposar la muestra y se midió el valor del pH con papel indicador.
- Materia orgánica. El contenido de materia orgánica en los horizontes superficiales se estimó con ayuda de un nomograma, considerando la textura, el pH y el color de la muestra en húmedo.
- Estructura. Por medio de comparaciones con diagramas y cuadros se describió la estructura de cada horizonte haciendo referencia a la forma y tipo de los agregados, su tamaño y su grado de desarrollo o agregación.
- Estabilidad de agregados. Se evaluó depositando 10 agregados de entre 3 y 10 mm de diámetro en un recipiente y cubriéndolos con agua. Se rotaron suavemente en la palma de la mano durante 30 segundos. Con esto se evaluó el grado de descomposición de los agregados según un cuadro de estabilidad de los mismos.
- Poros. Su descripción se realizó por medio del uso de una lupa para determinar en una muestra de cada horizonte, su tamaño, abundancia y distribución dentro y fuera de los agregados.
- Densidad aparente. Se determinó por medio de la introducción de una navaja de arriba hacia abajo en la pared del perfil y su comparación con un cuadro que se basa en la textura y la resistencia a introducir la navaja. En el caso de los horizontes cuyo contenido de materia orgánica fue mayor a 2% la densidad aparente obtenida se redujo en 0.03 g/cm^3 por cada % de materia orgánica.
- Densidad de raíces. Se evaluó contando las raíces finas (diámetro < 2 mm) en un área representativa de cada horizonte (de 1 dm^2), sobre la pared del perfil.

- VTP, CC, dCC y CA. Los valores correspondientes a estos parámetros se infirieron a partir de la textura de cada horizonte, el contenido de materia orgánica, la densidad aparente y por medio del uso de los cuadros correspondientes del manual.
- Conductividad hidráulica. Este parámetro se estimó considerando la textura y la densidad aparente según el cuadro correspondiente para su evaluación.
- Capacidad de Intercambio Catiónico. La CIC de la fase mineral se calculó a partir de la textura y considerando el tipo de arcilla dominante del suelo (inferida según el material parental). También se consideró la CIC de la fase orgánica, la cual se estima a partir de los contenidos de materia orgánica y el pH. Todos los valores correspondientes se obtuvieron de cuadros comparativos.
- Bases intercambiables. Se determinó por medio del contenido de materia orgánica, la textura y la CIC, ajustando con un factor determinado por el pH. Los horizontes subsuperficiales (solo de la zona abierta) se multiplicaron por 0.5, debido a que en estos horizontes la densidad de raíces fue menor, y las plantas se abastecen principalmente de los primeros centímetros del suelo.
- Humus. La cantidad de humus presente se obtuvo multiplicando el contenido de materia orgánica, por la densidad aparente, por un factor corrector de piedras y por el espesor de cada horizonte, como se muestra a continuación:

$$\text{cantidad de humus [kg/m}^2\text{]} = \% \text{ M.O.S.} * \text{d.a. [kg/dm}^3\text{]} * (100 - \% \text{ piedras} / 100) * \text{espesor [dm]}$$

- Disponibilidad de Nitrógeno y Reservas de Fósforo. La disponibilidad de nitrógeno (asociada con el contenido de materia orgánica) y el reservorio de fósforo en los suelos (asociado a la fracción mineral y a la materia orgánica) se estimaron por medio de la multiplicación de la cantidad de humus por un factor que considera el tipo de mantillo del suelo según un cuadro con los valores correspondientes para nitrógeno o fósforo.
- Erodabilidad. Se infirió sólo en el horizonte más superficial considerando la textura, el contenido de materia orgánica, la estabilidad de los agregados y la conductividad hidráulica siguiendo un nomograma. El valor obtenido se recalculó de acuerdo con la pedregosidad del horizonte superficial, multiplicándolo por un factor de ajuste.
- Drenaje. Se obtuvo de acuerdo con un cuadro que considera el tipo de textura, la Kf, las características reductoras del suelo, entre otras características inferidas a partir de la zona de estudio.