



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

**POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
INSTITUTO DE ECOLOGÍA**

**REFORESTACIÓN DE POTREROS
ABANDONADOS EN LOS TUXTLAS:
EFECTOS EN EL SUELO A CORTO PLAZO**

T E S I S

**QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE
MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

PRESENTA

BIOL. WOLKE TOBÓN NIEDFELDT

DIRECTOR DE TESIS: DR. JULIO CAMPO ALVES

MÉXICO, D.F.

MARZO 2009



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.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco el apoyo por parte del Posgrado en Ciencias Biológicas, UNAM.

El presente trabajo fue financiado con el apoyo de CONACYT,
el Presupuesto Operativo del Instituto de Ecología de la UNAM
el presupuesto de la National Science Foundation y
los recursos de la fundación Packard.

Gracias a los miembros del Comité Tutorial por los valiosos comentarios y las
sugerencias en la elaboración del manuscrito de esta tesis:

M. en C. Irene Pisanty Baruch
Dra. Christina Siebe Grabach
Dr. Javier Álvarez Sánchez
Dra. Cristina Martínez Garza
Dra. Guadalupe Barajas Guzmán

En especial agradezco el apoyo de mi director de tesis:
Dr. Julio Campo Alves.

Agradecimientos

Al Dr. Campo: Julio, gracias por el fuerte apoyo durante estos años y por permitirme descubrir nuevos horizontes.

Al Laboratorio de Biogeoquímica Terrestre y Clima: Vinisa, Vanessa, Lilia, Rosa y Javier. Niñas, que gusto compartir el tiempo dentro y fuera del laboratorio con ustedes.

Al M. en C. Enrique Solís. Gracias por el gran soporte en el laboratorio y en las salidas a campo.

Al personal en el Instituto de Ecología. Especialmente a Luz María y Georgina.

A aquellas personas quienes apoyaron la realización de esta tesis: Dra. Cristina Martínez, Biol. Rosamond Coates, Eladio Velasco y sus compañeros, así como al Laboratorio de Edafología Ambiental, Instituto de Geología, y los integrantes del Laboratorio Especializado de Ecología y el Laboratorio de Ecología, de la Facultad de Ciencias.

A mis amigas y compañeras de la maestría: Marylín, Carolina y Yaní. Simplemente un tiempo inolvidable.

A mis amigas de siempre: Karla y Angélica. Lejos, pero siempre cerca del corazón.

A mis queridos amigos: Kirsten, Abraham, Daniel, Salvador, Checo y el resto de la banda, quienes están en las buenas y en las malas.

A mi Diego. Gracias por confiar y creer en mí.

A mi familia: Geraldine, Paloma, Heide y Héctor. Gracias por el apoyo incondicional.

Gracias por poder enseñar y aprender tantas cosas nuevas.

*In the end we will conserve only what we love;
we will love only what we understand;
and we will understand only what we are taught.*

Baba Dioum, 1968

CONTENIDO

	Página
Resumen	2
Abstract	4
Introducción	6
El suelo en los trópicos	8
Impactos de la ganadería sobre las características del suelo	13
La restauración ecológica	19
Justificación	26
Objetivos e hipótesis	28
Métodos	30
Sitio de estudio	30
Descripción del sitio de estudio e historia de uso	31
Diseño experimental	32
Muestreo de necromasa y suelo	34
Análisis físicos y químicos	35
Análisis estadísticos	36
Resultados	37
Condiciones iniciales	37
Efecto de la exclusión del ganado	41
Variación topográfica	44
Comparación del pastizal con la selva	50
Discusión	54
Características del suelo en el BTH	54
Consecuencias de la exclusión de ganado	57
Tendencias a lo largo de la pendiente	61
La restauración de las propiedades del suelo	63
Conclusiones	66
Literatura citada	67

RESUMEN

México es uno de los cuatro países con las tasas de deforestación más altas a nivel mundial (395 000 ha año⁻¹). Grandes áreas de bosque tropical húmedo (BTH) han sufrido un cambio de uso de suelo. En el estado de Veracruz queda solamente de 10 a 20% de este tipo de vegetación; la mayoría de las tierras han sido transformadas a campos agrícolas o están bajo uso ganadero. La desaparición del BTH y el deterioro de los sitios que aún mantienen parte de la cobertura vegetal original hacen necesario emprender acciones para revertir el daño generado por la presencia del ganado.

El presente estudio se realiza con el objetivo de determinar los efectos de un año de exclusión de ganado sobre las características físicas, fisicoquímicas y biogeoquímicas del suelo en zonas bajo restauración en Los Tuxtlas, Veracruz. Para ello, se analizaron muestras compuestas del mantillo y del suelo (0-5 cm y 5-20 cm de profundidad) de parcelas reforestadas (PR), parcelas sin ganado (PS), parcelas con ganado (PC) y de una selva tropical adyacente (S). Se compararon la masa de mantillo y sus concentraciones de nitrógeno (N) y fósforo (P), y así como la densidad aparente, la textura, el pH, y las concentraciones de carbono (C) orgánico, nitrógeno (N) total y mineral, fosforo (P) total y asimilable del suelo.

Se presentaron diferencias en la acumulación de mantillo y en la concentración de nutrientes entre los pastizales con y sin la exclusión de ganado. En el suelo, los resultados indicaron que no hubo cambios en la concentración de C orgánico y N total, en cambio, la relación C:N disminuyó en el pastizal, donde se excluyó el ganado en comparación con PC. Además, se redujeron las concentraciones de nitrato (NO₃⁻) y de P

asimilable en PS respecto al PC en los primeros 5 cm de profundidad. La densidad, el pH y la relación nitrato:amonio ($\text{NO}_3:\text{NH}_4$) no se vieron afectadas por la exclusión de los animales después de un año, comparando las diferentes condiciones de pastizal.

Sin embargo, los suelos de la selva contrastaron con los del pastizal y aún después de un año de la exclusión, las diferencias se mantuvieron. La selva acumuló más necromasa ($\sim 750 \pm 69$ vs. $40 \pm 1.4 \text{ g m}^{-2}$: media \pm E.E.), su suelo presentó menor densidad (0.48 ± 0.08 vs. $0.90 \pm 0.04 \text{ g cm}^{-3}$), fue menos ácido (pH 6.0 ± 0.1 vs. 5.6 ± 0.1) y su estado nutricional fue mejor comparado con los correspondientes a los pastizales, donde se excluyó el ganado.

La concentración de N inorgánico y las de P asimilable fueron distintas en las diferentes posiciones del terreno; las restantes propiedades edáficas analizadas no variaron a lo largo de la pendiente. Aún así no fue posible establecer un patrón homogéneo en la distribución de los nutrientes a lo largo de la pendiente.

En conclusión, la transformación de la cobertura vegetal natural a pastizal para ganadería, ha afectado los ciclos de N y de P, tal como era esperado. A pesar del breve tiempo transcurrido durante este estudio, la exclusión del ganado ha permitido cambios en los almacenes y en las formas disponibles de nutrientes que indican una rápida respuesta del sistema a la manipulación experimental, y sugieren un inicio en la recuperación de las propiedades biogeoquímicas de la selva.

ABSTRACT

Mexico is one of four countries with the highest deforestation rates all over the world (395 000 ha year⁻¹). Extended areas of tropical rainforest (TRF) have suffered changes in their land use. In the federal state of Veracruz, only 10-20% of this vegetation type remains, the majority of the lands have been converted to food crops or are being used for cattle ranching. The disappearing of TRF and the deterioration of areas, which still maintain part of the original vegetation cover, constrain to impulse activities to reverse the produced damages of the introduction of cattle.

The present study has the purpose to determine the effect of one year of cattle exclusion on the physical, physical-chemical and chemical characteristics of the soil under reforested areas in Los Tuxtlas, Veracruz. Therefore, total litter and soil samples (0-5 cm and 5-20 cm deep) were analyzed as a composited sample of reforested pasture (PR), plots without cattle (PS), plots with cattle (PC), and an tropical mature forest (S). Comparisons were made for dry litter mass and their nitrogen (N) and phosphorous (P) concentrations, and for soil samples, analyzing differences in bulk density, texture, pH and the concentrations of organic carbon (C), total and mineral N, and total and available P.

There were differences in the accumulation of litter and their nutrient concentrations between pastures with and without the cattle exclusion. The results of the soil samples showed no changes in the concentration of organic C and total N, in contrast, the C:N ratio were lower in the pasture with cattle exclusion, compared to the PC condition. Furthermore, PS had smaller nitrate (NO₃⁻) and available P concentrations than PC in

the first 5 cm of depth. Soil bulk density, pH and the nitrate:ammonium ratio ($\text{NO}_3:\text{NH}_4$) showed no differences caused by the cattle exclusion after one year, comparing the different pasture conditions.

The contrasting soil conditions of the tropical forest and the pasture stayed similar even after one year of exclusion. The mature forest accumulated more litter mass ($\sim 750 \pm 69$ vs. $40 \pm 1.4 \text{ g m}^{-2}$: median \pm E.E.), the soil had a lower bulk density (0.48 ± 0.08 vs. $0.90 \pm 0.04 \text{ g cm}^{-3}$), was less acid (pH 6.0 ± 0.1 vs. 5.6 ± 0.1), and the soil nutrient level was better compared to the pastures, where cattle had been excluded.

Inorganic N and available P concentrations were dissimilar due to the different positions in the field, the other analyzed soil properties showed no variation in the terrain. However it was not possible to establish a unifying pattern for the nutrient distribution along the slope.

In conclusion, the transformation of the natural vegetation cover to cattle pasture, altered the N and P cycling, as were expected. Regardless of the short period of time during this study, the exclusion of cattle allowed changes in the nutrient pools and their available forms, which designate a quick answer of the system to the experimental manipulation and denote a beginning in the recuperation towards the biogeochemical properties of the mature forest.

INTRODUCCIÓN

Los bosques tropicales húmedos (BTH) son los ecosistemas más antiguos, complejos y diversos de nuestro planeta (Whitmore 1998). Aunque solamente representan 7% de la superficie terrestre ($8,3 \times 10^6 \text{ km}^2$), contienen más de la mitad de la biodiversidad global (Goldsmith 1998, Whitmore 1998). Para comprender las dimensiones de la riqueza de especies que estos ecosistemas ostentan, cabe mencionar que 25 ha de BTH en Borneo pueden presentar más de 700 especies de árboles, número equivalente a la diversidad arbórea total del norte de América (FAO 2007a). De hecho, el número total de especies es tan grande que se considera que se ha estudiado menos de 1% de su biodiversidad total (Whitmore 1998). Probablemente albergan más de la mitad de las especies de plantas y más de 80% de los animales de la Tierra (Dirzo 2003). Por otra parte, los BTH brindan numerosos servicios ambientales y funciones ecológicas, tales como la regulación del clima, la fijación de CO_2 , la captación de agua, la protección contra la erosión y la desertificación.

A pesar de su importancia, los BTH se encuentran dentro de los más amenazados a nivel mundial, debido principalmente a su conversión para uso agrícola y ganadero para satisfacer la demanda alimenticia. La FAO (2007b) estima una pérdida anual de $10.4 \times 10^4 \text{ km}$ de bosque tropical entre los años 2000 a 2005, equivalente a 323 km^2 por día. México se localiza en el segundo lugar en la lista de los países con mayores tasas de deforestación anuales de bosque primario, al presentar una pérdida de aproximadamente 6% de su área boscosa en sólo cinco años, luego de Indonesia (13% de pérdida) y, previo a Papua Nueva Guinea (5%) y Brasil (4%) (FAO 2007b). Sin embargo, la estimación de la tasa de deforestación es uno de los temas que ha generado controversia. De acuerdo con la FAO,

México sostiene una tasa de deforestación anual de 1.07% (*i.e.* una pérdida de 631 000 ha entre 1993 y 2000). Otro estudio estima la tasa de deforestación de selvas en el mismo período en 2.5% (Velázquez *et al.* 2002); siendo muy variable entre regiones del país (de 1 a 10%; SEMARNAT 2000). Independientemente de las estimaciones, las tasas de desaparición de las selvas demuestran una tendencia descendente, de acuerdo a un aumento del tamaño poblacional y la expansión de la agricultura y pobreza. En el caso de Veracruz, en México, se estima la pérdida entre 80 y 90% de su superficie boscosa original, debido a la transformación a campos agrícolas, y principalmente por el desmonte para uso ganadero (CONAFOR 2006). Por lo anterior, el estado de Veracruz presenta la tasa anual de deforestación más alta del país (1.6 %) a nivel nacional (Manson 2006).

La mitad de los BTH ($4 \times 10^6 \text{ km}^2$) se distribuyen en el neotrópico (Whitmore 1998), desde las cuencas del Amazonas y Orinoco, Ecuador, Colombia y otros países centroamericanos hasta el estado de Veracruz; por lo cual la selva de Los Tuxtlas representa el límite norte y uno de los últimos remanentes del BTH en la costa del Golfo de México (Dirzo y García 1992, Guevara *et al.* 2004). En México, las áreas de BTH mejor conservadas se encuentran en el sureste de la Península de Yucatán, en el noreste de Chiapas, en Campeche, Quintana Roo, Oaxaca y Veracruz (Guevara *et al.* 2004). Otras regiones del mundo, donde se encuentra el BTH, son al sureste de Asia ($2,5 \times 10^6 \text{ km}^2$), en Malasia, Indonesia, Indochina, al norte de Australia, en Sri Lanka, Camboya y Vietnam, y en sur de África ($1,8 \times 10^6 \text{ km}^2$), principalmente en Zaire y Madagascar.

El suelo en los trópicos

Debido a la amplia extensión de BTH entre el trópico de cáncer y capricornio, sus suelos son muy heterogéneos, por lo que todos los órdenes de suelo están representados en este ecosistema (Palm *et al.* 2007, Richter y Babbar 1991).

Fisher y Binkley (2000) identificaron cuatro órdenes de suelo como los más comunes en el trópico húmedo: Oxisoles, Ultisoles, Andisoles e Inceptisoles (según Soil Taxonomy; Soil Survey Staff 1987). Los primeros se caracterizan por presentar grandes contenidos de aluminio y de hierro, y los segundos presentan un subsuelo enriquecido en arcillas y bajas concentraciones de nutrientes. Los Andisoles, conocidos también como Andosoles (según World Reference Base for Soil Resources (WRB; ISSS, ISRIC, FAO 1994), se forman a partir de cenizas volcánicas, con un alto porcentaje de vidrio y materiales coloidales amorfos, por lo que son pobres en fósforo (P) disponible. Los suelos con limitado tiempo de desarrollo y poca diferenciación entre horizontes, se conocen como Inceptisoles o Cambisoles, según la clasificación empleada.

En otro estudio (Kauffman *et al.* 1998), se caracterizaron seis grupos de suelos dominantes, que cubren aproximadamente 72% del área total de las zonas húmedas del planeta: Ultisoles (Acrisoles), Oxisoles (Ferrasoles), Entisoles (Arenosoles), Spodosoles (Podzoles), Inceptisoles (Cambisoles) y Luvisoles (Lixisoles), según la clasificación de la Soil Taxonomy 1993 (WRB). De acuerdo a las características físicas y la distribución del tamaño de partículas, los Podzoles y Arenosoles presentan un bajo contenido de limos y arcillas, mientras que los otros cuatro grupos, tienen mayores contenidos de arcillas; la densidad del

suelo en general no es menor a $1,1 \text{ g cm}^{-3}$ (Tabla 1). El pH indica una fuerte acidez, como en el caso de los Luvisoles, aunque también puede presentar valores menos ácidos.

Las características químicas de los Podsoles indican una concentración de carbono (C) orgánico variable según el tipo de suelo ($80\text{-}50 \text{ mg g}^{-1}$), asociado a una relación C/N que puede alcanzar valores de 23, ligado a bajas concentraciones de nitrógeno (N) total (en promedio 1.49 mg g^{-1}), más que a altas de C. Otras características relacionadas al estado nutricional, como la suma de bases intercambiables (calcio, magnesio, potasio y sodio), el aluminio (Al) intercambiable y la capacidad de intercambio catiónico (CIC), presentan valores bajos en Ferrasoles, Acrisoles, Arenosoles y Podzoles, y valores de moderados a altos para los Cambisoles y Luvisoles.

Los suelos formados a partir de material parental básico suelen presentar valores de CIC (suma de bases y saturación de bases (SB)) más altos que los suelos con mayor acidez, aunque debido a la cantidad de lluvia, son lavados fuertemente, independientemente del material parental (ver Brady y Weil 2000).

Tabla1. Características físicas y químicas de los suelos dominantes en el trópico húmedo (0-20 cm de profundidad) a partir de 93 perfiles de suelo (promedio \pm D.E.).

<i>Variables</i>	<i>Ferrasoles</i>	<i>Acrisoles</i>	<i>Luvisoles</i>	<i>Cambisoles</i>	<i>Arenosoles</i>	<i>Podzoles</i>
Arena (%)	35 \pm 27	52 \pm 23	40 \pm 32	25 \pm 23	92 \pm 5	86 \pm 12
Limo (%)	15 \pm 11	19 \pm 12	20 \pm 11	27 \pm 13	5 \pm 4	11 \pm 9
Arcilla (%)	49 \pm 25	29 \pm 18	35 \pm 19	46 \pm 22	3 \pm 3	3 \pm 4
Densidad (g cm ⁻³)	1.1 \pm 0.2	1.3 \pm 0.2	1.2 \pm 0.2	1.1 \pm 0.2	1.2 \pm 0.1	1.3 \pm 0.1
pH-H ₂ O (1:2,5)	4.8 \pm 0.6	4.8 \pm 0.5	6.4 \pm 0.5	5.3 \pm 1.0	5.3 \pm 0.9	4.5 \pm 0.3
C orgánico (mg g ⁻¹)	23 \pm 15	20 \pm 10	22 \pm 10	23 \pm 14	8 \pm 18	50 \pm 83
C/N	16 \pm 10	14 \pm 5	17 \pm 15	11 \pm 4	16 \pm 3	23 \pm 9
Bases intercambiables (c mol _c kg ⁻¹)	1.8 \pm 2.3	2.2 \pm 2.5	21.2 \pm 16.1	11.5 \pm 18.0	2.0 \pm 2.0	1.0 \pm 1.0
Aluminio intercambiable (c mol _c kg ⁻¹)	1.4 \pm 1.8	1.5 \pm 1.4	0.1 \pm 0.1	0.1 \pm 1.6	0.1 \pm 0.1	1.0 \pm 2.2
Capacidad de intercambio catiónico _{pH7} (c mol _c kg ⁻¹)	8.8 \pm 5.4	9.9 \pm 6.4	22.7 \pm 16.2	19.3 \pm 13.8	6.6 \pm 5.5	20.0 \pm 36.0
Saturación de bases (%)	19 \pm 16	26 \pm 23	87 \pm 17	49 \pm 54	44 \pm 35	18 \pm 17

Fuente: Kauffman *et al.* 1998

Los suelos del trópico húmedo presentan un patrón heterogéneo en sus características físicas y químicas. A una escala mayor, los factores que regulan la dinámica de los biomas y ecosistemas son el tiempo de desarrollo y la química del suelo, las tasas de erosión y los movimientos tectónicos (Townsend *et al.* 2008). En cambio, a nivel de paisaje, la diversidad de las comunidades vegetales está influenciada por los cambios químicos, estructurales y funcionales, los cuales están ligados a los procesos biogeoquímicos. La distribución vertical de los nutrientes en el suelo se regula mediante el ciclo interno de las plantas, la tasa de intemperización, el lavado y la deposición atmosférica de nutrimentos (Jobbágy y Jackson 2001). En este mismo estudio demostraron que la concentración de los nutrientes limitantes, que son más controlados por las plantas, son el fósforo y el potasio, y que su influencia es mayor en los primeros 20 cm del suelo. En contraste, el sodio no representa un nutriente limitante para el crecimiento y desarrollo de las especies vegetales. Además, se identificó una mayor concentración de los nutrientes en sitios más húmedos y, donde la asimilación por parte de las plantas es mayor (Jobbágy y Jackson 2004). Las evidencias sostienen que los efectos de las plantas y especialmente de los árboles en el suelo pueden diferir hasta en dos órdenes de magnitud entre especies (Binkley y Giardina 1998).

A lo largo del paisaje, la distribución horizontal de los elementos nutritivos para la vegetación está en función del clima, los organismos, el material parental, el tiempo y el relieve, según el modelo de Jenny (1941). La posición en el terreno juega un papel fundamental en los suelos heterogéneos de los bosques tropicales, por lo que varios trabajos han tratado de correlacionar los patrones topográficos con patrones biogeoquímicos. Por ejemplo, Chen *et al.* (1997) y Silver *et al.* (1994) correlacionaron los cationes intercambiables del suelo con la posición topográfica, aunque otros estudios no encontraron

correlaciones significativas entre estas dos variables (Barthold *et al.* 2008). Por otra parte, Powers y Schlesinger (2002) relacionaron el incremento de la concentración de C en los primeros centímetros del suelo con la elevación, y encontraron que también está asociado a variaciones en la textura del suelo, la mineralogía y la temperatura en un bosque tropical de Costa Rica. Para enfatizar las discrepancias de las características edáficas con la posición topográfica, *i.e.* a lo largo de una ladera, los estudios más claros y representativos son los de Campo-Alves (2003) y García-Oliva y Maass (1998), ambos conducidos en un bosque tropical estacionalmente seco en México. El primer trabajo demuestra que las concentraciones y los almacenes de fósforo (P), calcio (Ca) y magnesio (Mg) del suelo son mayores en los sitios de menor elevación; el potasio (K) tendió a aumentar a lo largo del gradiente altitudinal (70-150 m). La concentración y el contenido de nutrientes en la hojarasca estuvieron en función de la producción de biomasa a lo largo del gradiente, que fue mayor en el sitio de baja elevación. De acuerdo a lo anterior, los nutrientes en la hojarasca presentaron una mayor concentración a menor altitud, por lo cual el flujo de P, Ca y Mg de la vegetación al suelo también es mayor en los sitios de menor elevación y con mayor producción de biomasa. La menor disponibilidad de nutrientes en los sitios más altos, podría aumentar la eficiencia del uso de los recursos (Campos-Alves 2003, Jobbágy y Jackson 2001). García-Oliva y Maass (1998) también señalan la influencia de la topografía sobre las propiedades del suelo y la dinámica de nutrientes. En este caso, el suelo de la cresta mostró la tendencia a una mayor concentración de C orgánico, N total y K respecto a la ladera tanto en la selva estudiada como en pastizales de uno a 11 años de edad. Es posible que la cresta presentara una mayor capacidad de retención de nutrientes, debido a una mayor acumulación de materia orgánica en esta zona respecto a la ladera. Además, las laderas son

más propensas a perder los nutrientes por lixiviación y erosión. Sin embargo, el contenido de P total no fue afectado por la posición en el terreno.

Para recapitular, la alta biodiversidad de los bosques tropicales también se refleja en la alta heterogeneidad de los suelos y su biogeoquímica, en todas las escalas de trabajo posibles. De esa manera, tanto la deforestación de estos ecosistemas como su revegetación pueden seguir varias trayectorias y sus efectos son complejos y diversos. A continuación se describen las consecuencias en el suelo de la conversión de la selva a pastizal ganadero y posteriormente, los efectos que tiene la reforestación de los pastizales tropicales.

Impactos de la ganadería sobre las características del suelo

El cambio de uso de suelo, además de amenazar la flora y fauna del bosque remanente (Raven 1983, Chapin *et al.* 2000, Dirzo y Raven 2003), acelera la erosión y, por lo tanto, la pérdida del suelo; que es uno de los procesos irreversibles en la transformación de los ecosistemas. Además, afecta el balance hídrico y altera el ciclo de nutrientes (Buschbacher *et al.* 1988, Houghton 1995, Holl 1999, Morgan 2005). De esa manera, la reducción de la cobertura vegetal implica la reducción de la biomasa aérea y el reabastecimiento de materia orgánica, lo que provoca una disminución en la disponibilidad y los almacenes totales de los nutrientes en el suelo, particularmente de carbono (C) y nitrógeno (N), lo que limita el establecimiento y desarrollo de la vegetación en las áreas perturbadas (Brown y Lugo 1982, Williams-Linera 1983, Ceccon *et al.* 2003, Morgan 2005, McLauchlan 2006, Roose 2006).

El sector pecuario, en comparación con otros sectores agrícolas, es el de crecimiento más rápido a nivel mundial, y ocupa 30% de la superficie terrestre del planeta, mayoritariamente

en forma de pastizales (FAO 2006). La tala de bosques para producir terrenos para el uso ganadero es una de las principales causas de la deforestación, en especial en Latinoamérica, donde 70% de los bosques que han desaparecido en el Amazonas se han convertido en pastizales (FAO 2006). Los efectos de la ganadería son cada vez más evidentes, pues favorece, entre otros aspectos, la contaminación de agua, la eutrofización y la destrucción de los arrecifes de coral. Además, el ganado afecta la disponibilidad de nutrientes para el establecimiento, la supervivencia y el desarrollo de las plantas, lo que dificulta el retorno hacia un ecosistema boscoso (Posada *et al.* 2000). En términos generales, la defoliación, el pisoteo y el retorno de nutrientes por el ganado pueden considerarse como los primordiales efectos generados por la presencia de los animales. Estos factores resultan en la alteración de las concentraciones y los almacenes de los nutrientes y afectan los procesos biogeoquímicos en el suelo. Los resultados presentados a continuación son válidos para sitios donde no se ha empleado la quema inducida para la apertura de la selva (Tabla 2). Posteriormente, se explicarán las diferencias entre la dinámica de nutrientes de los pastizales que han sido quemados y los que no se incendiaron.

Por un lado, el consumo de la biomasa vegetal se refleja en la reducción de biomasa aérea y de mantillo, lo que repercute negativamente en el contenido de materia orgánica y los nutrientes edáficos (Jarvis y Barraclough 1991, San José *et al.* 2003). Además, la remoción de la vegetación incrementa la temperatura del suelo y aumenta la descomposición y las tasas de mineralización de nutrientes (Silver *et al.* 1996, Lugo y Brown 1992). Por otro lado, ha sido ampliamente reportado que la estructura del suelo sufre alteraciones debido al constante pisoteo del ganado, que causa un aumento de la densidad del suelo y la disminución de la estabilidad de los agregados y la porosidad. Consecuentemente disminuye

la capacidad de infiltración de agua, la aireación, la actividad de los microorganismos del suelo y, en consecuencia, la conservación de nutrientes (Álvarez-Yépiz *et al.* 2008, Echavarría Cháirez *et al.* 2007, Islam y Weil 2000, Trimble y Mendel 1995, Villamil *et al.* 2001).

El contenido de C en el suelo está relacionado con el balance entre el ingreso de mantillo y las pérdidas por descomposición, lavado y erosión (Schlesinger 1997). Por ello, la relación entre la calidad del humus y la circulación de nutrientes genera un ciclo de retroalimentación positiva, lo que repercute en los flujos de C y N en el suelo (Hungate *et al.* 1997). En ecosistemas tropicales húmedos con abundante cantidad de mantillo soluble, se explica la transferencia de C soluble en forma de materia orgánica disuelta del mantillo al suelo por precipitación, incrementando la mineralización de C en el suelo, la cual está regulada por los nutrientes del suelo (Cleveland *et al.* 2006).

Respecto a las consecuencias en los nutrientes edáficos debido a la introducción de ganado, es importante señalar que la orina es rica en N, K y azufre (S) y que las heces presentan una alta concentración de P, de la cual una parte es orgánica, poco asimilable, y otra inorgánica, disponible de inmediato para las especies vegetales (Unión Ganadera Regional de Jalisco, formato en línea). De esa manera, la presencia de los animales aumenta la cantidad de dichos nutrientes, especialmente de N y P asimilable, lo que disminuye la relación C:N y acelera tanto la mineralización de la materia orgánica del suelo como la liberación de nutrientes (Álvarez-Yépiz *et al.* 2008, Buschbacher *et al.* 1988, Singer y Shoenecker 2003).

Sin embargo, el aumento de la concentración de nutrimentos en el suelo y en la solución del suelo, incrementa el potencial de pérdida de los mismos por lavado, lo cual se acentúa en los

ecosistemas húmedos, ya que la tasa de asimilación de nutrientes por parte de las plantas no es equivalente al ingreso de los mismos al sistema, por lo que los excesos son lavados (Uhl y Jordan 1984, Matson *et al.* 1987).

Tabla 2. Conversión de BTH a pastizal ganadero y los cambios asociados a la biomasa y las propiedades del suelo en los primeros 30 cm de profundidad.

Variable	Efecto	Referencia
Biomasa aérea	Reducción de biomasa vegetal	Feldpausch <i>et al.</i> 2004
Suelo	Reducción de necromasa en el piso Menor entrada de materia orgánica al suelo (m.o.s.) → Aumento de la tasa de mineralización de m.o. Afecta micro-, meso- y macrofauna	Williams-Linera 1983 Jordan y Herrera 1981 McEvoy <i>et al.</i> 2006
Propiedades físicas	Mayor compactación, <i>i.e.</i> incremento de la densidad → Disminución de la estabilidad de agregados Menor porosidad Menor infiltración de agua y aireación Mayor resistencia ante la penetración de raíces	Álvarez-Yépiz <i>et al.</i> 2008 Lal 1996 Pinzón y Amézquita 1991 Trimble y Mendel 1995 Lal 1996
Propiedades fisico-químicas	Acidificación del suelo	Rasiah <i>et al.</i> 2004
Propiedades Químicas	Disminución de C orgánico Mayor ingreso de N inorgánico (NO ₃ y NH ₄) → Incremento de la tasa de desnitrificación Mayor volatilización Reducción de la relación C/N Mayor ingreso de P, K, Na, S, Ca y Mg Afecta capacidad de intercambio catiónico	Buschbacher <i>et al.</i> 1988 Han <i>et al.</i> 2008 Álvarez-Yépiz <i>et al.</i> 2008 Buschbacher 1987 Álvarez-Yépiz <i>et al.</i> 2008
	Incremento del potencial de pérdida de nutrientes por lavado y por la erosión del suelo	Buschbacher 1987 Jordan y Herrera 1981 Trimble y Mendel 1995

A partir de la quema de los sitios para la conversión de la selva, la dinámica del suelo puede presentar diferentes trayectorias. Por ejemplo, el pH y la capacidad de intercambio catiónico, aumentan como consecuencia de la quema; al incorporarse al suelo las cenizas ricas en bases, se disocian los iones H⁺ del complejo intercambiable y aumenta la capacidad del suelo para retener cationes básicos (Brady y Weil 2002). Lo anterior contrasta con los pastizales donde no se recurrió a la quema inducida, ya que en éstos los suelos se acidifican debido a la adición de aniones vía la orina animal (Rasiah *et al.* 2004). Respecto a los

nutrientes, se han publicado varios artículos que presentan resultados contrastantes después de la quema de pastos tropicales. Mientras que unos trabajos no encontraron diferencias en las concentraciones y contenidos de C orgánico y N total entre un pastizal y un bosque maduro en los primeros 10 cm de profundidad del suelo (Kauffman *et al.* 1998, Hughes *et al.* 2000, Nepstad *et al.* 2001), otros reportaron un incremento neto del contenido de C (Neill *et al.* 1997). En el caso de P inorgánico, generalmente se detecta un aumento de su concentración después de la quema, debido al aumento de la tasa de mineralización y la disminución de la capacidad de adsorción de este nutriente en el suelo, al reducirse la solubilidad de Al^{3+} y Fe^{3+} (García-Montiel *et al.* 2000). Sin embargo, los ingresos de P inorgánico al sistema, son seguidos por una rápida pérdida del mismo nutriente (Buschbacher *et al.* 1988, Neill *et al.* 1997), lo que contrasta con los pastizales no quemados, donde el suelo recibe pulsos constantes de P inorgánico debido a la presencia de ganado. Por lo anterior, se puede concluir que el cambio de uso de suelo genera cambios en la biomasa y las propiedades del suelo, que se asocian con los métodos empleados en el manejo de la cobertura vegetal.

Independientemente del manejo de los pastizales, la conversión de las selvas provoca cambios en la relación suelo-agua-aire, que afectan el desarrollo de las raíces de las plantas y su productividad (Lal 1996, Pinzón y Amézquita 1991). Los efectos positivos para las plantas por consecuencia de una mayor entrada de nutrientes al suelo, se anulan por los cambios en la solución del suelo y el pisoteo del ganado. Además, la degradación física se acentúa al relacionarse con otros tipos de degradación como son la degradación biológica, asociada a la disminución de materia orgánica y la fertilidad del suelo, lo que finalmente aumenta aún más la degradación de los suelos (FAO-PNUMA-UNESCO 1980).

La restauración ecológica

En respuesta a la extensión y gravedad de los problemas asociados a la degradación de los ecosistemas, la restauración surge como una rama de la ecología aplicada que busca revertir la pérdida de la biodiversidad y reestablecer el funcionamiento de los ecosistemas, y con ello los servicios ambientales que proporcionan (Daily *et al.* 1997, Gregory e Ingram 2000).

Se han diferenciado tres formas de intervención para la recuperación de un ecosistema, que difieren en las metas que persiguen en cada caso, así como en los métodos empleados (Figura 1). El primero considera que la “restauración ecológica” (en sentido estricto) implica el regreso a las condiciones originales del ecosistema previas al disturbio, incluyendo la diversidad biológica original, la estructura y el funcionamiento, así como la recuperación de la biomasa y los nutrientes. El segundo tipo de intervención es la llamada “rehabilitación”, que tiene el objetivo de reestablecer la utilidad ecológica y las principales funciones ambientales (como la productividad) para mantener la estabilidad del sistema. Por último, la “recuperación” trata de recrear parte de la composición y el funcionamiento del sistema para desarrollar un paisaje más natural y funcional que reemplace a otro que no lo es (Bradshaw 1984, 1987).

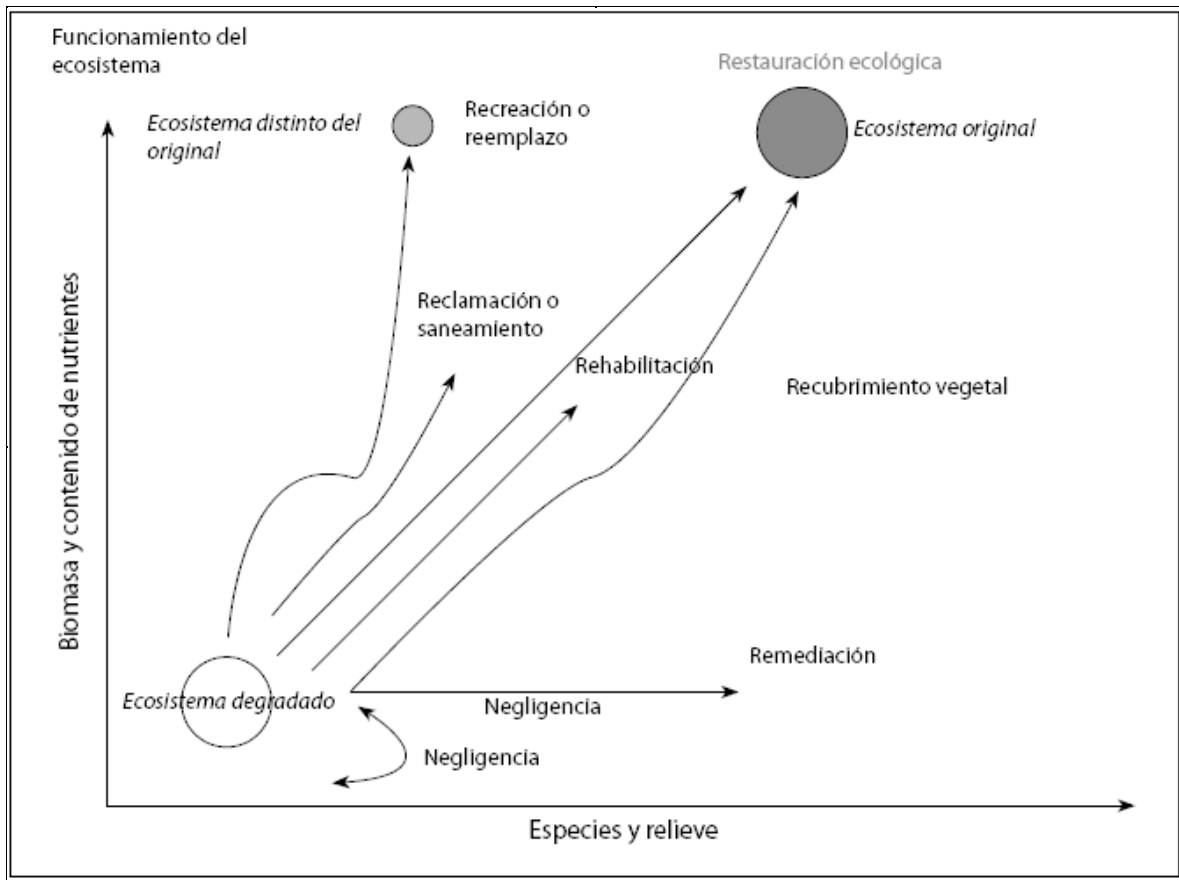


Figura 1. Las diferentes trayectorias de recuperación de los ecosistemas en función de la biomasa y el contenido de nutrientes; (Bradshaw 1987, modificado por Márquez-Huitzil 2005).

Además de la recuperación inducida por el hombre, los ecosistemas siguen la sucesión natural, (*i.e.* sucesión secundaria), término que se refiere a cambios secuenciales en la estructura y función de la vegetación y las propiedades del suelo a lo largo del tiempo y que, en el caso de los ecosistemas forestales, lleva a la vegetación a un estado estable y en equilibrio con las condiciones ambientales (Valverde *et al.* 2005). Así, los suelos que se desarrollan bajo una vegetación madura y funcionan como sistemas en equilibrio, activos y estables (Fisher y Binkley 2000). Tanto las trayectorias de recuperación como la sucesión vegetal son procesos dinámicos, asociados a cambios en el suelo, que a su vez están relacionadas con los cambios en la vegetación (Willis *et al.* 1997, Woods 2000). En ambos

casos, la trayectoria de recuperación de los ecosistemas puede presentar diferentes patrones, los cuales están en función de:

- el tipo y estado sucesional de la selva (Stern *et al.* 2002)
- el potencial de resiliencia y los umbrales ecológicos (Lal 1994)
- el tipo de disturbio y la intensidad de uso (Uhl y Jordan 1984)
- el manejo del sitio (con o sin quema inducida) (McGrath *et al.* 2001)
- las estrategias y los objetivos planteados en la restauración (Zimmerman *et al.* 2000)
- las especies introducidas (Rhoades *et al.* 1998, Aide y Zimmermann 1996)
- la competencia entre las especies vegetales (Uhl y Jordan 1984)
- los factores ambientales y el microclima: humedad, temperatura entre otros (Cleveland *et al.* 2006, Doust *et al.* 2008, Florentine y Westbrooke 2004)
- la microbiota del suelo (Wardle *et al.* 2004)
- las condiciones edáficas, que implican: la mineralogía del suelo, las propiedades físicas, químicas y biológicas, el grado de degradación del mismo, así como la disponibilidad de nutrientes (Adedeji 1984, Florentine y Westbrooke 2004, Sangha *et al.* 2006, Sánchez-Moreno y Ferris 2007, Van de Koppel *et al.* 1997).

Estos factores también afectan la dinámica de nutrientes del suelo, los cuales presentan diferentes trayectorias durante la recuperación de los ecosistemas. Dependiendo del momento en el cual se observan las interacciones y la dinámica del ecosistema, el resultado será diferente, ya que durante los primeros 50 años de sucesión se presentan los mayores cambios en la vegetación y en el suelo (Bautista-Cruz y del Castillo 2005). Después de ese tiempo se establece un equilibrio dinámico y ya suelen mantenerse balanceados.

En un estudio de sucesión secundaria en Nigeria (Aweto 1981 a y b) se comparó el número de especies, la diversidad de especies y la densidad arbórea entre campos agrícolas abandonados con un BTH secundario. Si bien la composición de formas de vida en el sitio abandonado fue parecida al bosque maduro, la distribución vertical y su desarrollo fueron menos complejos. Respecto a los nutrientes, la cantidad de la materia orgánica y la concentración de nutrientes del suelo superficial (0-10 cm de profundidad) se correlacionaron de manera positiva con el tamaño y la biomasa de la cobertura vegetal.

Los cambios que se presentan durante la recuperación de la selva a partir de un pastizal se observan en el crecimiento de la vegetación y la consecuente producción de hojarasca, lo que resulta en una acumulación de materia orgánica y liberación de nutrientes en el piso del bosque secundario. El aumento significativo en la necromasa de hojas, tallo, raíces y frutos se demostró al comparar un acahual de 10 meses de abandono, que presentó 530 g m^{-2} de biomasa total, con uno de siete años que tenía 5268 g m^{-2} en un BTH en Veracruz (Williams-Linera 1983). En el mismo trabajo, se determinó que los nutrientes en el suelo se recuperaron luego de siete años. La concentración de N total fue de 1725 mg kg^{-1} en el acahual joven de 10 meses y de 2025 mg kg^{-1} en el pastizal en un estado sucesional más avanzado (siete años), la concentración de P aprovechable fue de 2.5 y 5.8 mg kg^{-1} , respectivamente. En otro trabajo en Los Tuxtlas, Hughes y colaboradores (1999) también correlacionaron de manera positiva la edad del bosque con la biomasa aérea total y la concentración de nutrientes en el suelo. El sitio degradado presentó 4.8 Mg ha^{-1} de biomasa aérea y en un bosque secundario de 50 años de edad fue de 287 Mg ha^{-1} . Respecto a los nutrientes edáficos, el almacén de C aumentó de 2 a 136 Mg ha^{-1} , el de N total de 72 a 1167

kg ha⁻¹ y el de P total de 5 a 147 kg ha⁻¹ por un período de 50 años de regeneración. De esa manera, los cambios en el suelo de los sitios degradados sugieren una recuperación de las propiedades biogeoquímicas de la selva.

Se compararon diferentes estudios para corroborar los cambios que ocurren en el suelo, *i.e.* la concentración de C orgánico, de N total y de P inorgánico, después de la revegetación de pastizales ganaderos. Los trabajos escogidos presentan sitios con un uso y manejo del suelo similares y no han recibido tratamientos de quema inducida o la aplicación de fertilizantes (Tabla 3). El estudio de Macedo y colaboradores (2008) indica un aumento significativo de las concentraciones de los nutrientes estudiados, sin cambios relacionados en la relación C/N y el pH después de 13 años de la introducción de especies leguminosas en un Ferrasol en Brasil. Por otra parte, las plantaciones con especies nativas en Costa Rica arrojaron resultados contrastantes entre sí, dependiendo de las especies utilizadas (Montagnini 2000). Uno de los sitios con plantaciones de *Stryphnodendron microstachyum*, *Vochysia guatemalensis*, *Jacaranda copaia* y *Callophylum brasiliense*, presentó una mayor concentración de C orgánico y un menor pH respecto a una plantación con *Albizia guachapele*, *Terminalia amazonia*, *Virola kochnyi* y *Dipteryx panamensis*, así como en comparación con el sitio no reforestado. A pesar de la mayor concentración de C orgánico en el primer sitio, éste presentó una menor concentración de N total respecto a los otros dos, lo cual pudo estar relacionado tanto con la exclusión del ganado como con el aprovechamiento de este nutriente para el crecimiento de las plantas. Respecto a los demás nutrientes, tanto la concentración de P total como las de Ca, K y Mg fueron mayores en los sitios reforestados que en el no reforestado, después de cinco años de regeneración.

Tabla 3. Reintroducción de especies vegetales en pastizales tropicales degradados y los efectos en el suelo (<30 cm de profundidad).

Localidad	Altitud (msnm)	PP anual (mm)	Suelo	Especies introducidas	Efectos	Referencia
Brasil	100-200	2300	Ferrasol	<i>Acacia auriculiformis</i> <i>A. manigum</i> <i>Enterolobium contortisiliquum</i> <i>Gliricidia sepium</i> <i>Leucaena leucocephala</i> <i>Mimosa caesalpinifolia</i> <i>Paraserianthes falcataria</i>	Comparación después de 13 años del sitio reforestado (SR) con una selva deforestada (S); profundidad estudiada 0-20 cm: - pH: sin cambios - C orgánico: 65% más SR vs. S - N total: 60% más SR vs. S - C/N: 12 y 11, SR y S respectivamente - Mayor concentración de P total, Ca y K (SR vs. S)	Macedo <i>et al.</i> 2008
Costa Rica	~ 50	4000	Fluventic Dystropepts	Plantación 1 (SR1): <i>Stryphnodendron microstachyum</i> <i>Vochysia guatemalensis</i> <i>Jacaranda copaia</i> <i>Callophylum brasiliense</i> Plantación 2 (SR2): <i>Albizia guachapele</i> <i>Terminalia amazonia</i> <i>Virola kochnyi</i> <i>Dipteryx panamensis</i>	Comparación después de 5 años de los sitios reforestados (SR) con un sitio no reforestado (SN); profundidad estudiada 0-15 cm: - pH: más ácido en SR1 vs. SN, menos ácido en SR2 vs. SN - C orgánico: mayor concentración en SR1 vs. SN menor concentración en SR2 vs. SN - N total: menor concentración en SR1 y 2 vs. SN - P total: mayor concentración en SR1 y 2 vs. SN - Menor concentración de Ca, K y Mg en SR1 y 2 vs. SN	Montagnini 2000
Queensland	~ 780	1700	Ferrasol	SR 1: <i>Omalanthus novo-guineensis</i> SR 2: <i>Omalanthus novo-guineensis</i> 8 especies primarias SR 3: <i>Alphitonia petriei</i> 8 especies primarias SR 4: 10 especies promotoras 7 especies secundarias 7 especies de estados avanzados de sucesión	Comparación después de 10 años de los sitios reforestados (SR1-4) con un pastizal de 40 años de abandono (P) y una selva de referencia (S); profundidad estudiada 0-15 cm: - pH: más ácido en SR y P vs. S - C orgánico: SR<P<S - N total: SR<P=S - NH ₄ : SR3<SR1,2,4=P<S - NO ₃ : SR<P<S - Suma de bases (Ca, Mg, Na, K): SR<P=S	Rasiah <i>et al.</i> 2004

En otro estudio (Rasiah *et al.* 2004) se indica que después de 10 años de la introducción de especies vegetales (especies primarias: *Elaeocarpus angustifolius*, *Cryptocarya triplinervis*, *Eurochinus falcata*, *Guioa acutifolia*, *Terminalia sericocarpa*, *Pilidiostigma tropicum*, *Castanospermum alphandii* y *Acronychia acidula*; especies promotoras: *O. novo-guineensis*, *E. angustifolius*, *C. triplinervis*, *E. falcata*, *G. acutifolia*, *T. sericocarpa*, *P. tropicum*, *C. alphandii*, *A. acidula* y *A. petriei*; especies secundarias: *Agathis robusta*, *Flindersia bourjotiana*, *Cardwellia sublimis*, *Flindersia pimenteliana*, *Brachychiton acerifolius*, *Melicope elleryana* y *Symplocos cochinchinensis* y; especies de estados sucesionales avanzados: *Cinnamomum laubatii*, *Argyrodendron peralatum*, *Prunus turnerana*, *Cryptocarya hypospodia*, *Syzygium papyraceum*, *Syzygium wesa* y *Toona ciliata*) y 40 años tras el abandono de unos pastizales en el noreste de Queensland, Australia, no fue perceptible una mejora de las propiedades del suelo al compararlas con el suelo de la selva de referencia. Aún después del tiempo de recuperación del sitio degradado, tanto el pH como las concentraciones de C orgánico, N total e inorgánico y las bases intercambiables fueron desde 50% hasta el doble mayores en la selva respecto al sitio reforestado y el abandonado. Además, se correlacionaron de manera positiva la concentración de C orgánico con las de nitrato y amonio, por lo que representa una fuente directa de N (Rasiah *et al.* 2004). Los autores concluyen que la resiliencia del suelo es baja y que el tiempo de recuperación de las características físicas y químicas puede tomar más de una década.

Justificación

El estado de Veracruz es uno de los mayores productores de ganado del país (Villanueva Jiménez 2005). De forma general, la apertura de potreros para el ganado vacuno representa una de las causas principales de la deforestación de BTH (Amelung y Diehl 1992, Fearnside 1993). En Veracruz, la extensión de pastizales para uso ganadero se triplicó entre los años 1940 y 1990 (4.5 millones ha). Ello ha producido en un período de 20 años (1967 a 1986) la pérdida de superficie boscosa a una tasa anual de 4.2%, lo cual ha dejado solamente 5% de bosque original (Dirzo y García 1992).

El impacto de la ganadería sobre la vegetación y los suelos tiene consecuencias a escala local, regional y global. Sus efectos conllevan a la pérdida de biodiversidad, el deterioro de los servicios ambientales y la fragmentación de la selva (Guevara *et al.* 2004). El cambio de uso de suelo aumenta la erosión de las tierras, particularmente en colinas y laderas, y se afectan diversas propiedades del suelo (Bocco y García-Oliva 1992). La exclusión de ganado y las plantaciones con especies nativas han resultado como una herramienta útil en el proceso de restauración de los ecosistemas tropicales para revertir los daños provocados por la deforestación y la introducción de ganado, (Hughes *et al.* 2000, Uhl y Jordan 1984, Yong-Zhong *et al.* 2005).

A la fecha, la información que existe acerca de los cambios en el suelo antes y después de la reintroducción de las plantas nativas en los pasizales ganaderos es limitada (Florentine y Westerbrooke 2004, Rasiah *et al.* 2004). Esta información puede ser valiosa para mejorar el restablecimiento de la cubierta vegetal original. En el presente trabajo se evaluaron algunas propiedades del suelo bajo condiciones con y sin la exclusión de ganado, a lo largo de la pendiente en el terreno. Al mismo tiempo, se compararon las

características de estos suelos, con aquellos correspondientes a suelos bajo bosques maduros próximos.

OBJETIVOS E HIPÓTESIS

El presente estudio se enmarca en el Proyecto *Testing enrichment planting in a fragmented tropical landscape* (NSF-0516259), cuyo objetivo principal es reestablecer la conectividad en un mosaico de campos agrícolas, pastos y BTH remanente en Los Tuxtlas, Veracruz.

Este estudio tiene como objetivo general determinar los efectos tempranos (en el primer año) en el suelo que produce la reforestación de pastizales ganaderos en la zona de Los Tuxtlas, Veracruz. Los objetivos particulares son:

- (1) determinar los efectos de la exclusión del ganado y de las plantaciones con especies nativas sobre la concentración y el contenido de N y de P en el mantillo, la densidad y el pH del suelo superficial, así como la concentración y el contenido de C orgánico, N total e inorgánico (*i.e.* NO₃ y NH₄), P total y asimilable;
- (2) establecer el efecto de la posición topográfica sobre las propiedades del suelo superficial referidas en el numeral anterior; y
- (3) comparar estas características del suelo superficial con aquellas correspondientes a suelos de un BTH maduro (bosque de referencia).

En el presente estudio se espera que:

- (1) como consecuencia de la exclusión del ganado se presentará un aumento de la biomasa vegetal y, por lo tanto, un incremento de necromasa en el piso y de nutrientes (C orgánico y P total y asimilable) en el suelo de los pastizales. Por otra parte, la exclusión del ganado eliminará los pulsos de ingreso de N al suelo asociados a sus desechos, lo cual reducirá el N inorgánico en el suelo;
- (2) la concentración de los nutrientes del suelo (C orgánico, N total e inorgánico y P total y asimilable) serán mayores en los sitios bajos de la pendiente respecto aquellos ubicados en la parte alta;
- (3) la selva presentará una mayor acumulación de necromasa y mayores concentraciones de nutrientes en el suelo respecto al pastizal, incluso después de la reintroducción de especies vegetales.

MÉTODOS

Sitio de estudio

El sitio de estudio está ubicado en la sierra de Los Tuxtlas, en la planicie costera del Golfo de México, al sur del estado de Veracruz (18°35'N, 95°06'O), próximo a la Estación de Biología Tropical Los Tuxtlas. El clima en la región es cálido húmedo con lluvias en verano (Af(m); García 1988). La temperatura media anual varía de 22 a 26°C y la precipitación anual generalmente supera 4000 mm. La sierra es de origen volcánico, data del Oligoceno, y presenta 276 estructuras volcánicas que alcanzan alturas de 1650 m. Las últimas erupciones datadas ocurrieron en 1664 y 1793; los suelos presentan aún cenizas y arenas volcánicas, caracterizándose por la presencia de basaltos y basanitas (Guevara *et al.* 2004).

En general, los suelos de la zona son heterogéneos (Campos 2004) y varían con la altitud: Andosoles y Cambisoles dominan en las partes más elevadas; Regosoles, Lixisoles y Gleysoles se presentan en las partes medias y bajas (Sommer-Cervantes *et al.* 2003). La mayoría de los suelos presentan textura franca a arenosa o arcillosa; densidades entre 0.8 y 2.2 g cm³, pH ligeramente ácido (~6.0). El contenido de materia orgánica en los primeros 30 cm del suelo es 8%, variando entre 5 y 20% (Hernández Alva 2008, Sommer-Cervantes *et al.* 2003), la concentración de N total es aproximadamente de 5 mg g⁻¹ (Tabla 4). La concentración de P total es de 0.05% en promedio (Irene Sánchez Gallén comunicación personal). La capacidad de intercambio catiónico es de 15-60 cmol (+) kg⁻¹; de las bases intercambiables dominan el Ca y Mg.

Tabla 4. Características físicas y químicas de 11 perfiles de suelos identificados (0-30 cm de profundidad) en la Estación de Biología Tropical en Los Tuxtlas, Veracruz.

	<i>Andosoles</i> (0-27 cm)	<i>Cambisoles</i> (0-20 cm)	<i>Regosoles</i> (0-5/5-45 cm)	<i>Lixisoles</i> (0-10/10-20 cm)	<i>Gleysoles</i> (0-25 cm)
Densidad aparente (g cm ⁻³)	0.9	0.8	0.8/1.0	0.8/0.9	2.2
Clase textural	Franco-arenoso	Franco-limoso	Franco-arenoso	Franco-arenoso	Franco-arenoso
pH (H ₂ O)	6.3	5.7	5.9/6.7	5.8	6.0
Materia orgánica (mg g ⁻¹)	91	33	52/65	41/16	50
N total (mg g ⁻¹)	3.5	1.0	2.1/4.2	0.6/4.8	2.8
C:N	16	19	8/18	7/17	11

Fuente: Sommer-Cervantes *et al.* 2003

Descripción del sitio de estudio e historia de uso

El área de trabajo es un lomerío suave, a dos km de la costa con exposición directa al mar en dirección noroeste. Dentro de esta geoforma, hay evidencia de una cárcava de aproximadamente 3 m de largo y 2 m de profundidad, que se localiza a 2 m del borde noroeste del sitio de estudio. El terreno presenta una inclinación de 15.3%, aunque no es constante a lo largo del gradiente altitudinal, así como pendientes complejas, *i.e.* inclinación que señala a varias direcciones. La geoforma se describe de acuerdo a la vertiente en superficie y perfil (Siebe 1996); en este caso el terreno cuenta con áreas que presentan una vertiente cóncava-cóncava y otras más, dónde la vertiente es más cóncava-convexa.

El tipo de suelo en el área corresponde al orden Regosol en el pastizal y Litosol en la selva. A pesar de presentar el suelo de la selva un profundo horizonte 0, de fermentación (10-30 cm de profundidad), su horizonte mineral está poco desarrollado y predominan las arenas (observación personal). De forma general, *i.e.* en el pastizal y en la selva, la profundidad del suelo disminuye al aumentar la pendiente en el terreno.

La zona fue talada hace aproximadamente 30 años para fines ganaderos. Después de la deforestación se introdujo pasto (*Cynodon plectostachyus* K. Schum, *Paspalum*

conjugatum Berg y *Axonopus compressus* (Sw.) Beauv) y posterior a su establecimiento se introdujeron bovinos y cebú (*Bos indicus* y *B. taurus*), y desde entonces ha mantenido el uso de suelo de pastizal ganadero. Es importante mencionar que, a pesar de que la roza-tumba-quema es un método común para la apertura de terrenos en el trópico, en este caso el sitio no fue quemado y tampoco recibió adición de algún tipo de fertilizante, y la capacidad de carga fue de dos a tres vacas por hectárea (Benito Palacios, dueño de las tierras, comunicación personal).

Diseño experimental

El diseño consiste de 24 parcelas (30 m × 30 m) cercadas, separadas 35 m entre sí. Las parcelas se distribuyen de forma rectangular: ocho filas a lo largo del gradiente altitudinal (182 - 256 m) por tres columnas. En cada fila está representada una parcela con: (1) plantaciones experimentales de 12 especies leñosas nativas dispersadas por animales, (2) plantaciones experimentales de 12 especies dispersadas por viento y (3) testigo (*i. e.*, pastizal cercado sin plantas) (Figura 2 a y b).

Para este estudio, los tratamientos fueron: el pastizal reforestado (PR), es decir ocho parcelas con la exclusión de ganado y con las plantaciones de especies nativas; el pastizal sin ganado (PS), *i.e.* 16 parcelas con la exclusión, pero sin la introducción de especies vegetales; del pastizal con ganado (PC; ocho parcelas) y la selva de referencia (S, seis parcelas), que se localiza aproximadamente a 500 m y ocupa el mismo rango altitudinal que las parcelas bajo estudio (182 - 256 msnm). De acuerdo a lo anterior, se suman 38 parcelas de estudios.

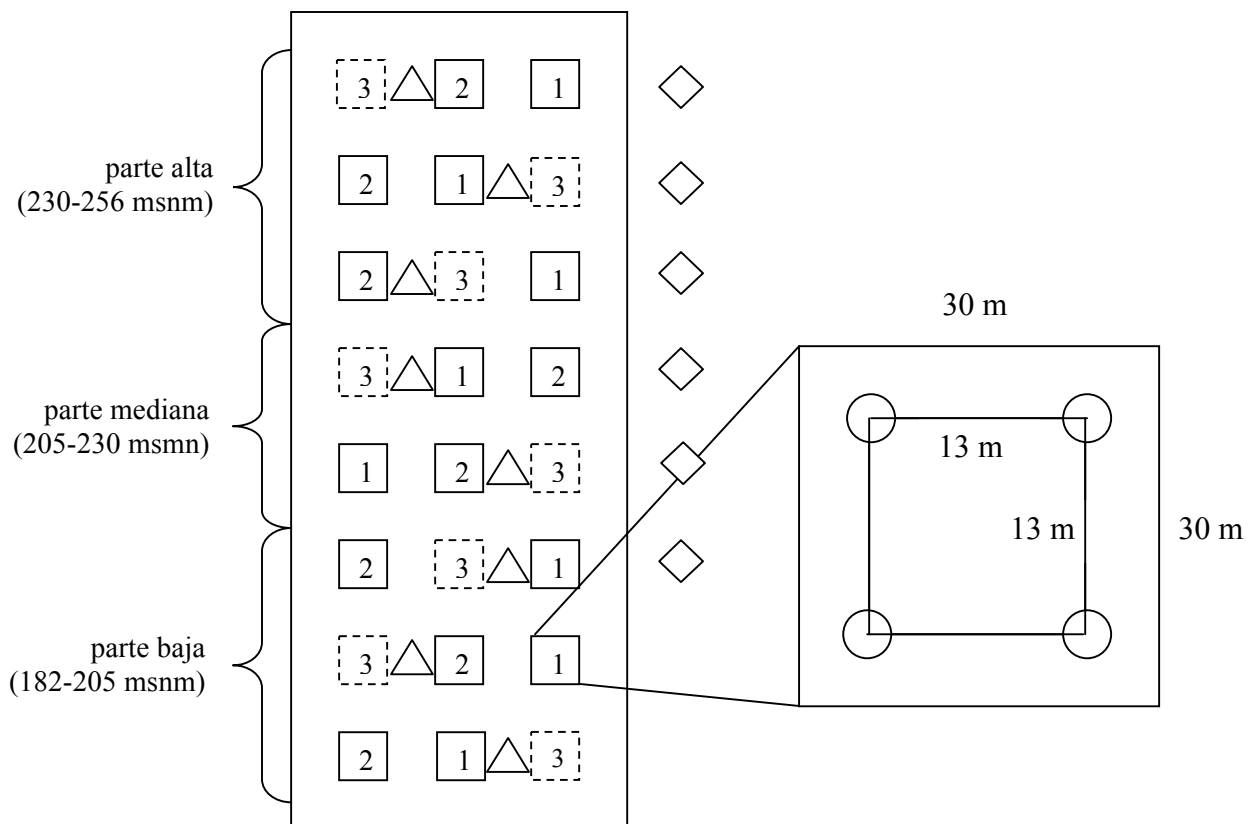


Figura 2 a. Diseño del proyecto. 24 parcelas, localizados a lo largo del gradiente altitudinal (182 – 256 m), donde están localizados los siguientes tratamientos: \square **PR**: parcelas reforestadas, con la exclusión de ganado y con las plantaciones experimentales con (1) 12 especies dispersadas por animales y (2) 12 especies dispersadas por viento; \square **PS**: parcelas sin ganado y sin las plantaciones; \triangle **PC**: pastizal con ganado; \diamond **S**: selva de referencia. En cada una de las parcelas se determinó un cuadrado centrado de 13 m x 13 m; en cada vértice del cuadrado (círculos) se tomaron una muestra del mantillo (0.25 m^2) y dos muestras del perfil del suelo (0-5 m y 5-20 cm de profundidad) para su análisis posterior.



Figura 2 b. Pastizal ganadero en Los Tuxtlas, Veracruz.

Dentro de cada parcela se plantaron 12 plántulas de cada una de las 12 especies. Las especies dispersadas por viento incluyeron las leguminosas *Albizia purpusii* Britton y Rose. y *Platymiscium pinnatum* (Jacq.) Dugand, y diez especies no leguminosas (*Aspidosperma megalocarpon* Müll. Arg. (Apocynaceae), *Bernoullia flamea* Oliver (Bombacaceae), *Cedrela odorata* L. (Meliaceae), *Cordia megalantha* S.F. Blake y C. *stellifera* I.M. Johnston (Boraginaceae), *Heliocarpus appendiculata* (Donn. Sm.) Standl. (Tiliaceae), *Ochroma pyramidale* Cav. ex. Lam (Bombacaceae), *Roupala montana* Aubl. (Proteaceae), *Tabebuia guayacan* Hemsl. (Bignoniaceae) y *Vochysia guatemalensis* Donn. Sm. (Vochysiaceae)). Las dispersadas por animales fueron: *Cojoba arborea* (L.) Britton & Rose e *Inga sinacae* M. Sousa & G. Ibarra Manriquez como representantes de la familia Fabaceae, y *Amphitecna tuxtlenensis* A.H. Gentry (Bignoniaceae), *Brosimum alicastrum* Sw. (Moraceae), *Cecropia obtusifolia* Bertol. (Moraceae), *Ficus insípida* Willd., *F. yoponensis* Desv. (Moraceae), *Cymbopetalum baillonii* R.E. Fr. (Annonaceae), *Poulsenia armata* (Miq.) Standl. (Moraceae), *Pouteria sapota* (Jacq.) H.E. Moore & Stearn (Sapotaceae), *Sauraria spp.* (Actinidiaceae) y *Virola guatemalensis* (Hemsl.) Warb. (Myristicaceae). Es importante mencionar que antes de iniciar el proyecto, los cinco árboles remanentes (casi todos cítricos) dentro de las parcelas experimentales fueron talados para poder examinar exclusivamente el potencial de las especies introducidas.

Muestreo de necromasa y suelo

Previamente a la finalización de la reforestación (noviembre de 2006) en cada parcela se trazó un cuadrado centrado de 13 m × 13 m para la toma de muestras del piso y del suelo (Figura 2). En cada vértice del cuadrado se tomó una muestra del mantillo, delimitando un área de 0.25 m², levantando manualmente el tejido vegetal, sin perturbar

el suelo; y dos muestras de la parte superior del suelo (0-5 y 5-20 cm de profundidad) que se obtuvieron con una barrena. En la misma oportunidad se tomaron muestras del piso y del suelo del bosque de referencia y de los potreros bajo uso ganadero. En el caso de la selva de referencia, las parcelas presentaron el mismo rango altitudinal que el pastizal (182 – 256 m) y se localizaron a 10 m del borde.

En total se tomaron 76 muestras del mantillo y 152 de suelo. Las muestras de mantillo y suelo fueron compuestas por profundidad y por parcela en campo, *i.e.* mezclando las cuatro muestras colectadas (Fig.2). Los muestreos se repitieron un año después del muestreo inicial (noviembre de 2007); el suelo se obtuvo a una distancia de 30 cm del primer punto de muestreo.

Análisis físicos y químicos

Se determinó la masa de cada muestra de mantillo, previamente secado (65°C por 24 h) y, posteriormente, se formó una muestra compuesta por parcela, a partir de la cual se determinaron las concentraciones de N y P totales mediante micro Kjeldahl. Las muestras de suelo se homogeneizaron manualmente en el laboratorio y fueron tamizadas (malla 2 mm). De cada muestra compuesta de suelo se determinó:

- densidad aparente: método de probeta (Baver 1956)
- pH en agua destilada (1:2.5) (Robertson *et al.* 1999)
- C orgánico: método de Walkley y Black por oxidación con ácido crómico, $K_2Cr_2O_4$ (Anderson e Ingram 1993)
- N total: digestión ácida con H_2SO_4 (Sollins *et al.* 1999) y procedimientos automatizados (Technicon Industrial Systems 1977)

- N inorgánico (nitrato y amonio): extracción con KCl (Sollins *et al.* 1999) y procedimientos automatizados (Technicon Industrial Systems 1977)
- P total: digestión ácida con H₂SO₄ (Sollins *et al.* 1999) y procedimientos automatizados (Technicon Industrial Systems 1977)
- P asimilable: solución Bray (Lajtha *et al.* 1999)
- La textura del suelo se analizó solamente al comienzo del estudio (Bouyoucos 1963).

Análisis estadísticos

Los efectos de los tratamientos (PR, PS y PC) y de la posición topográfica (parte baja, mediana y alta) fueron analizados por un análisis de varianza de dos vías en las dos profundidades estudiadas (*i.e.* 0-0.05 y 0.05-0.2 m). En caso de existencia de diferencias significativas debidas al efecto, se realizó la prueba *a posteriori* de diferencias honestas de Tukey. No se analizó el efecto de la posición altitudinal en la selva, debido a la escasez de muestras de este sitio. En los casos en que los datos no cumplieron con el requisito de la normalidad, ni pudieron ser normalizados, lo cual ocurrió al comparar la selva con los pastizales, las comparaciones se realizaron mediante el análisis de Kruskal-Wallis (para determinar las diferencias entre las condiciones edáficas de selva y de las parcelas sin ganado (PR+PS), y las de la selva *vs.* el potrero con ganado (PC)). Todos los análisis se hicieron con el programa de STATISTICA 6.0.

RESULTADOS

En términos generales, el pastizal analizado presenta un suelo con textura franco arenosa, pH ácido (5.7), es rico en materia orgánica, con una relación C:N de 10 y de NO₃:NH₄ de 4, y una mayor concentración de nutrientes en la parte superficial del perfil (0 a 5 cm) que a una mayor profundidad (5 a 20 cm).

Condiciones iniciales

De acuerdo a los resultados del primer año de estudio (noviembre de 2006; Tabla 5), la biomasa de mantillo fue mayor en el pastizal con ganado (PC) que en el pastizal reforestado (PR) y el pastizal sin ganado (PS) ($F_{(2,24)}=4.17$, $p=0.028$). Las concentraciones de N y P total de la necromasa acumulada fueron mayores en PR y PS que en PC ($F_{(2,24)}=6.03$, $p<0.001$ y $F_{(2,24)}=15.2$, $p=0.40$, respectivamente). Los almacenes de N y P total de la necromasa no variaron entre pastizales ($F_{(2,24)}=1.41$, $p=0.273$ y $F_{(2,24)}=0.85$, $p=0.45$, respectivamente).

En la profundidad de 0 a 5 cm del suelo, cuatro de las nueve variables analizadas presentaron diferencias entre las parcelas. El PC presentó mayor cantidad de limos ($F_{(2,24)}=4.59$, $p=0.017$), mayor concentración de P total ($F_{(2,24)}=18.0$, $p<0.001$) y de P asimilable ($F_{(2,24)}=10.4$, $p<0.001$) y menor concentración de nitrato ($F_{(2,24)}=4.83$, $p=0.018$), respecto al PR y al PS.

Las características físicas del suelo no variaron entre tratamientos: la densidad aparente del suelo ($F_{(2,24)}=0.10$, $p=0.906$), el contenido de arenas ($F_{(2,24)}=1.63$, $p=0.256$) y arcillas ($F_{(2,24)}=2.93$, $p=0.057$), así como el pH ($F_{(2,24)}=0.39$, $p=0.678$). Respecto a los nutrientes,

tampoco se observaron diferencias en la concentración de C orgánico ($F_{(2,24)}=0.01, p=0.695$), la de N total ($F_{(2,24)}=1.58, p=0.228$), la concentración de amonio ($F_{(2,24)}=2.65, p=0.029$), así como en las relaciones de C:N ($F_{(2,24)}=1.50, p=0.244$) y $\text{NO}_3\text{:NH}_4$ ($F_{(2,24)}=3.03, p=0.068$).

De 5 a 20 cm de profundidad, la concentración de limos fue mayor en PC que en PR y PS ($F_{(2,24)}=1.21, p=0.046$). Igualmente, las parcelas con ganado presentaron una menor concentración de NO_3 ($F_{(2,24)}=5.06, p=0.015$) respecto a PR y PS, mientras que la concentración de P total fue mayor en PC que en PR y PS ($F_{(2,24)}=4.37, p=0.001$), el P asimilable mostró un patrón inverso, siendo mayor en PR que en PC ($F_{(2,24)}=6.17, p=0.007$). El resto de las variables no varió entre pastizales: la densidad aparente ($F_{(2,24)}=1.13, p=0.339$), el contenido de arena ($F_{(2,24)}=2.12, p=0.242$) y arcillas ($F_{(2,24)}=0.46, p=0.742$), el pH ($F_{(2,24)}=0.62, p=0.589$), la concentración de C orgánico ($F_{(2,24)}=0.90, p=0.407$), N total ($F_{(2,24)}=1.69, p=0.207$), la relación C:N ($F_{(2,24)}=0.03, p=0.971$), la concentración de NH_4 ($F_{(2,24)}=0.03, p=0.966$) y la relación $\text{NO}_3\text{:NH}_4$ ($F_{(2,24)}=1.75, p=0.195$).

Junto con las diferencias entre las condiciones del pastizal para el primer año de trabajo, se analizaron los contrastes de las propiedades del suelo entre la parte baja, mediana y alta de la ladera (Tablas 7 y 8). No se presentaron diferencias entre altitudes en la masa de mantillo ($F_{(2,24)}=0.02, p=0.98$). En cambio, la concentración de N total fue mayor en la parte mediana respecto a las otras dos ($F_{(2,24)}=8.03, p=0.004$). La concentración de P total y los almacenes de N y P total no variaron con la altitud ($F_{(2,24)}=1.53, p=0.25, F_{(2,24)}=1.51, p=0.25, y F_{(2,24)}=1.42, p=0.27$, respectivamente).

En el suelo de la parte superficial del perfil, la mayoría de las variables no presentó diferencias entre las posiciones, excepto las concentraciones de NO_3 y P asimilable, que fueron mayores en las partes bajas respecto a las altas y mediana ($F_{(2,24)}=12.0$, $p<0.001$ y $F_{(2,24)}=0.03$, $p=0.001$, respectivamente).

A una mayor profundidad (*i.e.* 5-20 cm), la densidad aparente fue mayor en las partes altas en comparación con las bajas ($F_{(2,24)}=3.25$, $p=0.046$). La concentración de arenas fue mayor en las partes altas ($F_{(2,24)}=6.65$, $p=0.003$), mientras que la de limos y arcillas fue menor en las partes bajas ($F_{(2,24)}=6.23$, $p=0.006$ y $F_{(2,24)}=3.01$, $p=0.044$, respectivamente). En cambio, el pH ($F_{(2,24)}=0.93$, $p=0.643$), la concentración de C orgánico ($F_{(2,24)}=1.26$, $p=0.230$), la de N total ($F_{(2,24)}=0.77$, $p=0.475$), la relación C:N ($F_{(2,24)}=0.14$, $p=0.869$) y la concentración de NO_3 ($F_{(2,24)}=2.96$, $p=0.072$) no variaron a lo largo de la ladera. La concentración de NH_4 aumentó a mayor elevación ($F_{(2,24)}=4.86$, $p=0.017$), lo que contrastó con los resultados de la relación $\text{NO}_3:\text{NH}_4$, que disminuyó con mayor altitud ($F_{(2,24)}=6.50$, $p=0.006$). Las concentraciones de P total y asimilable no variaron con la posición topográfica ($F_{(2,24)}=0.41$, $p=0.668$ y $F_{(2,24)}=2.31$, $p=0.121$, respectivamente).

Tabla 5. Condiciones iniciales del suelo (año 2006) en tres diferentes condiciones de pastizal: pastizal sin ganado y reforestado (PR); pastizal sin ganado, pero sin la introducción de especies arbóreas (PS) y pastizal con ganado (PC); y en la selva (S), Los Tuxtlas, Veracruz. Diferentes letras indican diferencias entre las condiciones de pastizal (media±E.E.).

Variables	PR	PS	PC	S	p (ANOVA)*	p (K-W 1)	p (K-W 2)
Mantillo							
Biomasa (g m ⁻²)	24.8 ± 4.85 b	31.5 ± 6.41 ab	66.8 ± 16.0 a	756 ± 163	0.028	< 0.001	0.002
N (mg g ⁻¹)	1.59 ± 0.07 a * ¹	1.63 ± 0.18 a * ²	1.33 ± 0.07 b * ³	2.58 ± 0.91	< 0.001	0.128	0.014
P (mg g ⁻¹)	0.76 ± 0.08 a * ¹	0.83 ± 0.19 a * ²	0.49 ± 0.14 b * ³	0.43 ± 0.14	< 0.001	0.291	0.522
N (mg m ⁻²)	12.7 ± 2.74 b * ¹	13.1 ± 2.36 b * ²	37.8 ± 13.7 a * ³	1907 ± 695	0.273	0.003	0.011
P (mg m ⁻²)	6.37 ± 1.84 b * ¹	6.70 ± 1.91 ab * ²	11.9 ± 6.77 a * ³	285 ± 68.9	0.446	< 0.001	0.011
Suelo							
Profundidad 0-5 cm							
Densidad (g cm ⁻³)	0.84 ± 0.02 a	0.85 ± 0.03 a	0.83 ± 0.02 a	0.48 ± 0.08	0.906	< 0.001	0.002
Arena (%)	66 ± 1.8 a	66 ± 1.4 a	66 ± 1.5 a	63 ± 3.1	0.256	0.465	0.691
Limo (%)	14 ± 0.8 b	16 ± 0.7 ab	18 ± 1.0 a	22 ± 2.9	0.017	0.372	0.894
Arcilla (%)	17 ± 0.4 a	18 ± 0.8 a	16 ± 0.5 a	15 ± 1.2	0.057	0.066	0.455
pH (H ₂ O)	5.8 ± 0.1 a	5.7 ± 0.1 a	5.7 ± 0.1 a	6.1 ± 0.1	0.678	< 0.001	0.001
C orgánico (mg g ⁻¹)	58.2 ± 2.94 a	57.1 ± 4.27 a	57.4 ± 2.34 a	191 ± 25.4	0.989	< 0.001	0.002
N total (mg g ⁻¹)	4.09 ± 0.15 a	4.09 ± 0.23 a	4.45 ± 0.20 a	10.7 ± 1.27	0.228	< 0.001	0.002
C:N	14 ± 0.7 a	14 ± 0.3 a	13 ± 0.5 a	19 ± 3.1	0.244	0.078	0.051
NO ₃ (µg g ⁻¹)	13.2 ± 1.09 ab	15.6 ± 1.21 a	11.7 ± 0.97 b	15.1 ± 1.59	0.018	0.568	0.093
NH ₄ (µg g ⁻¹)	10.2 ± 1.00 a	8.88 ± 1.44 a	6.40 ± 0.72 a	21.1 ± 4.19	0.092	0.011	0.003
NO ₃ :NH ₄	1.4 ± 0.2 a	2.1 ± 0.3 a	2.0 ± 0.3 a	1.0 ± 0.3	0.068	0.164	0.034
P total (µg g ⁻¹)	307 ± 36.4 b	293 ± 52.9 b	532 ± 44.6 a	500 ± 141	< 0.001	0.161	0.897
P asimilable (µg g ⁻¹)	13.1 ± 0.78 a	12.53 ± 0.41 a	7.88 ± 0.76 b	13.5 ± 2.01	< 0.001	0.604	0.020
Prof. 5-20 cm							
Densidad (g cm ⁻³)	0.99 ± 0.02 a	1.02 ± 0.06 a	1.06 ± 0.04 a	n.d.* ⁴	0.339	-	-
Arena (%)	68 ± 1.3 a	65 ± 1.8 a	64 ± 2.0 a	n.d.	0.242	-	-
Limo (%)	14 ± 1.0 b	16 ± 1.3 ab	18 ± 1.1 a	n.d.	0.046	-	-
Arcilla (%)	18 ± 0.6 a	18 ± 1.1 a	17 ± 0.9 a	n.d.	0.742	-	-
pH (H ₂ O)	5.8 ± 0.1 a	5.8 ± 0.1 a	5.7 ± 0.1 a	n.d.	0.589	-	-
C orgánico (mg g ⁻¹)	34.4 ± 2.45 a	29.3 ± 4.57 a	28.2 ± 3.53 a	n.d.	0.407	-	-
N total (mg g ⁻¹)	3.60 ± 0.37 a	2.85 ± 0.24 a	2.74 ± 0.16 a	n.d.	0.207	-	-
C:N	10 ± 0.7 a	10 ± 1.4 a	10 ± 1.1 a	n.d.	0.971	-	-
NO ₃ (µg g ⁻¹)	8.63 ± 0.55 a	8.60 ± 0.45 a	6.59 ± 0.29 b	n.d.	0.015	-	-
NH ₄ (µg g ⁻¹)	4.95 ± 0.40 a	5.12 ± 0.56 a	5.16 ± 0.65 a	n.d.	0.966	-	-
NO ₃ :NH ₄	1.9 ± 0.2 a	1.9 ± 0.3 a	1.4 ± 0.2 a	n.d.	0.195	-	-
P total (µg g ⁻¹)	297 ± 17.8 ab	245 ± 50.3 b	397 ± 50.3 a	n.d.	0.001	-	-
P asimilable (µg g ⁻¹)	8.55 ± 0.65 a	7.25 ± 0.67 ab	5.51 ± 0.61 b	n.d.	0.007	-	-

*p (ANOVA): análisis de varianza que indica diferencias entre las tres condiciones de pastizal

p (K-W): análisis de Kruskal-Wallis que indica diferencias entre S y PR y PS (K-W 1) y entre S y PC (K-W 2)

*¹ para el análisis de las concentraciones y los capitales de N y P del mantillo en PR faltaron tres muestras de necromasa

*² para el análisis de las concentraciones y los capitales de N y P del mantillo en PS faltó una muestra de necromasa

*³ para el análisis de las concentraciones y los capitales de N y P del mantillo en PC faltaron cuatro muestras de necromasa

*⁴ n.d.: no determinado

Efecto de la exclusión de ganado

Después de un año de la exclusión de ganado e introducción de plantas nativas, la masa de mantillo fue cuatro veces mayor en las parcelas con la exclusión en comparación con el pastizal activo ($F_{(2,24)}=7.18$, $p=0.004$, Tabla 6). Si bien la concentración y el almacén de N de la necromasa fueron mayores en PR y PS que en PC ($F_{(2,24)}=6.27$, $p=0.008$ y $F_{(2,24)}=6.90$, $p=0.005$, respectivamente), el P total no mostró diferencias entre los tres pastizales ($F_{(2,24)}=0.16$, $p=0.852$ y $F_{(2,24)}=0.085$, $p=0.063$, respectivamente).

El suelo superficial de las parcelas con ganado presentó mayor relación C:N ($F_{(2,24)}=6.00$, $p=0.003$) y mayor concentración de NO_3 ($F_{(2,24)}=8.43$, $p=0.002$) y de P asimilable ($F_{(2,24)}=27.3$, $p<0.001$) respecto a las de PR y PS. En cambio, la densidad ($F_{(2,24)}=0.37$, $p=0.692$), el pH ($p=0.846$), la concentración de C orgánico ($F_{(2,24)}=0.37$, $p=0.695$), la de N total ($F_{(2,24)}=0.77$, $p=0.470$) y la de NH_4 ($F_{(2,24)}=1.63$, $p=0.217$), así como la relación $\text{NO}_3:\text{NH}_4$ ($F_{(2,24)}=0.64$, $p=0.538$) no fueron afectadas por la ausencia de ganado después de un año de estudio.

A una profundidad mayor del suelo (*i.e.* 5-20 cm), únicamente la concentración de P asimilable mostró diferencias entre los tres tratamientos, presentando 30% más P asimilable el suelo bajo PC que aquel bajo PR y PS ($F_{(2,24)}=4.24$, $p=0.027$). Las características físicas, como la densidad, y las físico-químicas, como el pH, no variaron entre los pastizales ($F_{(2,24)}=0.26$, $p=0.776$ y $F_{(2,24)}=0.69$, $p=0.508$ respectivamente). Tampoco se observaron cambios por la exclusión de ganado en los nutrientes del suelo a través de las diferentes

condiciones de pastizal (C orgánico: $F_{(2,24)}=0.94$, $p=0.407$; N total: $F_{(2,24)}=1.36$, $p=0.276$;
relación C:N: $F_{(2,24)}=1.23$, $p=0.748$; NO₃: ($F_{(2,24)}=1.58$, $p=0.227$; NH₄: $F_{(2,24)}=0.71$, $p=0.501$;
relación NO₃:NH₄: $F_{(2,24)}=0.35$, $p=0.712$).

Tabla 6. Propiedades del suelo después de un año de la exclusión de ganado y la reforestación (año 2007) en las diferentes condiciones de pastizal: sin ganado y reforestado (PR); pastizal sin ganado, pero sin introducción de especies arbóreas (PS) y pastizal con ganado (PC); y en la selva (S), Los Tuxtlas, Veracruz. Diferencias letras indican diferencias entre las condiciones de pastizal (media±E.E.).

Variables	PR	PS	PC	S	p (ANOVA)*	p (K-W 1)	p (K-W 2)
Mantillo							
Biomasa (g m ⁻²)	55.2 ± 5.17 a	53.6 ± 4.33 a	12.4 ± 4.7 b	404 ± 68.7	0.004	< 0.001	0.002
N (mg g ⁻¹)	1.58 ± 0.10 a * ¹	1.60 ± 0.09 a * ²	1.19 ± 0.05 b * ³	1.63 ± 0.04	0.008	0.549	0.006
P mg g ⁻¹)	0.85 ± 0.09 a * ¹	0.90 ± 0.09 a * ²	0.87 ± 0.26 a * ³	0.61 ± 0.04	0.852	0.067	0.045
N (mg m ⁻²)	44.0 ± 9.18 a * ¹	42.0 ± 6.04 a * ²	10.1 ± 5.80 b * ³	559 ± 24.0	0.005	< 0.001	0.006
P (mg m ⁻²)	25.1 ± 5.40 a * ¹	24.3 ± 5.43 a * ²	6.88 ± 3.85 a * ³	209 ± 88.5	0.085	< 0.001	0.006
Suelo							
Profundidad 0-5 cm							
Densidad (g cm ⁻³)	0.88 ± 0.02 a	0.92 ± 0.06 a	0.92 ± 0.04 a	0.49 ± 0.08	0.692	< 0.001	0.002
pH (H ₂ O)	5.6 ± 0.1 a	5.6 ± 0.1 a	5.6 ± 0.1 a	5.9 ± 0.1	0.846	0.071	0.048
C orgánico (mg g ⁻¹)	55.6 ± 2.09 a	56.2 ± 2.64 a	58.3 ± 3.42 a	161 ± 19.1	0.695	< 0.001	0.002
N total (mg g ⁻¹)	5.13 ± 0.22 a	4.86 ± 0.15 a	4.67 ± 0.29 a	26.4 ± 1.27	0.470	< 0.001	0.002
C:N	11 ± 0.3 b	12 ± 0.3 b	13 ± 0.5 a	6 ± 0.7	0.003	0.048	0.041
NO ₃ (µg g ⁻¹)	25.9 ± 0.81 b	23.0 ± 1.80 b	33.6 ± 2.57 a	35.0 ± 1.60	0.002	< 0.001	0.245
NH ₄ (µg g ⁻¹)	4.51 ± 0.40 a	4.91 ± 1.25 a	5.97 ± 0.70 a	22.2 ± 3.47	0.217	< 0.001	0.003
NO ₃ :NH ₄	5.3 ± 0.3 a	4.9 ± 0.7 a	6.1 ± 0.8 a	1.9 ± 0.5	0.538	< 0.001	0.003
P total (µg g ⁻¹)	n.d. * ⁴	n.d.	n.d.	n.d.			
P asimilable (µg g ⁻¹)	6.34 ± 0.49 b	6.99 ± 0.68 b	10.3 ± 0.40 a	13.9 ± 1.50	< 0.001	< 0.001	0.020
Prof. 5-20 cm							
Densidad (g cm ⁻³)	1.00 ± 0.03 a	1.04 ± 0.04 a	1.03 ± 0.04 a	0.77 ± 0.09	0.776	0.005	0.014
pH (H ₂ O)	5.6 ± 0.1 a	5.6 ± 0.1 a	5.6 ± 0.1 a	6.0 ± 0.1	0.508	0.003	0.007
C orgánico (mg g ⁻¹)	33.2 ± 2.45 a	31.6 ± 3.19 a	37.7 ± 3.78 a	126 ± 12.4	0.407	< 0.001	0.002
N total (mg g ⁻¹)	3.51 ± 0.29 a	3.42 ± 0.19 a	4.24 ± 0.74 a	18.3 ± 1.59	0.276	< 0.001	0.002
C:N	9 ± 0.4 a	9 ± 0.6 a	10 ± 1.4 a	7 ± 0.8	0.748	0.009	0.168
NO ₃ (µg g ⁻¹)	21.8 ± 1.09 a	21.7 ± 2.15 a	25.6 ± 1.73 a	30.3 ± 4.09	0.227	0.015	0.519
NH ₄ (µg g ⁻¹)	3.24 ± 0.32 a	2.67 ± 0.41 a	3.66 ± 0.87 a	21.1 ± 5.01	0.501	< 0.001	0.003
NO ₃ :NH ₄	6.1 ± 0.4 a	6.6 ± 0.6 a	6.1 ± 0.5 a	1.9 ± 0.6	0.712	< 0.001	0.007
P total (µg g ⁻¹)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.			
P asimilable (µg g ⁻¹)	7.06 ± 0.51 b	7.27 ± 0.65 b	9.08 ± 0.40 a	13.68 ± 0.78	0.027	< 0.001	0.002

*p (ANOVA): análisis de varianza que indica diferencias entre las tres condiciones de pastizal

p (K-W): análisis de Kruskal-Wallis que indica diferencias entre S y PR y PS (K-W 1) y entre S y PC (K-W 2)

*¹ para el análisis de las concentraciones y los capitales de N y P del mantillo en PR faltaron tres muestras de necromasa

*² para el análisis de las concentraciones y los capitales de N y P del mantillo en PS faltó una muestra de necromasa

*³ para el análisis de las concentraciones y los capitales de N y P del mantillo en PC faltaron cuatro muestras de necromasa

*⁴ n.d.: no determinado

Variación topográfica

Durante el segundo año de muestreo no se presentaron diferencias entre las tres posiciones en la ladera tanto en la cantidad de necromasa ($F_{(2,24)}=1.98$, $p=0.161$, Tablas 9 y 10), como en la concentración y el almacén de N total ($F_{(2,24)}=0.36$, $p=0.70$ y $F_{(2,24)}=1.01$, $p=0.38$, respectivamente) y P total ($F_{(2,24)}=1.10$, $p=0.35$ y $F_{(2,24)}=0.58$, $p=0.57$, respectivamente).

En el suelo de 0 a 5 cm, el pH fue significativamente mayor en las parcelas de las partes bajas que en las medianas y altas ($F_{(2,24)}=5.94$, $p=0.008$). La concentración de P asimilable también fue afectada por la posición, disminuyendo a menor elevación ($F_{(2,24)}=5.34$, $p=0.012$). En contraste, la densidad no varió con la altitud ($F_{(2,24)}=3.11$, $p=0.063$). Las concentraciones de C orgánico y N total no cambiaron entre las tres posiciones ($F_{(2,24)}=0.58$, $p=0.568$ y $F_{(2,24)}=1.72$, $p=0.201$, respectivamente), y la relación C:N tampoco presentó diferencias ($F_{(2,24)}=1.26$, $p=0.303$). Las concentraciones de NO_3 y NH_4 , así como la relación de $\text{NO}_3:\text{NH}_4$, no variaron con la posición ($F_{(2,24)}=0.67$, $p=0.523$; $F_{(2,24)}=2.12$, $p=0.143$ y $F_{(2,24)}=2.33$, $p=0.123$, respectivamente). La concentración de P total del suelo no se analizó durante el segundo año de muestreo.

En el suelo de 5 a 20 cm de profundidad, no se observaron diferencias en la densidad aparente, ni el pH entre posiciones topográficas ($F_{(2,24)}=2.59$, $p=0.097$ y $F_{(2,24)}=2.64$, $p=0.088$, respectivamente). A pesar de que la concentración de C orgánico y la de N total ($F_{(2,24)}=2.50$, $p=0.104$ y $F_{(2,24)}=0.63$, $p=0.542$, respectivamente) no variaron con la altitud, la relación C:N fue menor en la parte alta respecto a la mediana y baja ($F_{(2,24)}=10.6$, $p=0.001$). De la misma manera, las concentraciones de NO_3 y de NH_4 fueron homogéneas a lo largo

del gradiente altitudinal ($F_{(2,24)}=1.67$, $p=0.097$ y $F_{(2,24)}=2.61$, $p=0.088$, respectivamente), pero la relación $\text{NO}_3:\text{NH}_4$ disminuyó al aumentar la altitud ($F_{(2,24)}=4.65$, $p=0.029$). Respecto al P asimilable, este nutriente presentó una mayor concentración en las partes altas, seguido por la parte baja y mediana ($F_{(2,24)}=3.71$, $p=0.040$).

Tabla 7. Diferencias por posición topográfica de 0-5 cm de profundidad (2006) en tres diferentes condiciones de pastizal: pastizal sin ganado y reforestado (PR); pastizal sin ganado, pero sin la introducción de especies arbóreas (PS) y pastizal con ganado (PC). Diferentes letras indican diferencias entre la posición topográfica, según el promedio de los sitios en cada posición (media±E.E.).

Variables	PR			PS			PC			Parte baja	Parte mediana	Parte alta	p*
	Baja	Parte mediana	alta	baja	Parte mediana	alta	baja	Parte mediana	alta				
Mantillo													
Biomasa (g m ⁻²)	17.4 ± 3.85	18.2 ± 3.53	40.6 ± 12.6	46.8 ± 10.7	33.0 ± 5.90	13.8 ± 0.76	85.4 ± 16.3	52.6 ± 2.15	57.4 ± 6.75	44.0 ± 11.2 a	28.0 ± 4.65 a	38.0 ± 9.35 a	0.984
N (mg g ⁻¹)	1.61 ± 0.05	1.75 ± 0.09	1.42 ± 0.13	1.43 ± 0.05	2.60 * [†]	1.50 ± 0.11	1.26 ± 0.03	1.45 * [†]	1.36 * [†]	1.49 ± 0.08 a	1.84 ± 0.19 a	1.44 ± 0.11 a	0.004
P (mg g ⁻¹)	0.88 ± 0.09	0.89 ± 0.08	0.46 ± 0.01	0.82 ± 0.01	1.79 * [†]	0.53 ± 0.11	0.50 ± 0.14	0.56 * [†]	0.39 * [†]	0.79 ± 0.10 a	0.99 ± 0.20 a	0.48 ± 0.09 a	0.247
N (mg m ⁻²)	14.1 ± 1.85	12.6 ± 3.05	11.2 ± 2.56	14.1 ± 4.30	18.7 * [†]	10.6 ± 1.75	28.0 ± 8.01	33.1 * [†]	62.2 * [†]	17.2 ± 6.17 a	17.0 ± 4.38 a	17.3 ± 3.86 a	0.251
P (mg m ⁻²)	8.29 ± 4.07	6.31 ± 1.44	4.03 ± 1.19	8.15 ± 2.48	12.9 * [†]	3.67 ± 0.97	13.8 ± 6.66	12.7 * [†]	17.7 * [†]	9.48 ± 3.97 a	8.47 ± 1.86 a	5.60 ± 2.50 a	0.271
Suelo													
Densidad (g cm ⁻³)	0.80 ± 0.03	0.86 ± 0.02	0.87 ± 0.05	0.81 ± 0.02	0.82 ± 0.01	0.92 ± 0.04	0.82 ± 0.04	0.82 ± 0.02	0.86 ± 0.02	0.81 ± 0.03 a	0.84 ± 0.02 a	0.88 ± 0.04 a	0.092
Arena (%)	68 ± 3.0	68 ± 0.9	70 ± 1.6	66 ± 1.8	63 ± 0.6	68 ± 1.6	66 ± 0.9	64 ± 0.1	67 ± 2.9	70 ± 2.1 a	66 ± 1.2 a	68 ± 1.8 a	0.349
Limo (%)	15 ± 2.4	15 ± 0.5	14 ± 1.2	17 ± 1.0	18 ± 0.1	15 ± 0.5	18 ± 0.9	20 ± 0.1	17 ± 1.9	16 ± 1.7 a	16 ± 1.1 a	15 ± 1.3 a	0.607
Arcilla (%)	17 ± 0.8	18 ± 0.9	16 ± 0.4	17 ± 1.0	19 ± 0.6	17 ± 1.4	16 ± 0.1	16 ± 0.1	15 ± 1.0	17 ± 0.7 a	18 ± 0.8 a	16 ± 0.8 a	0.282
pH (H ₂ O)	5.8 ± 0.1	5.8 ± 0.1	5.8 ± 0.1	5.7 ± 0.1	5.8 ± 0.1	5.7 ± 0.1	5.7 ± 0.2	5.7 ± 0.1	5.7 ± 0.1	5.7 ± 0.1 a	5.7 ± 0.1 a	5.7 ± 0.1 a	0.712
C org. (mg g ⁻¹)	63.7 ± 4.11	57.5 ± 3.77	53.4 ± 7.07	58.4 ± 5.90	60.8 ± 6.31	53.4 ± 5.19	55.9 ± 2.92	62.8 ± 1.16	55.2 ± 3.10	60.1 ± 4.23 a	59.3 ± 3.68 a	53.9 ± 5.23 a	0.383
N total (mg g ⁻¹)	3.98 ± 0.27	4.21 ± 0.34	4.06 ± 0.20	4.11 ± 0.33	4.18 ± 0.38	4.00 ± 0.30	4.80 ± 0.21	4.67 ± 0.08	4.20 ± 0.30	4.24 ± 0.30 a	4.30 ± 0.29 a	4.08 ± 0.23 a	0.631
C:N	16 ± 0.4	14 ± 1.4	13 ± 1.3	14 ± 0.3	15 ± 0.2	13 ± 0.3	12 ± 0.7	13 ± 0.1	13 ± 0.7	14 ± 0.9 a	14 ± 0.9 a	13 ± 0.8 a	0.680
NO ₃ (μg g ⁻¹)	17.1 ± 1.15	13.8 ± 1.20	8.52 ± 0.91	18.5 ± 0.57	14.6 ± 2.16	13.3 ± 0.47	13.3 ± 1.50	9.98 ± 0.95	11.4 ± 0.74	16.5 ± 1.40 a	13.2 ± 1.42 b	10.6 ± 1.18 b	< 0.001
NH ₄ (μg g ⁻¹)	9.19 ± 0.75	11.3 ± 2.53	9.85 ± 1.40	7.27 ± 0.72	10.7 ± 3.05	9.27 ± 1.88	7.80 ± 0.90	6.61 ± 0.26	4.86 ± 0.63	8.29 ± 0.80 a	10.3 ± 2.31 a	8.33 ± 1.61 a	0.624
NO ₃ :NH ₄	1.9 ± 0.1	1.5 ± 0.4	0.9 ± 0.1	2.6 ± 0.2	1.9 ± 0.7	1.7 ± 0.4	1.7 ± 0.1	1.5 ± 0.2	2.5 ± 0.4	2.0 ± 0.2 a	1.6 ± 0.5 a	1.6 ± 0.4 a	0.288
P total (μg g ⁻¹)	443 ± 42.9	296 ± 51.4	186 ± 38.9	437 ± 45.6	227 ± 34.4	192 ± 29.5	540 ± 19.7	641 ± 46.1	452 ± 62.2	468 ± 40.7 a	352 ± 81.8 a	260 ± 68.0 b	0.001
P asim. (μg g ⁻¹)	13.0 ± 1.11	13.0 ± 1.97	13.4 ± 0.85	12.0 ± 0.26	12.4 ± 0.23	13.1 ± 0.73	8.84 ± 0.89	8.37 ± 0.89	6.59 ± 0.90	11.6 ± 1.15 a	12.0 ± 1.73 a	11.5 ± 1.59 a	0.972

* p: análisis de varianza que indica diferencias entre las tres partes de la ladera, a partir del promedio de PR, PS Y PC

*[†]: solamente se analizó una muestra

Tabla 8. Diferencias por posición topográfica de 5-20 cm de profundidad (2006) en tres diferentes condiciones de pastizal: pastizal sin ganado y reforestado (PR); pastizal sin ganado, pero sin la introducción de especies arbóreas (PS) y pastizal con ganado (PC). Diferentes letras indican diferencias entre la posición topográfica, según el promedio de los sitios en cada posición (media±E.E.).

Variables	PR			PS			PC			Parte baja	Parte mediana	Parte alta	p*
	baja	Parte mediana	alta	baja	Parte mediana	alta	baja	Parte mediana	alta				
Densidad (g cm ⁻³)	0.98 ± 0.04	0.99 ± 0.02	1.01 ± 0.04	0.96 ± 0.01	0.94 ± 0.01	1.13 ± 0.09	1.01 ± 0.06	1.03 ± 0.02	1.13 ± 0.05	0.98 ± 0.04 b	0.99 ± 0.02 ab	1.08 ± 0.06 a	0.046
Arena (%)	65 ± 2.2	66 ± 1.2	73 ± 1.8	65 ± 1.4	62 ± 1.2	69 ± 2.8	63 ± 2.1	62 ± 1.1	69 ± 2.7	64 ± 1.8 b	64 ± 1.5 b	71 ± 2.8 a	0.003
Limo (%)	18 ± 1.5	14 ± 0.9	10 ± 1.7	18 ± 0.9	17 ± 0.6	14 ± 2.0	19 ± 1.0	20 ± 0.1	18 ± 1.8	18 ± 1.2 a	16 ± 1.3 a	13 ± 1.9 b	0.006
Arcilla (%)	18 ± 0.9	19 ± 1.3	17 ± 0.8	17 ± 1.0	18 ± 1.9	17 ± 1.0	19 ± 1.0	18 ± 1.3	15 ± 1.0	18 ± 0.9 ab	19 ± 1.3 a	17 ± 0.9 b	0.044
pH (H ₂ O)	5.9 ± 0.1	5.8 ± 0.1	5.7 ± 0.1	5.7 ± 0.1	5.7 ± 0.1	5.9 ± 0.2	5.7 ± 0.1	5.8 ± 0.1	5.7 ± 0.1	5.8 ± 0.1 a	5.8 ± 0.1 a	5.7 ± 0.1 a	0.643
C org. (mg g ⁻¹)	35.8 ± 4.43	37.5 ± 3.41	29.3 ± 4.87	30.7 ± 4.28	30.4 ± 1.9	27.3 ± 8.90	27.9 ± 0.59	34.2 ± 1.87	24.6 ± 3.71	32.2 ± 4.56 a	35.4 ± 3.01 a	27.5 ± 5.37 a	0.230
N total (mg g ⁻¹)	3.76 ± 0.62	4.02 ± 0.84	2.39 ± 0.29	2.67 ± 0.31	3.25 ± 0.01	2.76 ± 0.38	2.86 ± 0.18	2.76 ± 0.17	2.60 ± 0.25	3.21 ± 0.48 a	3.62 ± 0.68 a	2.79 ± 0.28 a	0.475
C:N	10 ± 1.5	10 ± 1.1	10 ± 1.3	11 ± 0.5	9 ± 0.6	10 ± 2.9	10 ± 1.8	12 ± 0.1	9 ± 1.0	10 ± 1.3 a	10 ± 1.0 a	10 ± 1.6 a	0.869
NO ₃ (μg g ⁻¹)	8.99 ± 0.59	9.87 ± 0.85	6.78 ± 0.89	9.30 ± 0.37	8.33 ± 0.72	8.08 ± 0.62	7.11 ± 0.38	6.58 ± 0.25	6.07 ± 0.31	8.56 ± 0.61 a	8.91 ± 0.92 a	6.94 ± 0.73 a	0.072
NH ₄ (μg g ⁻¹)	4.17 ± 0.86	4.57 ± 0.38	6.18 ± 0.57	4.60 ± 0.98	5.25 ± 0.20	5.54 ± 0.63	4.05 ± 0.28	4.40 ± 0.71	6.77 ± 0.72	4.23 ± 0.72 b	4.75 ± 0.42 ab	6.2 ± 0.6 a	0.017
NO ₃ :NH ₄	2.4 ± 0.3	2.2 ± 0.2	1.2 ± 0.3	2.3 ± 0.4	1.6 ± 0.2	1.6 ± 0.3	1.8 ± 0.2	1.6 ± 0.2	0.9 ± 0.1	2.2 ± 0.3 a	2.0 ± 0.2 ab	1.2 ± 0.2 b	0.006
P total (μg g ⁻¹)	193 ± 47.4	365 ± 40.3	255 ± 30.4	291 ± 40.3	251 ± 31.6	319 ± 26.0	452 ± 38.0	414 ± 59.9	323 ± 82.7	290 ± 63.5 a	352 ± 45.6 a	292 ± 43.1 a	0.668
P asim. (μg g ⁻¹)	8.14 ± 0.80	7.47 ± 1.25	10.3 ± 1.04	7.64 ± 0.40	4.93 ± 0.29	8.42 ± 0.66	4.28 ± 0.63	6.76 ± 0.38	5.92 ± 0.73	6.95 ± 0.98 a	6.82 ± 1.06 a	8.57 ± 1.16 a	0.121

* p: análisis de varianza que indica diferencias entre las tres partes de la ladera, a partir del promedio de PR, PS Y PC

Tabla 9. Diferencias por posición topográfica 2007 en la profundidad 0-5 cm en tres diferentes condiciones de pastizal: pastizal sin ganado y reforestado (PR); pastizal sin ganado, pero sin la introducción de especies arbóreas (PS) y pastizal con ganado (PC). Diferentes letras indican diferencias entre la posición topográfica, según el promedio de los sitios en cada posición (media±E.E.).

Variables	PR			PS			PC			Parte baja	Parte mediana	Parte alta	p*
	baja	Parte mediana	alta	baja	Parte mediana	alta	baja	Parte mediana	alta				
Mantillo													
Biomasa (g m ⁻²)	39.5 ± 4.70	45.4 ± 1.83	83.2 ± 10.1	48.6 ± 3.18	43.8 ± 4.83	64.5 ± 6.31	12.8 ± 2.68	8.46 ± 1.33	14.8 ± 4.70	34.6 ± 4.79 a	37.8 ± 4.07 a	59.6 ± 10.6 a	0.161
N (mg g ⁻¹)	1.60 ± 0.09	1.79 ± 0.16	1.31 ± 0.13	1.62 ± 0.08	1.40 ± 0.12	1.72 ± 0.09	1.14 ± 0.01	1.21 ± 0.04	1.22 ± 0.03	1.51 ± 0.11 a	1.59 ± 0.17 a	1.42 ± 0.13 a	0.700
P mg g ⁻¹)	0.85 ± 0.17	0.96 ± 0.14	0.73 ± 0.11	0.77 ± 0.06	0.93 ± 0.16	1.01 ± 0.07	0.85 ± 0.18	1.14 ± 0.28	0.62 ± 0.01	0.83 ± 0.12 a	0.99 ± 0.16 a	0.79 ± 0.11 a	0.352
N (mg m ⁻²)	32.4 ± 9.08	40.0 ± 3.56	60.5 ± 13.0	38.7 ± 3.60	29.1 ± 4.18	53.9 ± 7.24	38.7 ± 3.60	29.1 ± 4.18	13.9 ± 6.89	30.0 ± 7.83 a	30.9 ± 7.07 a	49.2 ± 18.0 a	0.381
P (mg m ⁻²)	18.8 ± 6.35	22.9 ± 4.74	33.9 ± 12.7	18.8 ± 2.98	18.3 ± 0.98	33.7 ± 8.45	18.8 ± 2.98	18.3 ± 0.98	6.61 ± 3.08	16.7 ± 4.92 a	18.5 ± 4.83 a	28.4 ± 10.7 a	0.573
Suelo													
Densidad (g cm ⁻³)	0.88 ± 0.03	0.85 ± 0.03	0.91 ± 0.03	0.87 ± 0.03	0.88 ± 0.02	0.99 ± 0.13	0.87 ± 0.02	0.86 ± 0.02	1.01 ± 0.05	0.88 ± 0.02 a	0.86 ± 0.02 a	0.96 ± 0.07 a	0.063
pH (H ₂ O)	5.8 ± 0.1	5.6 ± 0.1	5.5 ± 0.1	5.8 ± 0.1	5.5 ± 0.1	5.6 ± 0.1	5.7 ± 0.1	5.5 ± 0.1	5.6 ± 0.1	5.7 ± 0.1 a	5.5 ± 0.1 b	5.6 ± 0.1 b	0.008
C org. (mg g ⁻¹)	52.1 ± 3.94	60.4 ± 1.89	53.4 ± 4.24	54.6 ± 1.47	55.6 ± 1.21	58.3 ± 5.41	62.5 ± 1.56	60.1 ± 3.29	52.9 ± 5.90	55.6 ± 3.35 a	59.4 ± 2.01 a	54.6 ± 4.56 a	0.568
N total (mg g ⁻¹)	4.97 ± 0.41	5.53 ± 0.35	4.82 ± 0.37	4.92 ± 0.04	4.84 ± 0.29	4.80 ± 0.25	4.98 ± 0.25	5.16 ± 0.29	4.03 ± 0.34	4.96 ± 0.29 a	5.32 ± 0.33 a	4.60 ± 0.34 a	0.201
C:N	11 ± 0.4	11 ± 0.5	11 ± 0.4	11 ± 0.2	12 ± 0.4	12 ± 0.5	13 ± 0.7	12 ± 0.1	13 ± 0.5	11 ± 0.6 a	11 ± 0.4 a	12 ± 0.5 a	0.303
NO ₃ (μg g ⁻¹)	26.7 ± 0.76	24.7 ± 0.71	26.5 ± 2.33	25.2 ± 1.11	24.8 ± 0.63	19.7 ± 2.54	33.3 ± 0.23	30.7 ± 5.85	35.9 ± 5.07	28.1 ± 1.68 a	25.9 ± 1.53 a	27.2 ± 4.13 a	0.523
NH ₄ (μg g ⁻¹)	2.99 ± 0.75	5.44 ± 0.31	4.92 ± 0.45	3.52 ± 1.03	5.11 ± 0.28	6.18 ± 2.23	5.64 ± 1.23	7.30 ± 0.70	5.43 ± 0.38	3.86 ± 1.01 a	5.75 ± 0.50 a	5.40 ± 1.12 a	0.143
NO ₃ :NH ₄	6.5 ± 0.4	4.6 ± 0.4	5.5 ± 0.5	5.7 ± 1.2	4.9 ± 0.1	4.4 ± 1.0	6.8 ± 1.2	4.4 ± 0.8	6.5 ± 0.6	6.4 ± 0.85 a	4.6 ± 0.4 a	5.5 ± 0.7 a	0.123
P total (μg g ⁻¹)	n.d.* ¹	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
P asim. (μg g ⁻¹)	5.53 ± 0.53	6.20 ± 0.26	7.32 ± 0.53	6.37 ± 0.95	6.90 ± 1.03	7.66 ± 0.75	9.26 ± 0.25	10.1 ± 0.08	11.4 ± 0.22	6.77 ± 0.92 b	7.12 ± 0.81 ab	8.52 ± 0.96 a	0.012

* p: análisis de varianza que indica diferencias entre las tres partes de la ladera, a partir del promedio de PR, PS Y PC

*¹ n.d.: no determinado

Tabla 10. Diferencias por posición topográfica 2007 en la profundidad 5-20 cm en tres diferentes condiciones de pastizal: pastizal sin ganado y reforestado (PR); pastizal sin ganado, pero sin la introducción de especies arbóreas (PS) y pastizal con ganado (PC). Diferentes letras indican diferencias entre la posición topográfica, según el promedio de los sitios en cada posición (media±E.E.).

Variables	PR			PS			PC			Parte baja	Parte mediana	Parte alta	p*
	baja	Parte mediana	alta	baja	Parte mediana	alta	baja	Parte mediana	alta				
Densidad (g cm ⁻³)	0.99 ± 0.04	0.96 ± 0.04	1.08 ± 0.05	0.97 ± 0.01	1.03 ± 0.02	1.12 ± 0.07	1.01 ± 0.04	1.02 ± 0.02	1.06 ± 0.08	0.99 ± 0.04 a	0.98 ± 0.04 a	1.08 ± 0.05 a	0.097
pH (H ₂ O)	5.7 ± 0.1	5.6 ± 0.1	5.6 ± 0.1	5.7 ± 0.1	5.7 ± 0.1	5.6 ± 0.1	5.6 ± 0.1	5.7 ± 0.02	5.7 ± 0.1	5.7 ± 0.1 a	5.6 ± 0.1 a	5.6 ± 0.1 a	0.088
C org. (mg g ⁻¹)	32.4 ± 6.31	37.5 ± 2.86	28.8 ± 2.67	38.5 ± 3.03	32.3 ± 3.79	24.3 ± 1.78	41.4 ± 2.46	37.6 ± 0.25	34.1 ± 7.47	36.5 ± 4.70 a	36.5 ± 2.67 a	29.0 ± 4.19 a	0.104
N total (mg g ⁻¹)	3.75 ± 0.38	3.75 ± 0.26	2.97 ± 0.29	3.85 ± 0.19	3.44 ± 0.21	2.97 ± 0.05	3.28 ± 0.30	3.17 ± 0.27	5.91 ± 1.12	3.65 ± 0.31 a	3.57 ± 0.25 a	3.77 ± 0.81 a	0.542
C:N	8 ± 0.9	10 ± 0.5	10 ± 0.2	10 ± 0.8	9 ± 0.5	8 ± 0.6	13 ± 0.9	12 ± 0.9	6 ± 0.3	10 ± 1.2 a	10 ± 0.7 a	8 ± 0.9 a	0.001
NO ₃ (µg g ⁻¹)	21.0 ± 1.17	21.8 ± 1.50	22.6 ± 2.99	19.6 ± 0.66	19.7 ± 0.55	25.1 ± 4.06	25.7 ± 1.96	22.4 ± 0.08	27.7 ± 3.02	21.9 ± 1.52 a	21.5 ± 1.22 a	24.7 ± 3.11 a	0.210
NH ₄ (µg g ⁻¹)	2.73 ± 0.37	3.31 ± 0.32	3.67 ± 0.86	2.02 ± 0.50	2.50 ± 0.05	3.44 ± 0.52	2.89 ± 0.35	2.85 ± 0.46	4.96 ± 1.62	2.58 ± 0.39 a	3.06 ± 0.32 a	3.96 ± 0.98 a	0.095
NO ₃ :NH ₄	6.2 ± 0.2	6.8 ± 0.7	4.7 ± 0.3	5.6 ± 0.1	7.9 ± 0.4	5.7 ± 0.6	7.2 ± 0.1	6.3 ± 0.1	4.82 ± 0.52	6.4 ± 0.3 ab	7.0 ± 0.58 a	5.0 ± 0.1 b	0.029
P total (µg g ⁻¹)	n.d.* ¹	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
P asim. (µg g ⁻¹)	7.77 ± 0.57	5.84 ± 1.13	7.81 ± 0.50	6.04 ± 0.18	6.85 ± 1.21	8.77 ± 0.33	8.41 ± 0.17	8.60 ± 0.20	10.08 ± 0.49	7.47 ± 0.57 ab	6.60 ± 1.06 b	8.70 ± 0.60 a	0.040

* p: análisis de varianza que indica diferencias entre las tres partes de la ladera, a partir del promedio de PR, PS Y PC

*¹ n.d.: no determinado

Comparación del pastizal con la selva

Para el año 2006, el análisis de Kurskal-Wallis indicó que la masa de mantillo fue mayor en la selva respecto al pastizal sin y con ganado ($H_{(1,30)}=13.9$, $p<0.001$ y $H_{(1,14)}=9.60$, $p=0.002$, respectivamente), (Tabla 5). Si bien la concentración de N en el mantillo de la selva no difirió respecto a la de los pastizales ($H_{(1,14)}=2.32$, $p=0.128$), la selva presentó un mantillo más rico en N que el pastizal con ganado ($H_{(1,14)}=6.05$, $p=0.014$). La concentración de P del mantillo fue similar en la selva y en el pastizal ($H_{(1,14)}=4.80$, $p=0.291$). Los almacenes de N y P fueron de un orden de magnitud mayores en la selva en comparación con las dos condiciones del pastizal (N: $H_{(1,30)}=13.3$, $p<0.001$ y $H_{(1,14)}=6.54$, $p=0.01$; C: $H_{(1,30)}=13.3$, $p<0.001$ y $H_{(1,14)}=6.55$, $p=0.012$, respectivamente).

En la selva, la densidad aparente del suelo de 0 a 5 cm fue menor que en las dos condiciones de pastizal, *i.e.* con y sin la exclusión de ganado ($H_{(1,30)}=13.0$, $p<0.001$ y $H_{(1,14)}=9.22$, $p=0.002$, respectivamente). No se presentaron diferencias en la distribución de partículas de arenas, limos y arcillas entre la selva y los pastizales. El pH fue más ácido en PS y PC en comparación con la selva de referencia ($H_{(1,30)}=14.6$, $p<0.001$ y $H_{(1,30)}=10.2$, $p=0.001$ respectivamente). Las concentraciones de C orgánico y N total fueron mayores en la selva que en el pastizal adyacente (C: PS vs. S $H_{(1,30)}=13.9$, $p<0.001$ y PC vs. S $H_{(1,14)}=9.60$, $p=0.002$; N: PS vs. S $H_{(1,30)}=14.0$, $p<0.001$ y PC vs. S $H_{(1,14)}=9.64$, $p=0.002$), aunque la relación C:N no presentó diferencias entre los suelos mencionados ($H_{(1,30)}=3.11$, $p=0.078$ y $H_{(1,14)}=3.83$, $p=0.051$, respectivamente). La concentración de NO_3 tampoco varió entre el pastizal con y sin la exclusión de ganado y el sitio de referencia ($H_{(1,30)}=2.82$, $p=0.093$ y $H_{(1,14)}=0.33$, $p=0.563$, respectivamente). En contraste, la concentración de NH_4 fue dos veces mayor en suelos de la selva que en

suelos del pastizal sin ganado ($H_{(1,30)}=6.54, p=0.011$) y del pastizal con ganado ($H_{(1,14)}=8.82, p=0.003$). La relación $\text{NO}_3:\text{NH}_4$ no presentó diferencias entre S y PC ($H_{(1,14)}=4.51, p=0.164$), pero sí entre S y PS ($H_{(1,30)}=1.93, p=0.034$). La concentración de P total fue similar entre sitios (S vs. PS: $H_{(1,30)}=1.96, p=0.161$; S vs. PC $H_{(1,14)}=0.02, p=0.897$). La concentración de P asimilable fue dos veces mayor en la selva respecto al pastizal con ganado ($H_{(1,14)}=5.40, p=0.020$), pero no difirió respecto al potrero sin los animales ($H_{(1,30)}=0.27, p=0.604$). Para este año, no se pudo comparar el suelo de 5 a 20 cm de profundidad.

Después de un año de la exclusión y reforestación, la cantidad de necromasa del pastizal siguió siendo de un orden de magnitud mayor en la selva que en las dos condiciones de pastizal ($H_{(1,30)}=13.9, p<0.001$ para el pastizal sin ganado y $H_{(1,14)}=9.62, p=0.002$ para el pastizal con ganado), (Tabla 6). La concentración de N en el mantillo fue mayor en la S respecto al PC ($H_{(1,14)}=0.36, p=0.549$), pero similar comparado con el PS ($H_{(1,30)}=7.50, p=0.006$). La concentración de P no varió entre S y PS ($H_{(1,30)}=3.35, p=0.067$), pero sí entre S y PC ($H_{(1,14)}=4.03, p=0.045$). En cambio, los almacenes de N y P en el mantillo, fueron un orden de magnitud mayores bajo la selva que en las dos condiciones de pastizal (N: $H_{(1,30)}=11.9, p<0.001$ para PS y $H_{(1,14)}=7.50, p=0.006$ para PC; P: $H_{(1,30)}=11.9, p<0.001$ para PS y $H_{(1,14)}=7.51, p=0.006$ para PC).

En el suelo superficial, la densidad fue menor en la S que en el PS y PC ($H_{(1,30)}=13.2, p<0.001$ y $H_{(1,14)}=9.22, p=0.002$, respectivamente). El pH mostró diferencias entre la S y PC ($H_{(1,30)}=3.25, p=0.048$), pero no con el PS ($H_{(1,30)}=3.90, p=0.071$). La concentración de C orgánico en el suelo fue casi tres veces mayor bajo S que en PS y PC ($H_{(1,30)}=13.9, p<0.001$ y $H_{(1,14)}=9.60, p=0.002$, respectivamente), mientras que la

de N total fue cinco veces mayor en S respecto a PS y PC ($H_{(1,30)}=14.0$, $p<0.001$ y $H_{(1,14)}=9.66$, $p=0.002$, respectivamente). La relación C:N fue dos veces mayor en las parcelas con y sin ganado respecto a la selva ($H_{(1,14)}=3.11$, $p=0.048$ y $H_{(1,14)}=3.11$, $p=0.04$). Aunque la concentración de NO_3 fue similar en la S y PC ($H_{(1,14)}=1.35$, $p=0.245$), los suelos de S presentaron 70% más NO_3 que los de PS ($H_{(1,30)}=12.8$, $p<0.001$). La S también presentó cinco veces más NH_4 que PS ($H_{(1,30)}=13.6$, $p<0.001$) y PC ($H_{(1,14)}=8.82$, $p=0.003$). La relación $\text{NO}_3:\text{NH}_4$ fue alrededor de tres veces menor en S en comparación con PS y PC ($H_{(1,30)}=12.13$, $p<0.001$ y $H_{(1,14)}=8.67$, $p=0.003$, respectivamente). En cuanto a la concentración de P asimilable, los suelos de la S presentaron el doble que aquellos del PS ($H_{(1,30)}=13.94$, $p<0.001$), y 70% más que los del PC ($H_{(1,30)}=5.46$, $p=0.020$).

A una mayor profundidad, de 5 a 20 cm, la densidad del suelo de la S fue menor respecto al PS ($H_{(1,30)}=7.83$, $p=0.005$) y PC ($H_{(1,14)}=6.02$, $p=0.014$). El pH del suelo fue menos ácido en la selva en comparación con el de las dos condiciones del potrero ($H_{(1,30)}=13.0$, $p=0.003$ y $H_{(1,14)}=7.25$, $p=0.0007$, PS y PC, respectivamente). La S presentó tres veces más C orgánico que las dos condiciones del potrero ($H_{(1,30)}=13.9$, $p<0.001$ y $H_{(1,14)}=9.60$, $p=0.002$, PS y PC respectivamente). De igual forma, el N total fue cuatro veces mayor en la selva que en los pastizales ($H_{(1,30)}=14.0$, $p<0.001$ y $H_{(1,14)}=9.62$, $p=0.002$, PS y PC, respectivamente). La relación C:N sólo fue diferente cuando se comparó el suelo de S con el de PS ($H_{(1,30)}=6.86$, $p=0.009$), no así cuando se compararon los suelos de S con los de PC ($H_{(1,14)}=1.90$, $p=0.168$). La concentración de NO_3 fue 70% mayor en los suelos de la S que en aquellos de PS ($H_{(1,30)}=5.94$, $p=0.15$), pero no se presentaron diferencias entre S y PC ($H_{(1,14)}=0.42$, $p=0.519$). La concentración de NH_4 fue siete veces mayor en S que en PC ($H_{(1,14)}=8.82$, $p<0.001$) y

seis veces mayor respecto a PS ($H_{(1,30)}=13.9$, $p=0.003$). La relación $\text{NO}_3:\text{NH}_4$ fue tres veces menor que en suelos de S comparado con PC y PS ($H_{(1,14)}=7.72$, $p<0.001$ y $H_{(1,14)}=12.9$, $p=0.007$, respectivamente). En contraste, los suelos de la S presentaron una mayor concentración de P asimilable PS y PC ($H_{(1,30)}=13.9$, $p<0.001$ y $H_{(1,14)}=9.60$, $p=0.002$, respectivamente).

DISCUSIÓN

Características del suelo en el BTH

Es importante recordar que los bosques tropicales húmedos presentan una alta variabilidad en sus patrones espaciales y temporales y por lo tanto, las propiedades del suelo cambian según la ubicación en el paisaje. Además, las características edáficas están en función de la elevación, la cercanía al manto freático, la exposición de la ladera, la historia de uso, entre otros factores. De esa manera, no es de sorprender que las propiedades edáficas presenten un amplio rango de variación.

Respecto a la necromasa, el promedio de 41 g m² en el pastizal tropical de Los Tuxtlas al inicio del estudio, concordó con la baja cantidad (39 g m²) en un bosque tras ser perturbado en la región de la Amazonia (Uhl y Jordan 1984). El aumento tanto de biomasa viva como de necromasa, es decir de mantillo, al excluir el ganado pudiera ser considerado la variable que se detecta con más facilidad, y está ampliamente reportado para diversos ecosistemas (Han *et al.* 2008, Trimble y Mendel 1995, Silver *et al.* 2000, Yong-Zong *et al.* 2005). Por otra parte, los cambios en la acumulación de mantillo entre la selva y el pastizal (la selva presenta una acumulación 12 veces mayor que el pastizal), es resultado de cambios en la producción (hojarasca) y cambios en la descomposición de la necromasa, que sugieren cambios en los ciclos de nutrientes en la región. En el caso de Los Tuxtlas, resulta llamativo que a pesar de los 30 años de uso, el pastizal mantiene una alta fertilidad, probablemente debido al hecho de que los suelos de la región se desarrollan sobre depósitos recientes de material volcánico (Martínez Sánchez y Sánchez-Beltrán 2003).

Para la región de Los Tuxtlas, Hernández Alva (2008) reportó Andosoles con una textura arcillosa muy fina y porcentajes de arena entre 10 y 20%, mientras que en otros trabajos se describieron perfiles con más del 65% de arena en los primeros 30 cm de profundidad para el mismo tipo de suelo (Sommer-Cervantes *et al.* 2003). Para los Regosoles de la zona, que también fueron analizados por Sommer-Cervantes y colaboradores (2003), se observó una textura franco-arenosa con porcentajes de arcilla, limos y arenas de 8.5, 36.0 y 55.5% respectivamente. Los Regosoles de este estudio presentaron un porcentaje de arenas superior a 60% y la textura fue clasificada como franco arenosa.

Además, Hernández-Alva (2008) y Sommer-Cervantes *et al.* (2003) encontraron valores de la densidad aparente entre 0.8 y 0.9 g cm⁻³, rango dentro del cual también se ubicó el suelo de este estudio, independientemente de la presencia u ausencia de ganado. A partir de los datos de la selva, se puede inferir que el suelo del pastizal ganadero sufrió un incremento en su densidad aparente debido a la cria de ganado (la densidad aparente se incrementó ~50% respecto al suelo de la selva). Aún así los valores reportados en este estudio indican una menor compactación y sugieren un mejor drenaje de agua en comparación con otros suelos bajo pastizal en el trópico húmedo, donde se reportan valores de densidad aparente >1 g cm⁻³; McGrath *et al.* 2001, Rasiah *et al.* 2004, Macedo *et al.* 2008).

En el caso de pH, se reportaron valores entre 5.2 y 6.7 para Los Tuxtlas (Hernández Alva 2008, Sommer-Cervantes *et al.* 2003), lo que concordó con un pH de 5.7 en el pastizal y de 6.0 en el caso de la selva de este estudio. Basado en lo anterior, se puede

concluir que las características físicas y físico-químicas del suelo del sitio estudiado se encuentran dentro del rango esperado para la zona de Los Tuxtlas.

Respecto a las propiedades nutricionales del suelo del pastizal ganadero, éstos concordaron con los datos reportados de los otros estudios de la zona y otras regiones en el trópico húmedo. La concentración de C orgánico de este estudio varió de 3.3 a 5.8%, dependiendo de la profundidad y del año de estudio, lo cual se califica como un alto contenido de materia orgánica en el suelo. Esto ubica al suelo de Los Tuxtlas en la parte media a superior del rango de 0.9 a 7.9% de C orgánico, que se reportó en otras regiones del trópico húmedo en México, Costa Rica y la Amazonía (Ewel *et al.* 1991, Holl 1999, Hughes *et al.* 2000, Montagnini 2000, Williams-Linera 1983). El horizonte O de la selva de referencia descrito en este trabajo presentó una concentración de C orgánico de 14.2%, lo que está acorde con los valores altos de este horizonte (en promedio 26.6%), obtenidos por Hernández Alva (2008), quien realizó diversos perfiles en la zona de Los Tuxtlas.

La concentración de N total en el suelo (en promedio 4%), fue similar comparado con otros datos de Los Tuxtlas, reportados por Hughes y colaboradores (1999 y 2000) que presentaron un promedio de 5% en los primeros 10 cm de 11 sitios de selva deforestada. Ligado a lo anterior, la relación C:N que se obtuvo (9-14) estuvo dentro del rango esperado de 10 a 15.

En general, las selvas tropicales se caracterizan por grandes almacenes de N mineral, así como altas tasas de mineralización y nitrificación (Vitousek y Sanford 1986, Vitousek y Matson 1988). En comparación con otros trabajos en el trópico húmedo, tanto el suelo

de la selva como el del pastizal de este estudio presentan una alta disponibilidad de N inorgánico, NO_3 : 0.78 - 1.58 $\mu\text{g N g}^{-1}$ y NH_4 : 0.73 - 2.92 $\mu\text{g N g}^{-1}$ (Silver *et al.* 2001, Silver *et al.* 2005).

La concentración de N inorgánico y la relación $\text{NO}_3:\text{NH}_4$ sugieren la asimilación de NH_4 por parte de las plantas y/o una alta nitrificación. Además, en la selva se registra una acumulación de amonio, lo cual no fue observada en los suelos de los pastizales. Patrones similares fueron observados en la Amazonia por Vitousek y Matson (1988).

Las diferencias en cuanto a la distribución de P total y asimilable en el suelo del pastizal fueron atribuidas a la presencia de las vacas. A pesar de una mayor concentración de P total en el PC, la de P asimilable fue menor en PR y PS en las dos profundidades de suelo analizadas. Por lo contrario, estos sitios (PR y PS) presentaron menores concentraciones de P total, pero mayores de P asimilable. El ganado juega un papel importante en el movimiento y la distribución de de P en el sistema. Las heces y la orina no se depositan de manera homogénea en el terreno (Jewell *et al.* 2007), lo cual también se observó en este estudio. Buschbacher y colaboradores (1987) encontraron que la mitad de la excreta del ganado Cebú se concentró en 30% de su área de estudios. Una mayor concentración de P, aumenta su potencial de pérdida por lixiviación, lo cual puede explicar una menor concentración de P asimilable en lugares con más P total. Por consiguiente, la disponibilidad de P está en función de la fijación o inmovilización (Feldpausch *et al.* 2004).

Consecuencias de la exclusión de ganado

De acuerdo a lo esperado, la exclusión de ganado favoreció la acumulación de necromasa en el piso del pastizal, la que aumentó cuatro veces respecto al pastizal con ganado. Los nutrientes también mostraron cambios después de un año, diferencias que pueden ser atribuidas tanto al efecto de la exclusión de las vacas, como al desarrollo del pasto, que creció aproximadamente 50 cm durante el periodo de estudio (observación personal). El efecto de las plantas introducidas genera controversia, ya que no fue uniforme a lo largo del terreno, debido a una alta mortalidad, especialmente en la parte alta de la ladera, donde el suelo es más somero. Si bien las especies alteran las condiciones del suelo (Binkley y Giardina 1998?), en nuestro estudio no es posible establecer la existencia de cambios asignables a las plantas, y en dado caso su extensión y magnitud, debido principalmente a la gran heterogeneidad que presentan los suelos de forma general. Potencialmente, el crecimiento y desarrollo del pasto; *i.e.* biomasa aérea y radicular, parece tener un mayor efecto sobre las condiciones edáficas que las especies arbóreas introducidas, por lo que se enfatizará este elemento para la explicación de los resultados.

Supuestamente, al inicio del estudio, las propiedades del suelo iban a ser similares en las tres diferentes condiciones del pastizal, ya que habían recibido un manejo del ganado semejante. Esta hipótesis se confirmó, ya que la mayoría de las variables analizadas no presentaron diferencias en el pastizal. Sin embargo, el mantillo mostró un patrón heterogéneo, ya que fue mayor en el PS, debido a la presencia de los residuos de árboles talados, como pedazos de troncos, ramas y hojarasca. Como los restos de dichos árboles siguieron presentes durante el primer muestreo, la necromasa acumulada incluyó principalmente algunas hojas y ramas de los árboles talados. Para el análisis de

nutrientes del mantillo, ésta fueron triturada, por lo cual el aumento observado en la concentración de N y de P en el mantillo del PS se pudiera deberse a ello, al presentar las hojas y las ramas de los árboles una mayor concentración de N respecto al pasto (Hughes *et al.* 2000). Además, el NO_3 y el P asimilable presentaron concentraciones mayores en PR y PS que PC.

Después de un año, las diferencias generadas fueron más evidentes en la parte superior del suelo, es decir en la profundidad 0-5 cm que a una mayor profundidad. En este último caso, las variables del suelo presentaron valores más homogéneos con patrones parecidos después de un año de la exclusión de ganado, por lo que los efectos de la exclusión de ganado a esta profundidad fueron menos evidentes. Por ello, gran parte la siguiente discusión se basó en las diferencias de las propiedades edáficas en la profundidad más somera; de no ser así, se señala lo contrario. La concentración de NO_3 en el suelo superior y de P lábil en la profundidad de 5-20 cm fueron las únicas de las 14 variables estudiadas que se vieron afectadas por la exclusión de las vacas. El resto de las propiedades del suelo no presentaron diferencias entre las diferentes condiciones de pastizal. De acuerdo a lo anterior, se confirmó que a pesar del incremento de necromasa acumulada, a corto plazo no afectó el contenido de materia orgánica en el suelo y consecuentemente tampoco a la concentración de C orgánico. De la misma manera, el lapso transcurrido entre muestreos fue insuficiente para corroborar que la disminución de la presión física generada por el ganado redujo la densidad del suelo más superficial, lo que se ha reportado en la mayoría de los trabajos, que han estudiado el efecto de la exclusión de ganado sobre las propiedades del suelo, luego de un período de cinco años de exclusión (Trimble y Mendel 1995, Yong-Zhong *et al.* 2005).

Independientemente de los resultados obtenidos con la exclusión de ganado, se compararon los datos de los dos años de estudio. En este caso, resaltaron el aumento en la concentración de NO_3 , la disminución de la concentración de NH_4 y la relación $\text{NO}_3:\text{NH}_4$. Cabe mencionar que durante 2007 la precipitación anual fue de 2727 mm y en 2006 de 3761 mm; 1500 mm menos que la media histórica de los últimos 10 años (Figura 3), aunque las condiciones climáticas inmediatas fueron similares (temperatura: 25°C , precipitación total: 100 mm). El aumento de la concentración de NO_3 probablemente fue afectada por la disminución de la cantidad de lluvia y una consecuente disminución de la lixiviación de este elemento. El potencial de pérdida de este nutriente se ha ampliamente reportado para los ecosistemas tropicales (Vitousek y Howarth 1991, Vitousek y Matson 1992, Silver *et al.* 2001).

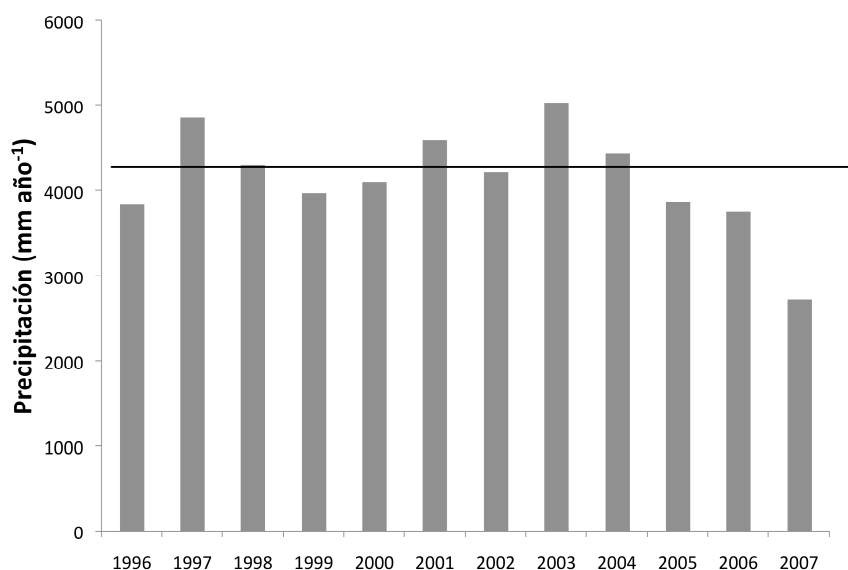


Figura 3. Precipitación total anual de la Estación de Biología Tropical Los Tuxtlas. La línea continua indica el promedio de la precipitación de los 12 años (4146 mm año^{-1}).

En el caso de NH_4 , es probable que el pasto jugara un papel fundamental en su distribución. Aunque no hubo un efecto significativo en ninguna de las dos profundidades, los resultados indicaron que su concentración se mantuvo similar bajo

condiciones de pastoreo, pero difirieron en las parcelas sin ganado durante el segundo año de estudio respecto al primer muestreo. Esta diferencia pudiera indicar que el pasto, que creció considerablemente en ausencia del ganado, pudo inmovilizar en sus tejidos el N amoniacal, lo cual producirá una reducción de la concentración de este nutriente en la profundidad de 0-5 cm en 2007, respecto al año anterior.

Consecuentemente, la relación $\text{NO}_3:\text{NH}_4$ se vio afectada por las diferencias de N inorgánico, especialmente por la mayor concentración de nitrato durante el segundo año de estudio, que elevó el cociente en 2007, aunque no presentó diferencias entre las condiciones de pastizal. La nitrificación está en función de la actividad de microorganismos (Coleman *et al.* 2004), y promovida por el crecimiento de los pastos que fue mayor en el 2007, por lo que en consecuencia aumentó la tasa de nitrificación durante ese año. Por otra parte, la disponibilidad de NH_4 disminuye durante la sucesión (Vitousek y Matson 1988). Tanto la productividad como las tasas de absorción de N por los pastos parecen ser mayores durante el segundo año de estudio.

La concentración de N total en el suelo fue mayor en la profundidad de 0-5 cm en 2007 que en 2006 en las parcelas sin ganado, lo que contrastó con los valores bajo las condiciones de pastoreo activo a lo largo del estudio. Una mayor actividad de microorganismos y condiciones más favorables para su desempeño pudo aumentar el N total en ausencia de ganado (Martínez-Sánchez y Sánchez-Beltrán 2003). Las diferencias entre las condiciones del pastizal, exponen el efecto del ganado sobre el ciclo de N en los pastizales tropicales.

Tendencias a lo largo de la pendiente

En general, durante este estudio no se presentaron diferencias en las propiedades del suelo a lo largo de la ladera en las condiciones de pastizal, aunque hubo una mayor acumulación de NO_3 y NH_4 y P total en la parte baja y mediana de la ladera. Lo anterior puede indicar que los movimientos en esta geoforma se dan de manera vertical, más que horizontal, lo que se sugiere una buena permeabilidad y un buen drenaje de estos suelos.

Las concentraciones de NO_3 y de NH_4 fueron las variables afectadas por la posición en el terreno en el 2006; el NO_3 (profundidad de 0-5 cm) presentó una mayor concentración al disminuir la altitud, mientras que el NH_4 (profundidad de 5-20 cm) fue mayor en la parte alta. Estas diferencias en la distribución de estas dos formas iónicas de N sugieren estar vinculadas con cambios en la aireación del suelo con al profundidad, los que regulan la mineralización y nitrificación del N (Paul y Clark 1996). Por otra parte, se ha demostrado que el ganado altera la distribución del N debido a la heterogénea deposición de las excretas (Jewell *et al.* 2007). Los nutrientes se depositan en las áreas donde habitualmente transita el ganado, en este caso en las partes bajas de la ladera, donde la pendiente es menor.

El ganado también aumenta el potencial de pérdida de nutrientes (Dias-Filho *et al.* 2001). Al circular por las mismas rutas en el pastizal, establece canales que dejan expuestos el suelo mineral. Al aumentar la densidad aparente del suelo, disminuye la capacidad de infiltración tanto del agua de lluvia como de la orina, lo que puede facilitar la escorrentía superficial y consecuentemente, el lavado de nutrientes, especialmente de NO_3 y de P a las partes más bajas del terreno.

Tanto la relación C:N y la de $\text{NO}_3:\text{NH}_4$, así como la concentración de P lábil fueron las variables que presentaron diferencias según la posición en el terreno durante el 2007. Las diferencias en la relación C:N se atribuyen más a las diferencias en la concentración de C que al N. Aunque no hubo diferencias significativas respecto al C, hubo una mayor concentración de este bioelemento al disminuir la altitud, probablemente asociado a un crecimiento de los pastos favorecido en las partes bajas y medianas del terreno, lo que implica una mayor producción de hojarasca y mantillo, que se puede mineralizar. Lo anterior también permite explicar las diferencias en la relación $\text{NO}_3:\text{NH}_4$. Al crecer mejor el pasto en las partes bajas, respecto a las altas, la asimilación de NH_4 debería ser mayor al bajar la pendiente, lo que sugiere una mayor acumulación de este nutriente en el suelo de las partes altas, reduciendo al mismo tiempo la relación $\text{NO}_3:\text{NH}_4$. En el caso de P, al crecer mejor los pastos en las partes más bajas, consumen más P. Por último, cabe mencionar que en otros ecosistemas se han reportados patrones similares de la distribución de nutrientes a lo largo de gradientes topográficos (García-Oliva y Maass 1998, Campo-Alves 2003)

De acuerdo con el párrafo anterior, las condiciones nutricionales de las plantas parecieran ser mejores en las partes más bajas. La mayor acumulación de nutrientes en la parte baja y mediana respecto a la parte alta, también fue consistente con una mayor profundidad del suelo en esta posición. Un mayor espesor del perfil, implica una mejora en la capacidad de almacenamiento de agua (Jastrow 1987), lo que mejora las condiciones para el desarrollo de las plantas y puede explicar en parte la mayor supervivencia de las especies introducidas.

La restauración de las propiedades del suelo

El tiempo de recuperación de las propiedades del suelo está en función del clima, el relieve, el material parental, los micro-organismos, el tiempo y otras posibles variables (Jenny (1941) en Barthold *et al.* 2008). En este estudio, el ganado fue otro de los agentes que alteran las condiciones del suelo. Los efectos que pudiera generar se explicaron ampliamente en la introducción, por lo que este apartado se concentrará más en la pregunta: ¿qué cambios ocurrirían en las propiedades del suelo al excluir el ganado?

Este estudio demostró que después de un año de la exclusión de ganado y la introducción de plantas leñosas nativas a la zona de estudio, cuyo es un suelo volcánico, los cambios que ocurrieron en las características edáficas fueron pequeños y se limitan a diferencias en la relación C:N y la concentración de NO_3 y P asimilable en el suelo somero y únicamente a cambios en la concentración de P asimilable en la profundidad de 5 a 20 cm entre PR, PS y PC. Otros estudios identificaron similitudes en las propiedades del suelo entre un pastizal abandonado y bajo sucesión y un bosque maduro después de cinco años (Buschbacher *et al.* 1988, Macedo *et al.* 2008, Uhl y Jordan 1984). El tiempo de recuperación dependió de la intensidad de uso del pastizal ganadero, pues entre más uso, es decir más cabezas de ganado por hectárea, es necesario más tiempo para alcanzar los niveles nutricionales originales. De esa manera, Buschbacher y colaboradores (1988) detectaron que, después de ocho años, un pastizal con baja intensidad de uso podía acumular 25% de biomasa aérea y una cantidad de nutrientes en el suelo (C, N, P, Ca y Mg) similar al bosque maduro en un Oxisol en la Amazonia. En la misma región, según otro estudio, bastaron cinco años para recuperar los niveles nutricionales de un Oxisol después la deforestación de un bosque tropical

(Uhl y Joradan 1984). En otros ecosistemas, la recuperación de las propiedades del suelo tras la exclusión de ganado comenzó a ser evidente después de 10 años, al aumentar significativamente el C orgánico y el reservorio de N en el suelo (Yong-Zhong *et al.* 2005, Macedo *et al.* 2008).

En cuanto a las propiedades físicas del suelo, en especial de regeneración de agregados estables, éstos pueden mejorar después de cinco años (Jastrow 1987), pero pueden pasar 30 años hasta recuperar una estructura estable (Tisdall y Oades 1982). Para concluir, durante los primeros 50 años ocurrirán los mayores y más consistentes cambios en el suelo (Bautista-Cruz y del Castillo 2005). Así, es probable que si se repiten los análisis de las propiedades edáficas en los pastizales de Los Tuxtlas en cinco años, las diferencias entre las parcelas con y sin ganado serán más evidentes. Además, el tamaño de las plantas introducidas y el desarrollo de sus raíces, tendrán mayor efecto sobre el suelo, el cual contrastará con el suelo bajo uso ganadero.

CONCLUSIONES

La transformación de la selva a pastizal ha generado cambios en las propiedades del suelo bajo uso ganadero, al reducir la acumulación de biomasa de mantillo, disminuir la densidad aparente y el pH, y afectar las condiciones nutricionales, lo que altera los ciclos biogeoquímicos en los suelos del pastizal establecido. La exclusión de ganado puede funcionar como una herramienta para la recuperación de los ecosistemas tropicales, que han sido afectados por el cambio de uso de suelo.

A pesar del breve tiempo transcurrido, se presentaron diferencias consistentes en la acumulación de mantillo y en la concentración de NO_3 y de P asimilable entre las parcelas sin ganado y el pastizal con el ganado. La exclusión incrementó la acumulación de necromasa y, con ello, los capitales de N y P asociados a ésta, lo cual podría favorecer la recuperación de la dinámica del N inorgánico y el P asimilable en el suelo en un futuro próximo.

Los cambios en los almacenes y en las formas disponibles de nutrientes en el suelo del pastizal sin ganado indican por un lado una rápida respuesta del sistema ante la exclusión de ganado, y sugieren por el otro, un inicio en la recuperación de las propiedades biogeoquímicas de la selva.

LITERATURA CITADA

- Adedeji, F.O. 1984. Nutrient cycles and successional changes following shifting cultivation practice in moist semi-deciduous forest in Nigeria. *Forest Ecology and Management* 9: 87-99
- Aide, M.T. y J.K. Zimmerman. 1996. Forest recovery in abandoned cattle pasture along an elevational gradient in northeastern Puerto Rico. *Biotropica* 28: 537-548
- Amelung, T. y M. Diehl. 1992. *Deforestation of tropical rain forests: economic causes and impact on development*. Kieler Studien 241. Mohr Siebeck. Tübingen, Alemania. 157 pp.
- Álvarez-Yépez, J.C.; Martínez-Yrizar, A; Búrquez, A. y C. Lindquist. 2008. Variation in vegetation structure and soil properties related to land use history of old-growth and secondary tropical dry forests in northwestern Mexico. *Forest Ecology and Management* 256: 355-366
- Anderson, J.M. y J.S.I. Ingram. 1993. *Tropical Soil Biology and Fertility. A Handbook of Methods*. C.A.B. International. Oxford. 221 pp.
- Aweto, A.O. 1981a. Secondary succession and soil fertility restoration in south-western Nigeria I. Succession. *Journal of Ecology* 69: 601-607
- Aweto, A.O. 1981b. Secondary succession and soil fertility restoration in south-western Nigeria III. Soil and vegetation interrelationships. *Journal of Ecology* 69: 957-963
- Bardget, R.D.; Usher, M.B. y D.W. Hopkins. 2005. *Biological Diversity and Function in Soils*. Cambridge University Press. Cambridge, U.K. 411 pp.
- Barthold, F.K.; Stallard, R.F. y H. Elsenberger. 2008. Soil nutrient-landscape relationships in a lowland tropical rainforest in Panama. *Forest Ecology and Management* 255: 1135-1148
- Bautista-Cruz, A. y R.F. del Castillo. 2005. Soil changes during secondary succession in a tropical montane cloud forest area. *Soil Science Society of America Journal* 69: 906-914
- Baver, L.D. 1956. *Soil physics*. 3a edición. John Wiley and Sons. Nueva York. 489 pp.
- Binkley D. y C. Giardina. 1998. Why do tree species affect soils? The warp and woof of tree-soil interactions. *Biogeochemistry* 42: 89-106
- Bocco, G. y F. García-Oliva. 1992. Researching gully erosion in Mexico. *Journal of Soil and Water Conservation* 47: 365-367
- Bouyoucos, G.J. 1963. Direction for making mechanical analysis of soil by hydrometer method. *Soil Science* 42: 25-30
- Brown, S. y A.E. Lugo. 1982. The storage and production of organic matter in tropical forest and their role in the global carbon cycle. *Biotropica* 14: 161-187
- Buschbacher, R.J. 1987. Cattle productivity and nutrient fluxes on an Amazon pasture. *Biotropica* 19: 200-207

- Buschbacher, R.J.; Uhl, C. y E.A.S. Serrão. 1988. Abandoned pastures in eastern Amazonia. II. Nutrient stocks in the soil and vegetation. *Journal of Ecology* 76: 682-699
- Bradshaw, A.D. 1984. Ecological principles and land reclamation practice. *Landscape Planning* 11: 35-48
- Bradshaw, A.D. 1987. The reclamation of derelict land and the ecology of ecosystems. En: W.R. Jordan III; M.E. Gilpin y J.D. Aber (Eds.) *Restoration ecology*. Cambridge University Press, Cambridge. 405 pp.
- Brady, C.N. y R.R. Weil. 2002. *The nature and properties of soil*. 13ª edición. Prentice Hall. Upper Saddle River, Nueva Jersey. 960 pp.
- Campo-Alves, J. 2003. Disponibilidad y flujos de nutrimentos en una toposecuencia con bosque tropical seco en México. *Agrociencia* 37: 211-219
- Campos, C.A. 2004. En: S. Guevara; J. Laborde y G. Sánchez-Ríos. *Los Tuxtlas. El Paisaje de la Sierra*. Instituto de Ecología, A.C. y Unión Europea. Xalapa, Veracruz. 287 pp.
- Cecon, E.; Huante, P. y J. Campo. 2003. Effects of nitrogen and phosphorous fertilization on the survival and recruitment of seedlings of dominant tree species of two secondary tropical dry forests in Yucatán, Mexico. *Forest Ecology and Management* 182: 387-402
- Chapin, F. S. III.; Zavaleta, E. S.; Eviner, V. T.; Naylor, R. L.; Vitousek, P. M.; Reynolds, H. L.; Hooper, D. U.; Lavorel, S.; Sala, E. E.; Hobbie, S. E.; Mack, M. C. y S. Díaz. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405: 234-241
- Chen, Z.-S.; Hsieh, C.-F.; Jiang, F.-Y.; Hsieh, T.-H. y I.-F. Sun. 1997. Relations of soil properties to topography and vegetation in a subtropical rain forest in southern Taiwan. *Plant Ecology* 132: 229-241
- Cleveland, C.C.; Reed, S.C. y A.R. Townsend. 2006. Nutrient regulation of organic matter decomposition in a tropical rain forest. *Ecology* 87: 493-503
- Coleman, D.C.; Crossley Jr., D.A. y P.F. Hendrix. 2004. *Fundamentals of Soil Ecology*. 2ª edición. Elsevier Academic Press. San Diego. 386 pp.
- CONAFOR. 2006. Formato online:
<http://www.conafor.gob.mx/portal/docs/secciones/comunicacion/B-252006.pdf>
- Cuevas, E. 2001. Soil versus biological controls on nutrient cycling in Tierra Firme forests. En: M.E. McClain; R.L. Victoria y J.E. Richley (Eds.). *The Biogeochemistry of the Amazon Basin*. Oxford University Press. Nueva York. Pp. 53- 67
- Daily, G. C., Matson, P. A. y P.M. Vitousek. 1997. Ecosystem services: Benefits supplied to human societies by natural ecosystems. *Issues in Ecology* 2: 1-16
- Dewis, J. y Freitas, F. 1970. *Physical and chemical methods of soil and water analysis*. FAO, Soils Bulletin 10. Roma, Italia. 275 pp.
- Dias-Filho, M.B.; Davidson, E.A. y C.J.R. de Carvalho. 2001. Linking Biogeochemical Cycles to Cattle Pasture Management and Sustainability. En: M.E. McClain; R.L. Victoria y J.E. Richley (Eds.). *The Biogeochemistry of the Amazon Basin*. Oxford University Press. Nueva York. Pp. 84-105

- Dirzo, R. 2003. Formato online:
<http://www.posgrado.unam.mx/publicaciones/omnia/anteriores/26/03.pdf>
- Dirzo, R. y García, M. 1992. Rates of deforestation in Los Tuxtlas, a Neotropical area in southeast Mexico. *Conservation Biology* 6: 84-90
- Dirzo, R. y P.H. Raven. 2003. Global state of biodiversity and loss. *Annual Review of Environmental Resources* 28:137-167
- Doust, S.J.; Erskine, P.D. y D. Lamb. 2008. Restoring rainforest species by direct seeding: Tree seedling establishment and growth performance on degraded land in the wet tropics of Australia. *Forest Ecology and Management* 256: 1178–1188
- Echavarría Cháirez, F.G.; Serna Pérez, A.; Bañuelos Valenzuela, R.; Salinas González, H.; Flores Nájera, M.J. y R. Gutiérrez Luna. 2007. Degradación física de los suelos de pastizal bajo pastoreo continuo en el Altiplano de Zacatecas. *Centro de Investigaciones Regional Norte Centro. Folleto Científico* 11: 1-43
- Ewel, John J.; Mazzarino, Maria J. y C. W. Berish. 1991. Tropical soil fertility changes under monocultures and successional communities of different structure. *Ecological Applications* 3: 289-302
- FAO. 2006. Formato online:
http://www.teorema.com.mx/articulos.php?id_sec=44&id_art=184
- FAO. 2007a. Formato online:
<http://www.fao.org/docrep/009/a0773e/a0773e00.htm>
- FAO. 2007b. *State of the World's Forests 2007*. FAO-UNESCO. Rome. 156 pp.
- FAO-PNUMA-UNESCO. 1980. *Metodología provisional para la evaluación de la degradación de los suelos*. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Via delle Terme di Caracalla, Italia. 86 pp.
- Fearnside, P.M. 1993. Deforestation in Brazilian Amazonia: The effect of population and land tenure. *Ambio* 22: 537-545
- Feldpausch, T.R.; Rondon, M.A.; Fernandes, E.C.M.; Rhia, S.I. y E. Wandelli. 2004. Carbon and nutrient accumulation in secondary forests regenerating on pastures in central Amazonia. *Ecological Applications* 14: 164-176
- Fisher, R.F y D. Binkley. 2000. *Ecology and management of forest soils*. 3ª edición. John Wiley and Sons, Inc. Nueva York. 490 pp.
- Florentine, S.K. y M.E. Westbrooke. 2004. Restoration on abandoned tropical pasturelands – do we know enough? *Journal for Nature Conservation* 12: 85-94
- García, E. 1988. *Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen*. FOCET Larios. Distrito Federal, México.
- García-Montiel, D.C.; Neill, C.; Melillo, J.; Thomas, S.; Steudler, P.A. y C.C. Cerri. 2000. Soil phosphorus transformations following forest clearing for pasture in the Brazilian Amazon. *Soil Science Society of America* 64: 1792-1804

- García-Oliva, F. y J.M. Maass. 1998. Efecto de la transformación de la selva a pradera sobre la dinámica de nutrientes en un ecosistema tropical estacional seco en México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 62: 39-48
- Goldsmith, F. B. 1998. *Tropical Rain Forest: A wider perspective*. Chapman y Hall. Londres. Pp. 1-2
- Guevara, S.; Laborde, J. y G. Sánchez-Ríos. 2004. *Los Tuxtlas. El Paisaje de la Sierra*. Instituto de Ecología, A.C. y Unión Europea. Xalapa, Veracruz. 288 pp.
- Gregory, P.J. y J.S.I. Ingram. 2000. Food and forestry: global change and global challenges – Preface. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 82: 1-2
- Han, G.; Hao, X.; Zhao, M.; Wang, M.; Ellert, B.H.; Willms, W. y M. Wang. 2008. Effect of grazing intensity on carbon and nitrogen in soil and vegetation in a meadow steppe in Inner Mongolia. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 125: 21-32
- Hernández Alva, M. 2008. *Degradación del suelo por actividades pecuarias en La Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas, Veracruz*. Tesis de licenciatura, Facultad de Ciencias, UNAM, México, D.F. 116 pp.
- Holl, K.D. 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: Seed rain, seed germination, microclimate and soil. *Biotropica* 31: 229-242
- Houghton, R.A. 1995. Global effects of deforestation. En: D.J. Hoffman; B.A. Rattner ; G.A. Burton y J. Cairns Jr. (Eds.). *Handbook of Ecotoxicology*. 492-508. Lewis Publishers. Boca Raton, Florida.
- Hughes, R.F.; Kauffman, J.B. y V.J. Jaramillo. 1999. Biomass, carbon, and nutrient dynamics of secondary forest in a humid tropical region of Mexico. *Ecology* 80: 1892-1907
- Hughes, R.F.; Kauffman, J.B. y V.J. Jaramillo. 2000. Ecosystem-scale impacts of deforestation and land use in a humid tropical region of Mexico. *Ecological Applications* 10: 515-527
- Hungate, B.A.; Holland, E.A.; Jackson, R. B.; Chapin III, F.S.; Field, C.B. y H.A. Mooney. 1997. The fate of carbon in grassland under carbon dioxide enrichment. *Nature* 388: 567-579
- Islam, K.R. y R.R. Weil. 2000. Land use effect on soil quality in tropical forest ecosystem of Bangladesh. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 79: 9-16
- ISSS, ISRIC, FAO. 1994. World Reference Base for Soil Resources. Wageningen, Roma. 161 pp.
- Jarvis, S.C. y D. Barraclough. 1991. Variation in mineral nitrogen under grazed grassland sward. *Plant and Soils* 138: 177-188
- Jastrow, J.D. 1987. Changes in soil aggregation associated with tallgrass prairie restoration. *American Journal of Botany* 74: 1656-1664

- Jenny, H. 1941. Factores of soil formation – A system of Quantitative Pedology. En: F.K. Barthold; R.F. Stallard y H. Elsenberger. 2008. Soil nutrient-landscape relationships in a lowland tropical rainforest in Panama. *Forest Ecology and Management* 255: 1135-1148
- Jewell P.L.; Käuferle, D.; Güsewell, S.; Berry, N.R.; Kreuzer, M. y P.J. Edwards. 2007. Redistribution of phosphorus by cattle on a traditional mountain pasture in the Alps. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 122: 377–386
- Jobbágy, E. y R.B. Jackson. 2001. The distribution of soil nutrients with depth: Global patterns and the imprints of plants. *Biogeochemistry* 53: 51-77
- Jobbágy, E. y R.B. Jackson. 2004. The uplift of soil nutrients by plants: Biogeochemical consequences across scales. *Ecology* 85: 2380-2389
- Jordan, C.F. y R. Herrera. 1981. Tropical rain forests: are nutrients really critical? *American Naturalist* 117: 167–180
- Kauffman, S.; Sombroek, W. y S. Mantel. 1998. Soils of rainforests: characterization and major constrains of dominant soil in the humid tropics. En: A. Schulte y D. Ruhiyat (Eds.) *Soils of tropical forest ecosystems: characteristics, ecology and management*. Spinger. Berlín. Pp. 9-20
- Lal, R. 1994. Sustainable land use systems and soil resilience. En: D. Greenland y I. Szabolcs (Eds.). *Soil Resilience and Sustainable Land Use*. Pp. 41–68
- Lal, R. 1996. Deforestation and land - use effects on soil degradation and rehabilitation in western Nigeria. I. Soil physical and hydrological properties. *Land Degradation and Development* 7: 19-45
- Lajtha, K.; Driscoll, C.T.; Jarrel, W.M. y E.T Elliott. 1999. Soil phosphorus: Characterization and total element analysis. En: P. Robertson; D. Coleman; C. Bledson y P. Sollins (Eds.). *Standard Soil Methods for Long-term Ecological Research*. 115-142. Oxford University Press. Nueva York.
- Lugo, A.E. y S. Brown. 1992. Tropical forests as sinks of atmospheric carbon. *Forest Ecology and Management* 54: 239-255
- Macedo, M.O.; Resende, A.S.; Garcia, P.C.; Boddey, R.M.; Jantalia, C.P.; Urquiaga, S.; Campello, E.F.C. y A.A. Franco. 2008. Changes in soil C and N stocks and nutrient dynamics 13 years after recovery of degraded land using leguminous nitrogen-fixing trees. *Forest Ecology and Management* 255: 1516–1524
- Manson, R. 2006. Veracruz, con la más alta tasa en deforestación del país. Formato online: http://www.imacmexico.org/ev_es.php?ID=24743_208&ID2=DO_TOPIC
- McGrath, D.A.; Smith, C.K.; Gholz, H.L. y F. de Assis Oliveira. 2001. Effect of land-use change on soil nutrient dynamics in Amazonia. *Ecosystems*: 625-645.

- Márquez-Huitzil, R. 2005. Facilitación y mejoramiento del proceso de restauración ecológica mediante la planificación de los aprovechamientos. Sección V.2. Planeación para la restauración ecológica. En: O. Sánchez; E. Peters; R. Márquez-Huitzil; E. Vega; G. Portales; M. Valdés y D. Azuara (Eds.). *Temas sobre restauración ecológica*. Instituto Nacional de Ecología - U.S. Fish and Wildlife Service - Unidos para la Conservación. México, D.F. Pp. 169-179
- Martínez-Garza, C., Tobón Niedfeldt, W. y H. Howe. En revisión. Mortality of seedlings in a severe dry season: effects of soil depth and initial size. *Ecological Management* xxx
- Martínez Sánchez, J.L. y S. Sánchez-Beltrán. 2003. El efecto del tiempo de uso de pastizales tropicales en la fertilidad del suelo y productividad de ganado vacuno. *Ecotropicos* 16: 17-26
- Matson, P.A.; Vitousek, P.M., Ewel, J.J.; Mazzarinio, M.J. y G.P. Robertson. 1987. Nitrogen transformation in a cleared tropical forest soil. *Ecology* 68: 491-502
- McEvoy, P.M.; Flexen, M. y J.H. McAdam. 2006. The effects of livestock grazing on ground flora in broadleaf woodlands in northern Ireland. *Forest Ecology and Management* 225: 39-50
- McGrath, D.A.; Smith, C.K. y H.L. Gholz. 2001. Effects of land-use change on soil nutrient dynamics in Amazonia. *Ecosystems* 4:625-45
- McLauchlan, K. 2006. The nature and longevity of agricultural impacts of soil carbon and nutrients: A review. *Ecosystems* 9: 1364-1382
- Montagnini, F. 2000. Accumulation in above-ground biomass and soil storage of mineral nutrients in pure and mixed plantations in a humid tropical lowland. *Forest Ecology and Management* 134: 257-270
- Morgan, R.P.C. 2005. *Soil erosion and conservation*. 3ª edición. Malden, Blackwell. 304 p.
- Neill, C.; Melillo, J.M.; Steudler, P.A.; Cerri, C.; Moraes S, F.L.; Piccolo, F.C. y M. Brito. 1997. Soil carbon and nitrogen stocks following forest clearing for pasture in the southwestern Brazilian Amazon. *Ecological Application* 7: 1216-1225
- Nepstad, D.C.; Uhl, C. y E.A.S. Serrão. 2001. Recuperation of a degraded Amazonian landscape: Forest recovery and agricultural restoration. *Ambio* 20: 248-255
- Palm, C.; Sanchez, P., Ahamed, S. y A. Awiti. 2007. Soils: A contemporary perspective. *Annual Review of Environmental Resources* 32: 99-129
- Paul, E.A. y F.E. Clark. 1996. *Soil microbiology and biochemistry*. 2ª edición. Academic Press. Nueva York. 340 pp.
- Pinzón, A. y E. Amezquita. 1991. Compactación de suelos por pisoteo de animales en pastoreo en el piedemonte amazónico de Colombia. *Pasturas Tropicales* 13: 21-26
- Posada, J.M.; Aide, M.T. y J. Cavalier. 2000. Cattle and weedy shrubs as restoration tools of tropical montane rainforest. *Restoration Ecology* 8: 370-379

- Powers, J.S. y W.H. Schlesinger. 2002. Relationships between soil carbon distributions and biophysical factors at nested spatial scales in rain forests of northeastern Costa Rica. *Geoderma* 109: 165-190
- Rasihah, V.; Florentine, S.K.; Williams, B.L. y M.E. Westbrooke. 2004. Soil properties dynamics under abandoned pasture in deforested tropical rainforest in Australia. *Geoderma* 120: 35–45
- Raven, P.H. 1983. The challenge of tropical biology. *Bulletin of the Entomological Society of America* 29: 4-12
- Rhoades, C.C.; Eckert, G.E. y D.C. Coleman. 1998. Effect of pasture trees on soil nitrogen and organic matter: Implications for tropical montane forest restoration. *Restoration Ecology* 3: 262-270
- Richter, D.D. y L.I. Babbar. 1991. Soil diversity in the tropics. *Advances in Ecological Research* 21: 315-389
- Robertson, P.; Wendin, D.; Groffman, P.; Blair, J.; Holland, E.; Nadelhoffer, K. y Harris, D. 1999. Carbon and nitrogen availability. En: P. Robertson; D. Coleman; C. Bledson y P. Sollins (Eds.). *Standard Soil Methods for Long-term Ecological Research*. 258-265. Oxford University Press. Nueva York.
- Roose, E.J. 2006. *Soil erosion and carbon dynamics*. CRC/Taylor and Francis. Boca Raton. Florida. 325 pp.
- San José, J.J., Montes, R.A. y C. Rocha. 2003. Neotropical savanna converted to food cropping and cattle feeding systems: soil carbon and nitrogen changes over 30 years. *Forest Ecology and Management* 184: 17-32
- Sánchez-Moreno, S. y H. Ferris. 2007. Suppressive service of the soil food web: Effect of environmental management. *Agriculture, Ecology and Environment* 119: 75-87
- Sangha, K.K.; Jalota, R.K. y D.J. Midmore. 2006. Litter production, decomposition and nutrient release in cleared and uncleared pasture systems of central Queensland, Australia. *Journal of Tropical Ecology* 22: 177-189
- Schlesinger, W.H. 1997. *Biogeochemistry: An Analysis of Global Change*. Academic Press. San Diego. 588 pp.
- SEMARNAT. 2000. *Inventario Nacional Forestal 2000*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.
- Siebe, C.; R. Jahn y K. Stahr. 1996. *Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en el campo*. Publicación especial 4. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo, A.C. Chapingo, México. 57 pp.
- Singer, F.J. y K.A. Shoenecker. 2003. Do ungulates accelerate or decelerate nitrogen cycling? *Forest Ecology and Management* 181: 189–204
- Silver, W.L.; Scatena, F.N.; Johnson, A.H.; Siccama, T.G. y M.J. Sanchez. 1994. Nutrient availability in a montane wet tropical forest: spatial patterns and methodological considerations. *Plant Soil* 164: 145–164

- Silver, W.L.; Scatena, F.N.; Johnson, T.; Siccama G. y F. Watt. 1996. At what temporal scales does disturbance affect belowground nutrient pools? *Biotropica* 28 (Special Issue: Long Term Responses of Caribbean Ecosystems to Disturbances): 441-457
- Silver, W.L.; Ostertag, R. y A.E. Lugo. 2000. The potential for carbon sequestration through reforestation of a abandoned tropical agricultural and pasture lands. *Restoration Ecology* 4: 394-407
- Silver, W.L.; Herman, D.J. y M.K. Firestone. 2001. Dissimilatory nitrate reduction to ammonium in upland tropical forest soils. *Ecology* 82: 2410-2416
- Silver, W.L.; Thompson, A.W.; Reich, A.; Ewel, J.J. y M.K. Firestone. 2005. Nitrogen cycling in tropical plantation forests: Potential controls on nitrogen retention. *Ecological Applications*: 15: 1604-1614
- Soil Survey Staff. 1987. *Soil Taxonomy*. Handbook 436. USDA. EU.
- Sommer-Cervantes, I.; Flores-Delgadillo, L. y M. Gutiérrez-Ruiz. 2003 Caracterización de los suelos de la Estación de Biología Tropical de Los Tuxtlas. En: J. Álvarez-Sánchez y E. Naranjo-García (Eds.). *Ecología del Suelo en la Selva Tropical Húmeda de México*. 17-67. Instituto de Ecología, A.C., Instituto de Biología y Facultad de Ciencias, UNAM. Xalapa, México.
- Sollins, P.; Glassman, C.; Paul, E.A.; Swanston, Lajtha, K.,; Heil, J.W. y E.T. Elliott. 1999. Soil carbon and nitrogen: Pools and fractions. En: P. Robertson; D. Coleman; C. Bledson y P. Sollins (Eds.). *Standard soil methods for long-term ecological research*. 258-265. Oxford University Press. Nueva York.
- Stern, M.; Quesada, M. y K.E. Stoner. 2002. Changes in composition and structure of tropical dry forests following intermittent cattle grazing. *Revista de Biología Tropical* 50: 1021-1034
- Technicon Industrial Systems. 1977. *Technicon Industrial Method No. 329/74 W/B. Individual/simultaneous determination of nitrogen and/or phosphorous in BD acid digestion*. Technicon Industrial System. Nueva York.
- Tisdall, J.M. y J.M. Oades. 1982. Organic matter and water stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science* 33: 141-163
- Townsend, A.R.; Asner, G.P. y C.C. Cleveland. 2008. The biogeochemical heterogeneity of tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution* 23:424-431
- Trimble, S.W. y A.C. Mendel. 1995. The cow as a geomorphic agent – A critical review. *Geomorphology* 13: 233-253
- Uhl, C. y F. Jordan. 1984. Sucesion and nutrient dynamis following forest cutting and burning in Amazonia. *Ecology* 65: 1476-1490
- Unión Ganadera Regional de Jalisco. Formato online:

http://www.ugrj.org.mx/index.php?option=com_content&task=view&id=388&Itemid=138
- Valverde, T.; Cano-Santana, Z.; Meave, J. y J. Carabias. 2005. *Ecología y medio ambiente*. Prentince-Hall. Naucalpan de Juárez, México. 230 pp.

- Van de Koppel, J.; Rietkerk M. y F.J. Weissing. 1997. Catastrophic vegetation shifts and soil degradation in terrestrial grazing systems. *Trends in Ecology and Evolution* 12: 352-356
- Velázquez, A.; Mas, J.F.; Díaz-Gallegos, J.R.; Mayorga-Saucedo, R.; Alántara, P.C.; Castro, R.; Fernández, T.; Bocco, G.; Ezcurra, E. y J.L. Palacio. 2002. Patrones y tasas de cambio de uso de suelo en México. Formato online: <http://www.ine.gob.mx/ueajei/publicaciones/gacetitas/62/velasquez.html>
- Villamil, M.; Amiotti, N. y N. Peinemann. 2001. Soil degradation related to overgrazing in the semi-arid southern caldenal area of Argentina. *Soil Science* 166: 441-452
- Villanueva Jiménez, J.A. 2005. Informe de actividades 2002-2005. Colegio de Posgraduados, Campus Veracruz. Formato online: http://www.colpos.mx/cveracruz/SubMenu_Publi/pdf/cadena_agroalimentaria.pdf
- Vitousek P.M. y R.L. Sanford Jr. 1986. Nutrient cycling in moist tropical forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17: 137-167
- Vitousek, P.M. y P.A. Matson. 1988. Nitrogen transformation in tropical forest soils. *Soil Biology and Biochemistry* 20: 361-367
- Vitousek, P.M. y P.A. Matson. 1992. Tropical forests and trace gases: potential interactions between tropical biology and the atmospheric sciences. *Biotropica* 24:233-239
- Vitousek, P.M. y Howarth, R.W. 1991. Nitrogen limitation on land and in the sea: how can it occur? *Biogeochemistry* 13: 87-115
- Wardle, D.A.; Bardgett, R.D.; Klironomos, J.N.; Setälä, H.; van der Putten, H.W. y D.H. Wall. 2004. Ecological linkages between aboveground and belowground biota. *Science* 304: 1629-1633
- Whitmore, T. C. 1998. *An introduction to tropical rain forest*. 2ª edición. Oxford University Press. Oxford. Pp. 10-13
- Williams-Linera, G. 1983. Biomass and nutrient content in two successional stages of tropical wet forest in Uxpanapa, Mexico. *Biotropica* 15: 275-284
- Willis, J.; Braun, O.P.G.; Sümege, P. y A. Toth. 1997. Does soil change cause vegetation change or vice versa? A temporal perspective from Hungary. *Ecology* 78: 740-750
- Woods, D.K. 2000. Dynamics in late-successional hemlock-hardwood forests over three decades. *Ecology* 81: 110-126
- Wysocki, D.A.; Schoeneberger, P.J. y H.E. LaGarry. 2000. Geomorphology of soil landscapes. En: M. Sumner (Ed.). *CRC handbook of soil science*. CRC Press, Nueva York. Pp. E1– E39
- Yong-Zhong, S.; Yu-Lin, L.; Jian-Yuan, C. y Z. Wen-Zhi. 2005. Influences of continuous grazing and livestock exclusion on soil properties in a degraded sandy grassland, Inner Mongolia, northern China. *Catena* 59: 267–278
- Zimmerman, J.K.; Pascarella, J.B. y M.T. Aide. 2000. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. *Restoration Ecology* 4: 350-360