
REHABILITACIÓN DE ALGUNAS PROPIEDADES QUÍMICAS DE LOS SUELOS Y DEL BOSQUE DE NIEBLA EN VERACRUZ, MÉXICO CON ENSAMBLES EXPERIMENTALES DE LEÑOSAS NATIVAS Y *Casuarina equisetifolia* L, Amoen

ANA ISABEL SUÁREZ GUERRERO y MIGUEL EQUIHUA

RESUMEN

En la rehabilitación de un sitio muy degradado donde antes hubo bosque nublado, se exploró el efecto de ensambles experimentales de especies leñosas en algunas propiedades químicas del suelo, así como en el desempeño de las plantas. Brinzales de diez especies leñosas nativas de distintas etapas sucesionales del bosque nublado y la especie exótica *Casuarina* fueron combinados en cinco ensambles experimentales de distinta composición y riqueza. El impacto de los ensambles fue notable en cinco de las ocho propiedades químicas del suelo analizadas. El ensamble con *Casuarina* sobresalió de los demás por contener los individuos más altos y los niveles superiores de la mayoría de los nutrientes, notablemente nitrógeno. Más de la mitad de

los individuos se establecieron exitosamente durante los dos primeros años del experimento (1999 y 2001). Los ensambles afectaron la supervivencia individual, así como todas las variables de crecimiento analizadas. La formación de una cubierta vegetal ocurrió más rápida y extensamente en los ensambles que solo contenían especies nativas, particularmente encinos, los que resaltaron también con niveles altos de algunos nutrientes. El ensamble más rico en especies mostró atributos intermedios en las variables de suelo y de desarrollo. Se valida la inclusión de *Casuarina* en suelos degradados para favorecer la acumulación de nutrientes. Los resultados sugieren que la rehabilitación inicial puede favorecerse mediante el establecimiento de ensambles.

Los principios básicos de las actividades de rehabilitación de ambientes degradados no solo comprenden la reforestación, sino también el procurar emular, o reproducir lo más cercana y rápidamente, la estructura, funcionamiento y dinámica del sistema ecológico original (Bradshaw, 2000), así como aquellos factores que controlan el ciclage de nutrientes, relacionados con la productividad (Montagnini y Jordan, 2002). Para este fin se han establecido plantaciones arbóreas que podrían acelerar la sucesión ecológica natural (Guariguata *et al.*, 1995) y la recuperación de los suelos degradados (Lugo,

1997; Parrota, 1999; Bradshaw, 2004). Sin embargo, es limitada la información disponible sobre escenarios de plantaciones bajo los cuales puedan recrearse diversos ecosistemas forestales.

Las plantaciones monoespecíficas difícilmente pueden permanecer a largo plazo, dada su homogeneidad de especies y edades, que las hace más propensas a enfermedades y al ataque de insectos (Cox y Atkins, 1979; Haggard *et al.*, 1998). Además, hacen más lenta la recuperación de la biodiversidad nativa de la comunidad original (Murcia, 1996). Los monocultivos de exóticas leñosas pueden afectar la diversidad de la comunidad, así

como algunos procesos del ecosistema (Vitousek, 1990; Armstrong, 1993) e incluso, convertirse en plagas (Richardson, 1998; Vázquez-Yanes y Orozco, 1998).

Las actividades de rehabilitación pueden emprenderse a partir del establecimiento de plantaciones de varias especies combinadas o ensambles, cuyos atributos sean complementarios para su mejor desarrollo en ambientes degradados. Los ensambles para la rehabilitación se construyen como versiones simplificadas de los modelos de comunidades que han evolucionado naturalmente (Morrison, 1987; Temperton *et al.*,

PALABRAS CLAVE / Composición / Ensambles / Nutrientes del Suelo / Restauración / Riqueza /

Recibido: 12/05/2008. Modificado: 23/07/2009. Aceptado: 27/07/2009.

Ana Isabel Suárez Guerrero. Bióloga, Universidad Autónoma Metropolitana, México. Doctora en Ciencias, Instituto de Ecología, A. C. (INECOL) Xalapa, México. Maestra en Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). Profesora, Universidad Veracruzana, Xalapa, México. Dirección: Facultad de Ciencias Agrícolas-Xalapa. Apartado Postal 785, Xalapa, Veracruz 91000, Mexico. e-mail: asuarez@uv.mx

Miguel Equihua. Biólogo, UNAM. Doctor, Universidad de York, Inglaterra. Investigador, INECOL. Xalapa, Veracruz, México. miguel.equihua@inecol.edu.mx

2004). Pueden combinarse especies de etapas tempranas de la sucesión con especies tardías (Suárez-Guerrero y Equihua, 2005).

Las especies tempranas o pioneras pueden crecer en ambientes soleados y empobrecidos. Algunas de ellas se desarrollan exitosamente debido a que forman asociaciones simbióticas con microorganismos fijadores de nutrientes, lo cual las hace muy recomendables para la restauración (Lindig y Vázquez-Yanes, 1997). Es deseable que presenten altas tasas de crecimiento que, de inmediato, protejan al suelo con una cobertura natural extensa para el control de la erosión e inmovilización de nutrientes, así como una fácil propagación que favorezca el establecimiento de elementos nativos de flora y fauna y que, una vez establecidos en el sitio, no se tornen en invasoras (Vázquez-Yanes y Batis, 1996).

La composición de especies particulares en los ensambles puede ejercer una influencia significativa sobre los patrones subsiguientes de colonización (Parrota, 1995; Loope y Stone, 1996), la biota del suelo (Hooper y Vitousek, 1997) y, junto con la riqueza de especies, afecta sobre algunos procesos ecosistémicos (Tilman *et al.*, 1997), tales como la acumulación de biomasa y de nutrientes en compartimientos vegetales (Naeem *et al.*, 1996).

A pesar de los inconvenientes que algunas especies exóticas pueden tener (Lugo, 1990), se ha señalado su efecto como posibles catalizadores de la sucesión secundaria natural en áreas deterioradas (Parrota, 1995). Algunas han contribuido a la restitución de la fertilidad de los suelos (Parrota, 1999), de la fauna edáfica (Warren y Zou, 2002), a atenuar la severidad de las condiciones microclimáticas de ambientes degradados (Lugo, 1997) y a reducir la erosión hídrica (Nicholas, 1988). Las plantaciones no pueden igualar la riqueza genética de los bosques originales; sin embargo, pueden contribuir a recuperar parte de la vegetación original y de la fauna dispersora (Lugo, 1997), en sitios muy erosionados y ubicados en pendientes empinadas (Carpenter *et al.*, 2004b), o en suelos arenosos donde las especies nativas no muestran buen desempeño (Martínez y Chacalo, 1994).

Existe un marco de referencia respecto al efecto de las plantaciones de árboles exóticos en la regeneración del sotobosque. En plantaciones mixtas se observó mayor colo-

nización de especies nativas que en las mono-específicas (Parrota *et al.*, 1997b; Carnevale y Montagnini, 2002). La composición de especies del dosel puede afectar la composición del sotobosque (Guariguata *et al.*, 1995; Haggard *et al.*, 1997; Powers *et al.*, 1997). En plantaciones ubicadas a mayor distancia de la fuente de propágulos tienden a establecerse especies colonizadoras de semillas anemócoras pequeñas (Parrota *et al.*, 1997b) que, al alcanzar mayor tamaño, favorecen la dispersión de semillas más grandes por aves (Parrota, 1995; Muñiz-Castro *et al.*, 2006). Las plantaciones inducen cambios microclimáticos en la intensidad de radiación, temperatura y humedad a nivel de la superficie del suelo, lo cual en el microclima posibilita la germinación de las semillas dispersadas desde los remanentes del bosque (Parrota *et al.*, 1997a).

Las plantaciones de algunas exóticas (*Casuarina*, *Leucaena* y otras leguminosas) pueden presentar tasas de fijación de N y de retorno de P, Ca, K y Mg más altas que las de otras especies (por ejemplo, de *Eucalyptus*; Parrota, 1999). Lo anterior se atribuye a que las leguminosas (Carpenter *et al.*, 2004a) y *Casuarina* suelen estar asociadas con microorganismos fijadores de nitrógeno que registran mayor producción de hojarasca y tasas de retorno más rápidas que las de otras especies. Se han registrado mayores niveles de nutrientes y regeneración con el establecimiento de leguminosas arbóreas, que con la aplicación de fertilizante (Carpenter *et al.*, 2004b), así como mayor acumulación del mantillo y biomasa aérea total en plantaciones de exóticas (Lugo *et al.*, 1990). Las exóticas *Gmelina arborea* y *Acacia magnium* presentaron mayores tasas de crecimiento que árboles nativos en pastizales abandonados (Haggard *et al.*, 1998).

La información sobre el desempeño y efecto restaurador de las arbóreas exóticas contrasta con lo poco que se sabe de las nativas (Chaverri *et al.*, 1997; Murcia, 1997). En especial, de las especies del bosque nublado de México ((Pedraza, 1998; Suárez-Guerrero, 1998; Pedraza y Williams-Linera, 2005; Álvarez-Aquino *et al.*, 2007; González-Espinosa *et al.*, 2007), que presenta una distribución fragmentada y una composición muy variable (Rzedowski, 1996). Sin embargo, las plantaciones de nativas podrían resultar, por su disponibilidad, promisorias en programas de restauración, aunque la información sobre re-

querimientos y respuestas es limitada (Pedraza, 2003).

Este trabajo explora, en un ambiente altamente degradado donde antes hubo bosque nublado, el efecto de cinco plantaciones mixtas (ensambles) en algunas propiedades químicas de los suelos. Se documenta, asimismo, el efecto de incluir en uno de los cinco ensambles experimentales a *Casuarina equisetifolia*, para evaluar su impacto en el desarrollo y supervivencia de las especies que la acompañan en el ensamble y comparar su desempeño con el de otros ensambles de distinta composición y riqueza.

Se postula que en ensambles, las especies leñosas nativas podrán establecerse exitosamente en sitios sumamente degradados; asimismo, las especies pertenecientes a uno de dos grupos funcionales (tolerantes o intolerantes a la sombra) en los ensambles se complementarán en sus requerimientos y contribuciones al sistema, presentando juntas propiedades emergentes que distingan el efecto entre ensambles. Es probable que la presencia de una especie exótica asociada con microorganismos fijadores de nitrógeno imprima mayor velocidad a la sucesión natural, manifestándose en un mayor desarrollo y supervivencia de sus acompañantes en el ensamble y un enriquecimiento en los nutrientes del suelo.

Métodos

Se construyeron ensambles experimentales de especies leñosas nativas de etapas distintas de la sucesión (tolerantes o intolerantes a la sombra) a partir de brinzales propagados en vivero, de un año de edad. Se varió la riqueza y composición de los ensambles; en solo uno de ellos, se incluyó a *Casuarina equisetifolia*, para comparar su efecto en el desarrollo de los ensambles y de algunos nutrientes del suelo, los cuales se analizaron al inicio y a los dos años, cuando terminó el experimento (en 2001).

Área y sitio de estudio

El área de estudio se ubica en el límite sureste de la distribución regional del bosque mesófilo de montaña en la zona central de Veracruz y es de las de menor elevación en la región. Se encuentra rodeada de ambientes transformados, ya sea cafetales abandonados en sucesión, o urbanos. La distancia de remanentes muy pequeños de áreas naturales es de ~1km. El sitio se halla en un terreno degradado

TABLA I
ENSAMBLES CONSTRUIDOS CON ESPECIES ARBÓREAS NATIVAS DEL BOSQUE NUBLADO EN MÉXICO Y UNA EXÓTICA

T/I	A (ECQU)	B (LCPC)	C (PCQM)	D (CasMU)	E (rico)
I	<i>Erythrina americana</i> Miller (9)	<i>Liquidambar macrophylla</i> Oersted (9)	<i>Platanus mexicana</i> Moric. (9)	<i>Casuarina equisetifolia</i> L, Amoén (18)	Todas las nativas n = 10 especies
I	<i>Cornus disciflora</i> D.C. (9)	<i>Carpinus caroliniana</i> Walter (9)	<i>Cornus disciflora</i> D.C. (9)		(3 o 4)
T	<i>Quercus</i> sp. (9)	<i>Podocarpus guatemalensis</i> Lundell (9)	<i>Quercus</i> sp. (9)	<i>Magnolia dealbata</i> (9) Zucc	
T	<i>Ulmus mexicana</i> (Liebm.) Planchon (9)	<i>Clethra macrophylla</i> Martens & Galeotti (9)	<i>Magnolia dealbata</i> Zucc (9)	<i>Ulmus mexicana</i> (9) (Liebm.) Planchon	

A, B y C contienen cuatro especies en diferentes combinaciones; el ensamble E es el más rico, con diez especies. El ensamble D está formado por dos especies nativas y una exótica. El criterio de selección de las especies fue su tolerancia o intolerancia a la sombra (T: Tolerante; I: Intolerante). El número en paréntesis indica la cantidad de individuos sembrados por especie. Cada ensamble está identificado también por un nombre formado por las primeras letras de las especies que lo constituyen.

por deforestación total y apisonamiento subsecuente del suelo por ganado y maquinaria de construcción. Se localiza en el Municipio de Xalapa (19°31'30"N; 96°53'W; 1320msnm). El clima es semicálido húmedo (A)C(fm)w^b(i)g según datos registrados por la estación de Las Ánimas, la más cercana (2km), y de acuerdo a García (1973). La temperatura media anual es de 19,2°C, la mínima de 15,6 (enero) y la máxima de 21,8° (mayo). La precipitación total anual es de 1421mm; el mes más seco presenta 43mm (enero) y el más húmedo 248mm (junio). La evaporación promedio anual de tanque tipo A es de 1005mm, la máxima mensual es de 110 (mayo) y la mínima de 49mm (diciembre; Zolá, 1987). La vegetación antes de la alteración estuvo constituida por el bosque mesófilo de montaña. Los suelos (Enrique Meza, comunicación personal) son regosoles ándicos, y por el manejo a que han estado sometidos se hallan muy compactados, tienen drenaje muy lento y un contenido escaso o nulo de materia orgánica y biota edáfica.

Los ensambles experimentales fueron establecidos en una microcuena de ~5000m², siendo ubicados en las laderas de la misma. Dado que la pendiente de las laderas y su exposición es variada, se definieron bloques para eliminar su efecto en el experimento.

Diseño del experimento

A partir de individuos de diez especies leñosas nativas y *Casuarina* sp. se construyeron cinco tipos de ensambles, variando su composición y riqueza de especies, algunas de éstas tolerantes a la sombra y otras no (Tabla I), de modo que en cada ensamble estuvieran representadas especies de dos grupos funcionales distintos, buscando

su complementariedad, *i.e.* las especies intolerantes podrían desarrollarse a la sombra de las tolerantes que tienden a presentar mayores tasas de crecimiento. Tres ensambles (A(ECQU), B(LCPC) y C(PCQM)) consistieron de combinaciones distintas de cuatro de las diez especies nativas disponibles: dos tolerantes y dos intolerantes, asignadas al azar. El ensamble E contiene las diez especies nativas. El ensamble D (CasMU) está integrado por solo tres especies: *Casuarina* sp. y dos especies nativas más; dado que el tiempo de observación del experimento es muy corto, la cantidad de individuos de *Casuarina* fue duplicada (18 individuos), con el fin de exagerar su posible efecto, mientras que la de cada una de las especies restantes se mantuvo en 9 individuos.

La densidad de siembra en todos los ensambles fue la misma. Cada uno contó con 36 individuos propagados en un vivero rústico y trasplantados a la edad de un año al sitio del experimento. Así, los ensambles de cuatro especies (A, B y C) contienen 9 individuos de cada especie, y E (el más rico) está integrado por diez especies, representadas por tres o cuatro individuos cada una (Tabla I). Los árboles fueron sembrados con separación de 1m, en una disposición de tresbolillo. Los hoyos en donde se sembraron los árboles tuvieron todos un mismo volumen (50cm de profundidad y 25cm de diámetro) y fueron llenados con lombricomposta de café. Todas las asignaciones fueron hechas al azar: los tratamientos a los sitios en los bloques, las especies a los sitios dentro de los lotes, así como los individuos de cada especie. Los cinco tipos de ensambles (tratamientos) se muestran en la Tabla I.

Con el fin de evaluar el impacto de los ensambles en algunos elementos químicos del suelo se toma-

ron seis muestras al inicio y seis al final del experimento (24 meses después), en cada lote. Estas muestras fueron colectadas a tres distancias de la cima de las laderas en que se situaron los ensambles con el fin de explorar su efecto. Las muestras fueron colectadas aleatoriamente de la manera siguiente: dos en los

dos metros superiores de la parcela, dos en la parte central y dos más en la parte baja. Cada muestra consistió en un monolito superficial de 10cm³, sin hojarasca ni otros restos vegetales. Las muestras se tomaron del suelo original, no de la lombricomposta empleada.

El diseño experimental consistió en bloques al azar con cinco tratamientos (ensambles) en cuatro repeticiones. Se registraron cinco variables de crecimiento al inicio y al cabo de 18 meses: altura (A), área de la copa (AC), índice de cobertura (IC), área basal del tronco (AB) y diámetro a la altura del pecho (DAP). La variable supervivencia fue registrada cada seis meses por dos años. Los elementos del suelo fueron analizados al inicio y al cabo de los 24 meses del experimento. Los métodos empleados en el análisis fueron: pH (potenciómetro; H₂O, 1:2; Peech, 1965), porcentaje de materia orgánica (MO; Walkley y Black, 1934) y P extraíble (ppm; Bray y Kurtz, 1945), indicadas para suelos ácidos derivados de cenizas volcánicas (Etchevers, 1992), porcentaje de N total (micro Kjeldahl; Jackson, 1982), Ca y Mg (CH₃COONH₄ EAA), K y Na (CH₃COONH₄ flamometría; Mehlich, 1953) y capacidad de intercambio catiónico (CIC; CH₃COONH₄, pH 7; CH₃COONa, pH 8,2; Jackson, 1982). Todos los cationes están expresados en cmolc.kg⁻¹. Se calcularon los índices C/N, Ca/Mg y K/Mg.

Una descripción más detallada de los análisis estadísticos de la supervivencia y variables de desarrollo puede encontrarse en Suárez-Guerrero y Equihua (2005). El efecto de los ensambles y de la distancia de la cima sobre cada variable del suelo por separado fue analizado mediante análisis de covarianza (ANCOVA) en bloques, donde las covariables fueron los valores iniciales de cada variable. Se compararon las medias

TABLA II
EFECTO DE LOS ENSAMBLES SOBRE LA SUPERVIVENCIA
DE LOS INDIVIDUOS

	Ensamblés					Estadístico	p
	A	B	C	D	E		
	(ECQU)	(LCPC)	(PCQM)	(CasMU)	(rico)		
% de Supervivencia	59,0 b	68,1 b	39,6 a	65,3 b	63,9 b	$\chi^2(4) = 31,4$	<0,0001

Los ensamblés A, B, C y D también se identifican por las iniciales de las especies que los forman, como se muestra en la Tabla I. Literales distintos indican diferencias significativas a $p < 0,05$ en las comparaciones por grupo; a < b.

mediante el análisis de Tukey (HSD) para grupos homogéneos y se probaron los supuestos de normalidad y homocedasticidad. En caso de no cumplirse éstos, se aplicaron ANOVAs no paramétricos de Kruskal Wallis por rangos, complementados por comparaciones de rangos de las medianas. Los análisis se llevaron a cabo con el programa STATISTICA 6.1 (StatSoft, 2003).

Resultados

Efecto de los ensamblés en la supervivencia y crecimiento

Más de la mitad (58%) de los individuos sobrevivieron hasta los 24 meses, siendo la mortalidad mayor durante los primeros seis meses del experimento. La mayoría de los ensamblés mostró la misma tendencia en supervivencia y edad de muerte de los grupos analizados. La excepción fue el ensamble C (PCQM), que tuvo una menor supervivencia (Tabla II).

En todas las variables de desarrollo se observaron impactos altamente significativos de los ensamblés (Tabla III). El ensamble D (CasMU) alcanzó mayor altura en todos los muestreos y en las variables no relacionadas con la copa destacó por encima de los demás. En contraste, el ensamble C (PCQM) desplegó copas más grandes y densas que los demás, mientras que en las otras variables se mantuvo en un nivel intermedio. El patrón de comportamiento en los ensamblés restantes es más complicado de discernir. En términos generales, A (ECQU), B (LCPC) y E (Rico) varían a un ritmo parecido, sobresaliendo en algunas variables de crecimiento uno u otro ensamble, sin una tendencia clara.

Efecto de los ensamblés en las variables del suelo.

A pesar de que los suelos presentan condiciones muy

pobres en todas las propiedades señaladas y que el periodo de observación es sumamente corto, se aprecia un ligero impacto de algunos ensamblés, en siete de las diez variables edáficas analizadas (Tabla III).

El suelo del sitio es bastante homogéneo. Las clases texturales predominantes son las arcillas, los limos gruesos y las arenas finas, dominando las primeras, casi siempre en una proporción >30%, por lo que los suelos son arcillosos y pesados. La densidad real es, en promedio, de $2,37 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$, muy compacto. Las tendencias de las propiedades químicas del suelo se muestran en la Tabla IV, donde se comparan los valores promedio $\pm 95\%$, al establecer el experimento (1999) y al cabo de dos años (2001). Se aprecian decrementos del contenido

de N, salvo en los ensamblés D y E. Los valores de P en el 2001 no fueron medibles.

Respecto a los cationes, las tendencias al aumento no son tan claras y, prácticamente, todos los intervalos de confianza se sobreponen en algún grado, salvo en CIC. El Ca se incrementa ligeramente solo en B y D, mientras que el K únicamente en B y C; el Mg solo en C. El Na es mayor en A y E, y CIC en B y en C. Las inferencias estadísticas son consistentes entre las comparaciones de medias y medianas de los ANCOVA y los ANOVA no paramétricos, respectivamente (Tabla III). El impacto de los niveles respecto a la cima y de la interacción de ensamblés por nivel no mostró una tendencia clara, ni hay evidencia que sugiera un efecto significativo, por lo que no se muestran.

Discusión

A pesar del severo deterioro ambiental que presenta la localidad, todos los ensamblés lograron establecerse con relativo éxito. Aparentemente, las tolerancias ecofisiológicas de las especies pueden ser más amplias que las desplegadas en su ambiente 'típico', al interior de la comunidad (Krebs, 1994). La complementariedad de espe-

TABLA III
VALORES PROMEDIO POR ENSAMBLE AL FINAL DEL EXPERIMENTO DE CADA VARIABLE DE DESARROLLO (18 MESES) Y DE SUELO (24 MESES)

Variables	Ensamble					Estadístico	p
	A	B	C	D	E		
	(ECQU)	(LCPC)	(PCQM)	(CasMU)	(rico)		
Altura (m)	1,12 ab	1,04 a	1,22 b	1,82 c	1,20 b	$F_{(4,422)} = 21,9$	0,0001
Area copa (dm ²)	16,62 a	20,59 a	30,20 b	25,44 ab	22,08 ab	$F_{(4,416)} = 5,0$	0,0001
Indice cobertura (dm ²)	9,60 a	9,39 a	22,29 b	12,97 a	12,79 a	$F_{(4,416)} = 6,0$	0,0001
Area basal tronco (cm ²)	2,32 b	1,57 a	2,44 b	2,48 b	2,34 b	$F_{(4,420)} = 5,2$	0,0001
DAP (cm)	0,41 a	0,50 ab	0,66 ab	0,84 b	0,56 a	$F_{(4,113)} = 5,9$	0,0001
pH	5,34	5,30	5,33	5,48	5,20		
% Materia orgánica	1,59 a	1,62 a	2,17 c	2,02 bc	1,79 ab	$F_{(4,54)} = 7,02$	0,0001
% Nitrógeno total	0,07 a	0,09 a	0,10 a	0,12 b	0,10 a	$H_{(4,120)} = 12,73$	0,0126
Fósforo (ppm)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		
Calcio (cmol·kg ⁻¹)	4,36 a	5,20 ab	5,68 b	6,23 b	5,76 b	$H_{(4,120)} = 19,97$	0,0005
Magnesio (cmol·kg ⁻¹)	1,75	1,94	2,08	1,75	2,21		
Potasio (cmol·kg ⁻¹)	0,70 a	1,05 b	1,16 b	0,96 ab	0,83 ab	$H_{(4,120)} = 12,31$	0,0152
Sodio (cmol·kg ⁻¹)	0,15	0,16	0,16	0,13	0,17		
CIC (cmol·kg ⁻¹)	6,92 a	8,46 ab	9,19 b	9,16 b	9,13 b	$H_{(4,120)} = 21,01$	0,0003
C/N	15,67 b	10,51 a	13,49 b	10,85 ab	9,91 a	$H_{(4,120)} = 21,01$	0,0002
Ca/Mg	2,51 a	2,89 ab	2,93 ab	3,74 b	2,97 ab	$F_{(4,93)} = 4,44$	0,0025
K/Mg	0,41	0,61	0,61	0,57	0,47		

Se incluyen los efectos significativos de los ensamblés, obtenidos mediante pruebas de ANCOVA (F) y ANOVA no paramétricos (H). Literales distintos indican diferencias significativas en la comparación de medias por Tukey (paramétricas) y rangos de medianas (no paramétricas) a $p < 0,05$ en las comparaciones por grupo; a < b < c. Los nombres de los ensamblés son los mismos que en la Tabla I. Valores de estadístico faltantes no son significativos. En el análisis de desarrollo se incluyen los registros de cada individuo sobreviviente, incluidos en cinco tratamientos con cuatro repeticiones. En las variables del suelo se consideran seis muestras por parcela, en cinco tratamientos y cuatro repeticiones.

TABLA IV
VALORES PROMEDIO (\pm INTERVALO DE CONFIANZA 95%) DE
LAS VARIABLES DEL SUELO AL INICIO DEL EXPERIMENTO (1999)
Y AL CABO DE DOS AÑOS (2001)

Variable	Año	A (ECQU)	B (LCPC)	C (PCQM)	D (CasMU)	E Rico
pH	1999	5,12 \pm 0,23	5,15 \pm 0,16	5,09 \pm 0,21	5,36 \pm 0,15	5,21 \pm 0,13
	2001	5,34 \pm 0,12	5,30 \pm 0,22	5,33 \pm 0,17	5,48 \pm 0,21	5,20 \pm 0,13
% MO	1999	1,57 \pm 0,26	1,18 \pm 0,22	1,57 \pm 0,35	1,51 \pm 0,25	1,68 \pm 0,30
	2001	1,59 \pm 0,19	1,62 \pm 0,24	2,17 \pm 0,33	2,02 \pm 0,23	1,79 \pm 0,21
% N total	1999	0,10 \pm 0,02	0,08 \pm 0,02	0,11 \pm 0,02	0,10 \pm 0,02	0,09 \pm 0,02
	2001	0,07 \pm 0,02	0,09 \pm 0,02	0,10 \pm 0,02	0,13 \pm 0,01	0,10 \pm 0,01
P (ppm)	1999	1,11 \pm 0,78	0,88 \pm 0,82	1,73 \pm 0,95	1,26 \pm 0,67	1,36 \pm 0,83
	2001	0,0 \pm 0,0				
Ca (cmol·kg ⁻¹)	1999	4,69 \pm 0,72	5,0 \pm 0,70	6,11 \pm 0,74	6,15 \pm 0,91	5,86 \pm 0,65
	2001	4,36 \pm 0,68	5,20 \pm 0,79	5,68 \pm 0,55	6,23 \pm 0,59	5,76 \pm 0,72
Mg (cmol·kg ⁻¹)	1999	1,88 \pm 0,27	2,06 \pm 0,28	2,01 \pm 0,33	1,86 \pm 0,19	2,28 \pm 0,36
	2001	1,75 \pm 0,15	1,94 \pm 0,29	2,08 \pm 0,25	1,75 \pm 0,18	2,21 \pm 0,39
K (cmol·kg ⁻¹)	1999	0,80 \pm 0,19	0,89 \pm 0,20	1,12 \pm 0,25	0,99 \pm 0,19	0,94 \pm 0,18
	2001	0,70 \pm 0,13	1,05 \pm 0,26	1,16 \pm 0,28	0,96 \pm 0,20	0,83 \pm 0,12
Na (cmol·kg ⁻¹)	1999	0,14 \pm 0,03	0,17 \pm 0,04	0,15 \pm 0,05	0,13 \pm 0,02	0,16 \pm 0,05
	2001	0,15 \pm 0,02	0,16 \pm 0,03	0,16 \pm 0,04	0,13 \pm 0,03	0,17 \pm 0,03
CIC (cmol·kg ⁻¹)	1999	7,51 \pm 0,9	8,12 \pm 0,97	9,39 \pm 0,94	9,14 \pm 0,91	9,24 \pm 0,93
	2001	6,92 \pm 0,85	8,46 \pm 0,98	9,19 \pm 0,62	9,16 \pm 0,66	9,13 \pm 0,89
C/N	1999	10,01 \pm 1,89	9,22 \pm 2,59	8,90 \pm 1,77	9,53 \pm 2,84	10,66 \pm 1,79
	2001	15,67 \pm 4,23	10,51 \pm 1,32	13,49 \pm 2,05	10,22 \pm 0,84	9,91 \pm 0,86
Ca/Mg	1999	2,66 \pm 0,48	2,60 \pm 0,42	3,38 \pm 0,52	3,53 \pm 0,68	2,83 \pm 0,41
	2001	2,51 \pm 0,40	2,89 \pm 0,53	2,93 \pm 0,41	3,74 \pm 0,54	2,97 \pm 0,54
K/Mg	1999	0,45 \pm 0,10	0,45 \pm 0,11	0,64 \pm 0,16	0,56 \pm 0,11	0,44 \pm 0,08
	2001	0,41 \pm 0,07	0,61 \pm 0,18	0,61 \pm 0,18	0,57 \pm 0,12	0,47 \pm 0,13

cies heliófitas con las tolerantes a la sombra podría estar favoreciendo su coexistencia, por lo menos en el corto plazo, como sucede en la sucesión natural en donde ocurren juntas (Breceda y Reyes, 1990).

El impacto de *Casuarina* sp. se aprecia en el ensamble D (CasMU), que presentó los individuos más altos, con DAP elevados y copas pequeñas y ralas, lo cual puede atribuirse al rápido crecimiento característico de esta especie colonizadora exótica, que asigna mayor proporción de energía a tallos que a copas u otras actividades fisiológicas, en comparación con las demás especies presentes en el experimento (Martínez y Chacalo, 1994). Este efecto parece ser contrarrestado ligeramente por *Ulmus*, especie también alta, que siendo un poco más baja que *Casuarina* despliega su copa a una altura menor, sin revertir la tendencia conjunta del ensamble. A pesar de que *Casuarina* no despliega grandes copas, podría estar empezando a jugar un papel de 'nodriza' de las especies acompañantes. Lo anterior es atribuible a su asociación, en suelos pobres, a actinomicetos fijadores de nitrógeno (*Frankia* spp.), por lo que su follaje en descomposición puede enriquecer el contenido de N disponible del

suelo (Ng, 1987; Vásquez *et al.*, 2000). En contraste con D, el ensamble C (PCQM) sobresale entre todos los tratamientos por presentar las copas más extendidas y densas, en alturas intermedias. En este ensamble, *Quercus* despliega mayor desarrollo en todas las variables respecto a otros ensambles en que se encuentra también (A y E; Suárez-Guerrero y Equihua, 2005). La mayor expresión de *Quercus* posiblemente se deba al considerable espacio libre que dejaron *Magnolia* y *Cornus*, por su lento crecimiento y porque sufrieron mortalidades cercanas al 90%.

Los ensambles B y A, por el contrario, mostraron los valores de desarrollo más bajos. B (*Podocarpus*, *Clethra*, *Liquidambar* y *Carpinus*) es el de menor crecimiento dado que incluye dos especies de muy lento desarrollo (notablemente *Podocarpus*; Martínez y Chacalo, 1994 y *Clethra*; Castillo, 1992). A (ECQU) presentó un desarrollo ligeramente mayor que B. Suárez y Equihua (2005) reportaron que las especies de este ensamble A mostraron, por lo menos, un atributo de desarrollo (altura en *Cornus* y *Ulmus*; área basal y altura en *Erythrina*, y todos en *Quercus*) significativamente menor al que despliegan en otros ensambles, a pesar de la supuesta fertilidad del suelo

que traería la presencia de *Erythrina*, una leguminosa fijadora de nitrógeno (Fernández, 1988).

El ensamble E (que incluye las diez nativas) se ubica en una condición mixta, representativa de su combinación de especies. Es posible que la mayor riqueza del ensamble favorezca la diversificación de los recursos. Estos individuos tienen menor competencia intraespecífica que en los demás ensambles, por lo que pueden canalizar más recursos que aquellos ensambles donde conviven mayores números de árboles de la misma especie con requerimientos similares (Hooper y Vitousek, 1997; Tilman *et al.*, 1997).

Las propiedades químicas generales de los suelos del sitio, tanto del muestreo inicial como del final, confirmaron su pobreza en P, cationes y pH bajo, típica de los bosques de niebla (Juárez-Ramón, 2000; Bautista-Cruz y Del Castillo, 2005; Negrete-Yankelevich *et al.*, 2007; Geissert e Ibáñez, 2008) en comparación con los niveles frecuentes en suelos de algunos cafetales de la zona sometidos a la aplicación de fertilizantes o materia orgánica (Rodríguez-Audirac, 1998; Juárez-Ramón, 2000; Geissert e Ibáñez, 2008). El pH es bajo, por lo que los nutrientes N, P, K, Ca y Mg están poco disponibles para las plantas (Bautista-Cruz *et al.*, 2003) y podrían constituirse en factores limitantes importantes del reciclaje de nutrientes en el ecosistema (Montagnini y Jordan, 2002).

El deterioro de los suelos del sitio sobresale de otros del bosque mesófilo por sus muy reducidos MO y N, lo cual obedece a su historia de manejo, a lo largo de la cual fue retirada completamente la vegetación, sin que se observen restos orgánicos, ni regeneración alguna, al inicio del experimento.

El P es también muy escaso; sin embargo, ésta también parece ser una condición común en los bosques de niebla en México (Juárez-Ramón, 2000; Negrete-Yankelevich *et al.*, 2008). La relación C/N es baja y variable entre ensambles, sin embargo, en todos los casos no llega al nivel de entorpecer la descomposición; si acaso, la hace más lenta, por la limitada actividad de los microorganismos, que requieren de N y de MO. Ca y Mg no parecen ser deficientes, sin embargo, el Ca es sumamente escaso. En términos generales, la proporción de cationes en la CIC de todas las muestras está dentro del intervalo promedio, salvo por el K, que presenta niveles relativamente altos, lo cual se observa también en

otros bosques mesófilos del oeste de México (Guerrero, 1990; Meave *et al.*, 1992), aunque se desconoce la consecuencia de esta relativa abundancia.

Bruijnzeel y Proctor (1995) señalan que la acidez es común en la mayoría de los bosques mesófilos del mundo y de sus etapas sucesionales, así como la escasa concentración de cationes básicos intercambiables y de P extraíble, debido al lavado constante de que son objeto por la alta precipitación vertical y horizontal (Stadtmüller, 1987). Bruijnzeel y Veneklaas (1998) han sugerido que la acidez está relacionada también con la baja descomposición y acumulación de MO que ocurren en los suelos de estos bosques. Es así que en su mayoría se presenta MO muy abundante (Rodríguez-Audirac, 1998; Bautista-Cruz y del Castillo Sánchez, 2005), lo cual no sucede en el sitio bajo ninguno de los tratamientos.

Aun cuando el periodo de observación es sumamente corto, se aprecia el impacto de los ensambles en más de la mitad de las variables edáficas. Bautista-Cruz y del Castillo Sánchez (2005) solo pudieron detectar esos cambios en una cronosecuencia sucesional natural, entre los 15 y 45 años después del abandono de las parcelas, observándose los cambios más dramáticos en densidad de cobertura y área basal. Esto sugiere que la siembra de ensambles de la manera en que se realizó podría estar catalizando el proceso de recuperación del ecosistema, al favorecer el rápido desarrollo de una cubierta vegetal mediante el establecimiento de especies arbóreas en densidades altas.

Al igual que en las variables de desarrollo, los ensambles C (PCQM) y D (con *Casuarina*) sobresalen por un incremento significativo en el aporte de MO, concomitante con la mayor cobertura y densidad de las copas, así como con la mayor acumulación de las bases intercambiables. Esto ocurre en menor medida en el ensamble E (rico), por la naturaleza de su mezcla de especies y follajes a distintos niveles, y casi no pudo apreciarse en A (ECQU), ni en B (LCPC).

A diferencia de C y de E, en el ensamble D la evidencia sugiere una mayor fijación de nitrógeno, lo que ha sido observado también en otras plantaciones mixtas con *Casuarina*, monitoreadas por periodos más largos (Parrota, 1999; Warren y Zou, 2002). Estas condiciones parecen haber favorecido un mayor desarrollo vegetal, atribuible a la actividad incre-

mentada de poblaciones de micrororganismos fijadores de nitrógeno (Lugo, 1997).

En el proceso de descomposición, el P juega un papel crucial (Bautista-Cruz *et al.*, 2004), que no pudo ser analizado por el método empleado. Este elemento podría aumentar en presencia de follajes voluminosos y densos, por la deposición gradual de partículas contenidas en el aire y agua, como ha sido observado en una sucesión natural en Oaxaca, México (Bautista-Cruz y del Castillo Sánchez, 2005). Sin embargo, este nutriente tiende a ser secuestrado en la vegetación y en la materia orgánica sin descomponer (Negrete-Yankelevich *et al.*, 2007). No obstante, es dudoso que el P que había al inicio del experimento haya sido secuestrado por la vegetación, cuya biomasa no es muy voluminosa aún. El que en los resultados finales no se hayan registrado niveles apreciables de este elemento sugiere que el método elegido no es el más apropiado para suelos tropicales ácidos, en especial debido a que el P disponible para plantas es el que se encuentra circulando en el ecosistema (Tiessen y Moir, 2008). El ciclaje de P en la restauración con ensambles es también una línea de investigación futura, ya que se ha sugerido que la persistencia de árboles tardíos de la sucesión podría estar asociado con su habilidad competitiva en suelos pobres en P (Negrete-Yankelevich *et al.*, 2007). Así mismo, debe explorarse la presencia y actividad de micorrizas en los ensambles y su papel en la absorción de este elemento.

Conclusiones

La rehabilitación local del bosque de niebla puede emprenderse con la siembra de brinzales de especies leñosas nativas combinados en ensambles, en virtud de que más de la mitad logran sobrevivir y desarrollarse con relativo éxito. Los ensambles podrían afectar el desarrollo y supervivencia de los individuos que los constituyen, así como varias de las propiedades químicas de los suelos; en especial materia orgánica, cationes intercambiables y nitrógeno, más no así el pH. El papel de los ensambles y de ciertas especies se perfila como un factor determinante de las propiedades químicas de los suelos analizados, que podría estar acelerando el proceso sucesional, particularmente de los ensambles C, D y E, posiblemente por la dominancia de encinos, de casuarinas

y su mayor riqueza de especies, respectivamente.

Cualquiera de los ensambles puede utilizarse en la rehabilitación del bosque; sin embargo, dependiendo de los objetivos perseguidos algunos son más indicados que otros. En el establecimiento rápido de la cobertura se recomiendan C (PCQM) o E (rico); si se requieren tallos altos para perchas o nodrizas, o aumentar el N del suelo, podría ser indicado el ensamble D (CasMU), el cual sin embargo, por contener una especie exótica, podría ejercer efectos indeseables en el largo plazo.

A nivel del crecimiento, establecimiento de los individuos y efecto en nutrientes del suelo, la composición de los ensambles parece jugar un papel más importante que la riqueza.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a Enrique Meza por la lectura crítica del manuscrito y auxilio en la interpretación de los resultados del suelo, al SIGOLFO-CONACYT (Sistema de Investigación del Golfo de México del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología) por el apoyo 97-06-002-V, y al PROMEP (Programa de Mejoramiento del Profesorado) por la beca doctoral (UVER 99-02-01 (84)) otorgada al primer autor.

REFERENCIAS

- Álvarez-Aquino C, Williams-Linera G, Pedraza RA (2007) Experiencias sobre restauración ecológica en la región del bosque de niebla del centro de Veracruz. En Sánchez-Velásquez LR (Ed.) *Ecología, Manejo y Conservación de los Ecosistemas de Montaña en México*. Libroteca. Universidad Veracruzana. México. pp.1-21.
- Armstrong JK (1993) Restoration of function or biodiversity? En Saunders DA Hobbs R, Ehrlich PB (Eds.) *Nature Conservation 3: Reconstruction of Fragmented Ecosystems*. Surrey Beaty. pp. 209-214.
- Bautista-Cruz A, Del Castillo R, Gutiérrez C (2003) Patrones de desarrollo del suelo asociados con sucesión secundaria en un área ocupada originalmente por bosque mesófilo de montaña. *Ecosistemas 2003/3* (www.aeet.org/ecosistemas/033/investigacion1.htm)
- Bautista-Cruz A, Etchevers J, Del Castillo RF, Gutiérrez C (2004) La calidad del suelo y sus indicadores. *Ecosistemas 13. XIII (002)*: 1-10.
- Bautista-Cruz A, Del Castillo Sánchez R (2005) Soil changes during secondary succession on a tropical montane cloud forest area. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69: 906-914.
- Bradshaw AD (2000) What do we mean by restoration? En Urbanska KM, Webb NR, Edwards PJ (Eds.) *Restoration Ecology and*

- Sustainable Development*. Cambridge University Press. Cambridge, RU. pp. 8-16.
- Bradshaw AD (2004) The role of nutrients and the importance of function in the assembly of ecosystems. En Temperton VM, Hobbs RJ, Nuttle T, Halle S (Eds.) *Assembly Rules and Restoration Ecology: Bridging the Gap Between Theory and Practice*. Society for Ecological Restoration International. Island Press. Washington, DC, EEUU. pp. 325-340.
- Bray RH, Kurtz LT (1945) Determination of total, organic, and available form of phosphorus in soil. *Soil Soc.* 58: 39-45
- Breceda A, Reyes G (1990) Composición florística de la vegetación secundaria inducida por actividades agrícolas en el bosque mesófilo de montaña de la Reserva de la Biosfera "El Cielo", Tamaulipas, México. *Biotam* 2: 30-41.
- Bruijnzeel LA, Proctor J (1995) Hydrology and biogeochemistry of tropical montane cloud forest: What do we really know?. En Hamilton LS, Juvik JO, Scatena FN (Eds.) *Tropical Montane Cloud Forests*. Springer. Nueva York, EEUU. pp. 38-78
- Bruijnzeel LA, Veneklaas EJ (1998) Climatic conditions and tropical montane forest productivity: the fog has not lifted yet. *Ecology* 79: 3-9.
- Carnevale NJ, Montagnini F (2002) Facilitating regeneration of secondary forests with the use of mixed and pure plantations of indigenous tree species. *For. Ecol. Manag.* 163: 217-227.
- Carpenter FL, Nichols JD, Pratt RT, Young KC (2004a) Methods of facilitating reforestation of tropical degraded land with the timber tree *Terminalia amazonia*. *For. Ecol. Manag.* 196: 281-291.
- Carpenter FL, Nichols JD, Sandi E (2004b) Early growth of native and exotic trees planted on degraded tropical pasture. *For. Ecol. Manag.* 196: 367-378.
- Castillo G (1992) El uso del suelo y la conservación en Veracruz. En Boege E, Rodríguez H (Eds.) *Desarrollo y Medio Ambiente en Veracruz*. CIESAS, Instituto de Ecología, Fundación Ebert. México. pp. 73-77.
- Chaverri A, Zúñiga E, Fuentes A (1997) Crecimiento inicial de una plantación de *Quercus*, *Cornus* y *Cupressus* en Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.* 45: 777-782.
- Crawley MJ (1993) *GLIM for Ecologists*. Blackwell. Oxford, RU. 304 pp.
- Cox GW, Atkins D (1979) *Agricultural Ecology*. Freeman. San Francisco, CA, EEUU. 721 pp.
- Etchevers JD (1992) *Manual de Métodos para Análisis de Suelos, Plantas, Aguas y Fertilizantes. Análisis Rutinarios en Estudios y Programas de Fertilidad*. Colegio de Postgraduados, Montecillo, México. 803 pp.
- Fernández A (1988) *Producción de Biomasa de Plantas de 4 Leguminosas Arbóreas en Relación con la Nodulación y Actividad de la Fijación Biológica de Nitrógeno*. Tesis. Universidad Veracruzana. México. 86 pp.
- García E (1973) *Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen*. 2ª ed. Instituto Geografía. UNAM. México. 246 pp.
- Geissert D, Ibáñez A (2008) Calidad y ambiente físico-químico de los suelos. En Manso RH, Hernández Ortíz V, Gallina S, Mehltretter K (Eds.) *Agroecosistemas Cafetaleros de Veracruz: Diversidad, Manejo y Conservación*. INE-SEMARNAT. México. pp. 213-221.
- González-Espinosa M (2007) Restoration of forest ecosystems in fragmented landscapes of temperate and montane tropical Latin America. En Newton AC (Ed.) *Biodiversity Loss and Conservation in Fragmented Forest Landscapes*. CABI. Egham, RU. pp. 335-369
- Guariguata MR, Rheingans R, Montagnini F (1995) Early woody invasion under tree plantations in Costa Rica: implications for forest restoration. *Restor. Ecol.* 3: 252-260.
- Guerrero A (1990) *El Suelo, los Abonos y la Fertilización de los Cultivos*. Mundi-Prensa. Madrid, España. 206 pp.
- Hagar J, Wightman K, Fisher R (1997) The potential of plantations to foster woody regeneration within a deforested landscape in lowland Costa Rica. *For. Ecol. Manag.* 99: 55-64.
- Hagar J, Briscoe CB, Butterfield RP (1998) Native species: a resource for the diversification of forestry production in the lowland humid tropics. *For. Ecol. Manag.* 106: 195-203.
- Hooper DU, Vitousek PM (1997) The effect of plant composition and diversity on ecosystem processes. *Science* 277: 1302-1305.
- Jackson ML (1982) *Análisis Químico de Suelos*. 4ª ed. Omega. Barcelona, España. 662 pp.
- Juárez-Ramón D (2000) *Patrones de la Macro y Mesofauna Edáficas en Agroecosistemas Cafetaleros con Distinto Grado de Intensificación Agrícola*. Tesis. INECOL. México. 143 pp.
- Krebs Ch (1994) *Ecology: the Experimental Study of Distribution and Abundance*. 4ª ed. Harper Collins. Nueva Cork, EEUU. 801 pp.
- Lindig R, Vázquez-Yanes C (1997) Los ailes en la restauración ecológica. *Ciencia* 3: 31-40.
- Loope L, Stone CH (1996) Strategies to reduce erosion of biodiversity by exotic terrestrial species. En Szaro R, Johnston DW (Eds.) *Biodiversity in Managed Landscapes*. Oxford University Press. Oxford, RU, pp. 261-279.
- Lugo AE (1990) Removal of exotic organisms. *Cons. Biol.* 4: 345.
- Lugo AE (1997) The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded lands with tree monocultures. *For. Ecol. Manag.* 99: 9-19.
- Lugo AE, Wang D, Bormann H (1990) A comparative analysis of biomass production in five tropical tree species. *For. Ecol. Manag.* 31: 153-166.
- Martínez L, Chacalo A (1994) *Los Árboles de la Ciudad de México*. Universidad Autónoma Metropolitana. México. 351 pp.
- Meave J, Soto MA, Calvo LM, Paz H, Valencia S (1992) Análisis sinecológico del bosque mesófilo de montaña de Omiltemi, Guerrero. *Bol. Soc. Bot. México* 52: 31-77.
- Mehlich A (1953) *Determination of P, Ca, Mg, K, Na, and NH₄*. Publ. 1-53. North Carolina Soil Test Division. Raleigh, NC, EEUU.
- Montagnini F, Jordan CF (2002) Reciclaje de nutrientes. En Guariguata M, Kattan GH (Eds.) *Ecología y Conservación de Bosques Neotropicales*. Asociación de Editoriales Universitarias de América Latina y el Caribe - GTZ. Costa Rica. pp. 167-191.
- Morrison D (1987) Landscape restoration in response to previous disturbance. En Goigel M (Ed.) *Landscape Heterogeneity and Disturbance*. Springer. Nueva York, EEUU. pp. 159-172.
- Muñiz Castro MA, Williams Linera G, Rey Benayas JM (2006) Distance effect from cloud forest fragments on plant community structure in abandoned pastures in Veracruz, México. *J. Trop. Ecol.* 22: 431-440.
- Murcia C (1996) Long term consequences of two different revegetation programs in the Colombian Andes. *Bull. Ecol. Soc. Am.* 77(Suppl): 317.
- Murcia C (1997) Evaluation of Andean alder as a catalyst for the recovery of tropical cloud forests in Colombia. *Forest Ecology and Management* 99(1-2):163-170.
- Naeem S, Håkanson K, Lawton JH, Crawley MJ, Thompson LJ (1996) Biodiversity and plant productivity in a model assemblage of plant species. *Oikos* 76: 259-264.
- Negrete-Yankelevich S, Fragoso C, Newton AC, Heal OH (2007) Successional changes in soil, litter and macroinvertebrate parameters following selective logging in a Mexican cloud forest. *Appl. Soil Ecol.* 35: 340-355.
- Negrete-Yankelevich S, Fragoso C, Newton AC, Russell G, Heal OH (2008) Decomposition and macroinvertebrates in experimental litter along a secondary chronosequence of tropical montane forest. *Biol. Fert. Soils.* 44: 853-861.
- Ng BH (1987) The effects of salinity on growth, nodulation and nitrogen fixation of *Casuarina equisetifolia*. *Plant Soil* 103: 123-125.
- Nicholas ID (1988) Plantings in tropical and subtropical areas. *Agric. Ecosyst. Env.* 22-23: 465-482.
- Parrota JA (1995) Influence of overstory composition on understory colonization by native species in plantations on a degraded tropical site. *J. Veget. Sci.* 6: 627-636.
- Parrota JA (1999) Productivity, nutrient cycling, and succession in single and mixed-species plantations of *Casuarina equisetifolia*, *Eucalyptus robusta*, and *Leucaena leucocephala* in Puerto Rico. *For. Ecol. Manag.* 124: 45-77.
- Parrota JA, Turnbull J, Jones J (1997a) Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *For. Ecol. Manag.* 99: 1-7.
- Parrota JA, Knowles OH, Wunderle JM (1997b) Development of floristic diversity in 10-year-old restoration forests on a bauxite mined site in Amazonia. *For. Ecol. Manag.* 99: 21-42.
- Pedraza RA (1998) Germinación de semillas de especies arbóreas colectadas en áreas boscosas de la región de Xalapa, Veracruz. *For. Veracruz.* 1: 13-18.
- Pedraza RA (2003) *Árboles nativos para plantaciones: una estrategia de restauración en áreas deforestadas*. Tesis. Instituto de Ecología AC. México. 64 pp.
- Pedraza RA, Williams-Linera G (2005) Microhabitat conditions for germination and establishment of two tree species in the Mexican montane cloud forest. *Agrociencia* 39: 457-467.

- Peech M (1965) Hydrogen-ion activity. En Black CA (Ed.) *Methods of Soil Analysis, Part 2, Chemical and Microbiological Properties* #9. American Society of Agronomy. Madison, WI, EEUU. pp. 914-925.
- Powers JS, Haggard JP, Fisher RF (1997) The effect of overstory composition on understory woody regeneration and species richness in 7-year old plantations in Costa Rica. *For. Ecol. Manag.* 99: 43-54.
- Richardson DM (1998) Forestry tree as invasive aliens. *Cons. Biol.* 12: 18-26.
- Rodríguez-Audirac M (1998) *Evaluación y diagnóstico de la macrofauna y la mesofauna edáficas de los suelos restaurados por Industrias Apasco, en el Cerro de Buenavista, Ver.* Tesis. Instituto de Ecología AC. México. 136 pp.
- Rzedowski J (1996) Análisis preliminar de la flora vascular de los bosques mesófilos de montaña de México. *Acta Bot. Mex.* 35: 25-44.
- Suárez-Guerrero AI (1998) *Germinación y Crecimiento de Encinos en Ambientes Inducidos por la Fragmentación del Bosque Mesófilo en Veracruz.* Tesis. UNAM. 89 pp.
- Suárez-Guerrero AI, Equihua M (2005) Experimental tree assemblages on the ecological rehabilitation of a cloud forest in Veracruz, Mexico. *For. Ecol. Manag.* 218: 329-341.
- Stadtmüller T (1987) *Cloud Forests in the Humid Tropics.* The United Nations University. Costa Rica. 82 pp.
- StatSoft (2003) *STATISTICA* (data analysis software system), ver. 6. StatSoft Inc. Tulsa, OK, EEUU. www.statsoft.com
- Temperton VM, Hobbs RJ, Nuttle T, Halle S (2004) *Assembly Rules and Restoration Ecology.* Island Press. Washington, DC, EEUU. 439 pp.
- Tiessen H, Moir JO (2008) Characterization of available P by sequential extraction. En Carter MR, Gregorich EG (Eds.) *Soil Sampling and Methods of Analysis.* 2ª ed. Canadian Society of Soil Science. Ottawa, ON, Canadá. pp. 293-306
- Tilman D, Knops J, Wedin D, Reich P, Ritchie M, Sieman E (1997) The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science* 277: 1300-1302.
- Vázquez-Yanes C, Batis AI (1996) Adopción de árboles nativos valiosos para la restauración ecológica y la reforestación. *Bol. Soc. Bot. Méx.* 58: 75-84.
- Vázquez-Yanes C, Orozco-Segovia A (1998) La destrucción de la naturaleza. SEP-FCE-CONACyT. México. 102 pp.
- Vásquez L, Pérez NO, Valdés M (2000) Isolation and symbiotic characteristics of Mexican *Frankia* strains associated with *Casuarina*. *Appl. Soil Biol.* 14: 249-255.
- Vitousek PM (1990) Biological invasions and ecosystem processes: towards an integration of population biology and ecosystem studies. *Oikos* 57: 7-13.
- Walkley A, Black IA (1934) An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* 37: 29-37.
- Warren MW, Zou X (2002) Soil macrofauna and litter nutrients in three tropical tree plantations on a disturbed site in Puerto Rico. *For. Ecol. Manag.* 170: 161-171.
- Zolá M (1987) *La Vegetación de Xalapa, Veracruz.* INIREB. Xalapa, México. 155 pp.

REHABILITATION OF SOME CHEMICAL PROPERTIES OF SOILS AND CLOUD FOREST AT VERACRUZ, MEXICO WITH EXPERIMENTAL ASSEMBLAGES OF NATIVE WOODY SPECIES AND *Casuarina equisetifolia* L, Amoen

Ana Isabel Suárez Guerrero and Miguel Equihua

SUMMARY

On the rehabilitation of a severely degraded site formerly occupied by cloud forest, the impact of five experimental tree species assemblages on some soil chemical properties and plant performance was explored. Seedlings of ten native cloud forest succession tree species and the exotic species *Casuarina* were combined in five assemblages of different composition and richness. Their effect was noticeable on five out of eight soil properties analyzed. The one that included *Casuarina* stood out on height, and had the highest levels of most of the nutrients, particularly nitrogen. More than half of the trees sown remained alive after

the initial two years of the experiment (1999 and 2001). Assemblages affected individual survival time as well as growth variables. Plant cover was most rapid and extensively formed by the native species assemblages; those that included oaks, showed high levels of some nutrients. The richest assemblage displayed intermediate levels in soil and plant variables. The inclusion of the rapid growth species *Casuarina* was validated to enhance nutrient accumulation on degraded soils. The results suggest that initial rehabilitation can be achieved by the assemblage establishment.

REABILITAÇÃO DE ALGUMAS PROPRIEDADES QUÍMICAS DOS SOLOS E DO BOSQUE DE NEBLINA EM VERACRUZ, MÉXICO COM MONTAGENS EXPERIMENTAIS DE LENHOSAS NATIVAS E *Casuarina equisetifolia* L, Amoen

Ana Isabel Suárez Guerrero e Miguel Equihua

RESUMO

Na reabilitação de um lugar muito degradado onde antes houve bosque de neblina, se explorou o efeito de montagens experimentais de espécies lenhosas em algumas propriedades químicas do solo, assim como no desempenho das plantas. Mudanças de dez espécies lenhosas nativas de distintas etapas sucessionais do bosque nublado e a espécie exótica *Casuarina* foram combinadas em cinco montagens experimentais de distinta composição e riqueza. O impacto das montagens foi notável em cinco das oito propriedades químicas do solo analisadas. A montagem com *Casuarina* destacou-se entre as outras por conter os indivíduos mais altos e os níveis superiores da maioria dos nutrientes, notavelmente nitrogênio. Mais da metade dos indivíduos se esta-

bleceram exitosamente durante os dois primeiros anos do experimento (1999 e 2001). As montagens afetaram a sobrevivência individual, assim como todas as variáveis de crescimento analisadas. A formação de uma cobertura vegetal ocorreu mais rápida e extensamente nas montagens que somente continham espécies nativas, particularmente carvalhos, os que ressaltaram também com níveis altos de alguns nutrientes. A montagem mais rica em espécies mostrou atributos intermédios nas variáveis do solo e de desenvolvimento. Certifica-se a inclusão de *Casuarina* em solos degradados para favorecer a acumulação de nutrientes. Os resultados sugerem que a reabilitação inicial pode favorecer-se mediante o estabelecimento de montagens.