

00369



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTONOMA DE MEXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

DINÁMICA DEL N DEL SUELO DURANTE LA SUCESION
SECUNDARIA Y LA FERTILIZACION DE BOSQUES
TROPICALES SECOS DE YUCATAN.

T E S I S

PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE
MAESTRO EN CIENCIAS (EDAFOLOGIA)

P R E S E N T A :
BIOL. ENRIQUE SOLIS VILLALPANDO

DIRECTOR DE TESIS:

DR. JULIO CAMPO ALVES



MEXICO, D. F.

ABRIL 2004



Universidad Nacional
Autónoma de México



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.

**ESTA TESIS NO SALE
DE LA BIBLIOTECA**

Autorizo a la Dirección General de Bibliotecas de la UNAM a difundir en formato electrónico e impreso el contenido de mi trabajo recepcional.

NOMBRE: ENRIQUE SOLÍS
VILLALBA

FECHA: 20 ABRIL 2004

FIRMA: 

Resumen

Los bosques tropicales secos (BTS) ocupan más del 45% del área boscosa del trópico. La degradación que están sufriendo es igual o mayor que la correspondiente a los bosques tropicales húmedos lo que ha disminuido notoriamente su cobertura en el mundo y en el país. Los BTS son los ecosistemas tropicales más amenazados. En el país han sido reducidos a una pequeña fracción del área original; se ha perdido el 30% de las 270 000 km² reportadas a principios de 1970. En la actualidad solo permanecen intactos 72 850 km² de BTS, como bosques secundarios 74 825 km² que constituyen el 54 % de la cobertura original en 1990, el restante 46 % esta en condiciones de uso agrícola y degradación. La gravedad del problema de la deforestación es particularmente importante en zonas como en la Península de Yucatán donde en 1995, sólo se reforestaron 19.1 km², mientras que unas 7000 km² se quemaron ese año para cultivo. El cultivo que inicialmente ocupó el lugar del BTS fue el de henequén, que se cultivo extensivamente, posteriormente fue el maíz (milpa).

Con el fin de estudiar la limitación por nutrientes durante la regeneración de BTS de Yucatán y evaluar sus efectos en el funcionamiento del ecosistema se eligieron, un área con bosque secundario joven (10 años) y una con bosque secundario viejo (60 años) El estudio se desarrolló en el parque Nacional de Dzibichaltún, en el noroeste de la península de Yucatán

En cada bosque se establecieron 16 parcelas de 12 * 12 m, con una zona de amortiguamiento de 8 m entre parcelas. Cuatro parcelas fueron fertilizadas cada año al principio de cada estación lluviosa con urea (10 g/m²) cuatro con superfosfato triple (5 g/m²), cuatro con una combinación de ambos en las mismas cantidades que las indicadas, y cuatro mantenidas como testigos (sin fertilización) En cada bosque se colectan de cada parcela cuatro muestras del suelo (0-10 cm de profundidad). Las colectas se realizaron en la época de lluvias (septiembre) y en la época seca (marzo). Las muestras se tamizaron por una malla de 2 mm de abertura, y luego divididas en dos submuestras. Una de ellas se utilizó para determinar el porcentaje de humedad, y análisis químicos (pH, P-extractable, P-total y P-microbiano, N-amoniaco, N-nitrato, N-total y N-microbiano; y C-total) y la restante para incubaciones con el fin de determinar la mineralización potencial de N.

En el período de lluvias, el C orgánico fue mayor en el bosque joven (11.9%) que en el viejo (7.07 %), aunque esto no se reflejó en el cociente C:N de los bosques. El NO₃⁻ fue la forma dominante de N-mineral, en el bosque joven y aumentó con la fertilización con N (163.8 µg*g⁻¹); en el bosque viejo aumentaron con la fertilización de P (86.4 µg*g⁻¹). Se encontró que las transformaciones potenciales de N fueron más altas en el bosque joven (8.5 µg*g⁻¹*día⁻¹) que en el viejo (4.5 µg*g⁻¹*día⁻¹), la respuesta de las transformaciones a la fertilización fue diferente en ambos bosques; en el bosque joven la fertilización con N tuvo efectos negativos (2.5 µg*g⁻¹*día⁻¹), en el bosque viejo la fertilización con P favoreció las transformaciones potenciales de N (8.3 µg*g⁻¹*día⁻¹). En ambos bosques y en las dos estaciones de muestreo, la nitrificación fue mayor que la mineralización de N. La fertilización con P aumento el P lábil en ambos bosques, y el almacén de P total en el bosque joven (1503 µg*g⁻¹). El P microbiano fue mayor en el bosque viejo (53.5 µg*g⁻¹) que en el bosque joven (38.9 µg*g⁻¹).

Con respecto a los almacenes de N y P por área, se encontró que estos son mayores durante la estación seca y de las especies seleccionadas, *L. latisiliquum* respondió favorablemente a la fertilización en el bosque joven, en el bosque viejo, *B. simaruba* respondió favorablemente a la fertilización con P.

Las conclusiones generales indican que los suelos estudiados presentan mayores tasas de transformación de N en comparación con otros BTS. Además de que son potencialmente emisores de gases nitrogenados. Las transformaciones de N son mayores en el bosque joven, lo cual es coincidente con otros estudios realizados en BTS. La fertilización con P resultó ser la más adecuada para el restablecimiento de la fertilidad del suelo en ambos bosques. Finalmente, es importante mantener los suelos de Yucatán por la capacidad que tienen de secuestrar C.

Índice

1) Capítulo I	1
2) Capítulo II	22
3) Capítulo III	47
4) Consideraciones Finales	62
5) Apéndice	70
6) Agradecimientos	72

A Él por la oportunidad
Renovada

A la memoria de Doña Guadalupe
González (mi abue)

....Soy como el árbol
talado que retoña,
porque aun tengo la vida!

Para la libertad

Miguel Hernández

Capítulo I

Introducción

Deforestación

La transformación de los bosques en áreas de cultivo han alterado los ciclos biogeoquímicos a escala local, regional y global, por lo que se puede decir que los sistemas biogeoquímicos han sido modificados por las poblaciones humanas (Vitousek *et al.*, 1997), ya que más de mitad de la superficie del planeta ha sido alterada (Daily 1995).

La deforestación en los trópicos es el resultado de la conversión de bosques a tierras de cultivos, donde la posesión de la tierra es un conflicto permanente que fomenta la agricultura nómada e impide crear la cultura de agricultura sostenible (Scharwitz 1990). La demanda de tierras agrícolas y de productos forestales se traduce en deforestación, fragmentación y degradación de los bosques tropicales (Lugo 1997). En el proceso, estos ecosistemas de un gran contenido de biomasa se convierten en sistemas con menor biomasa como son cultivos, pastizales y bosques secundarios.

La deforestación tropical fue del orden de 10×10^6 ha por año durante la década de los 90' (FAO 2001). El resultado ha sido la degradación de los bosques tropicales, reducción de la biomasa, fragmentación y pérdida de la biodiversidad (FAO 1996). En México durante la década de los 80' la deforestación en el sureste del país fue aproximadamente del 75% (Maser *et al.*, 1997), lo que representó la pérdida de 559 000 ha por año y el descenso del 26 % del área de bosques no perturbados (Cairns *et al.*, 2000). Lo anterior se ha traducido en pérdida de bosques tropicales húmedos (BTH), de niebla y de bosques tropicales secos (BTS) en busca de áreas de cultivo y/o pastoreo (Toledo 1990).

Con la remoción de la cobertura vegetal en los bosques tropicales originan alteraciones en las características físico-químicas del suelo (Montagnini y Buschbacher 1989). Una vez que se ha deforestado el bosque, la densidad aparente del suelo aumenta y disminuye el espacio poroso, dificultando el tránsito del aire y la actividad microbiana, además se acidifica el suelo (Reiners *et al.*, 1994). También se pierde materia orgánica, que se traduce en la disminución de agregados y la pérdida de estructura en el suelo (Tiessen *et al.*, 1994). La deforestación tropical incide en la pérdida de nutrientes del suelo (Vitousek 1983); por ejemplo, el N orgánico es convertido a formas móviles que facilitan la pérdida de este nutriente (Adams y Attiwill 1991). También, el cambio de la cobertura vegetal a cultivos en los bosques tropicales afecta negativamente las poblaciones microbianas del suelo (Matson *et al.*, 1987). Actualmente, la alta densidad de población en

las zonas donde se ubica el BTS, ha repercutido en la disminución de las áreas que pueden definirse como BTS no alterados (Janzen 1986). Los asentamientos humanos se han propagado en áreas de BTS. Esto ha conducido a su destrucción y/o conversión en diferentes unidades de vegetación (Painter y Durham 1995).

En el país los BTS han sido reducidos a una pequeña fracción del área original con una pérdida del 30% de los 270 000 km² reportados a principios de 1970 por Rzedowsky (1978). En la actualidad solo permanecen intactos 72 850 km² de BTS y como bosques secundarios 74 825 km² que constituyen el 54 % de la cobertura original en 1990, el restante 46 % esta en condiciones de uso agrícola y degradación (Rzedowsky 1978). Aún podemos encontrar bosques primarios en algunas zonas en el Pacífico Mexicano, en donde se extienden por toda la costa de forma continua, alternando con bosques alterados, degradados y áreas convertidas a actividades agrícolas. En la zona del golfo el BTS se encuentra de manera aislada y discontinua. Una importante consecuencia de la deforestación de los BTS es la pérdida de la diversidad vegetal, considerando que este ecosistema es muy heterogéneo en su constitución florística a lo largo del país (p.e. Trejo y Dirzo (2002) reportan similitudes florísticas que varían de 0 a 46 % entre veinte localidades estudiadas). Estos resultados muestran que los BTS en el país son nichos de especies endémicas.

La gravedad del problema de la deforestación es particularmente importante en zonas como en la Península de Yucatán donde en 1995, sólo se reforestaron 19.1 km², mientras que 7000 km² se quemaron ese mismo año para cultivo (SEDESOL 2000). El cultivo que inicialmente ocupó el lugar del BTS fue el de henequén, que se cultivó extensivamente, conjuntamente con el maíz (milpa). Actualmente de ambos cultivos solo quedan pequeñas extensiones que se emplean para consumo local. El área que ocupaba el BTS ahora está principalmente cubierta por bosque secundario en diferentes estados de regeneración con diferencias tanto en estructura, área basal y diversidad de especies (González-Iturbe *et al.*, 2002).

Recientemente, Ceccon *et al.* (2002) reportan que los cambios en densidad de especies y en estructura de la vegetación de estos bosques secundarios podrían estar asociados con la disponibilidad de nutrimentos en el suelo. La evidencia sugiere que la

influencia de la fertilidad del suelo sobre la vegetación aumenta a medida que avanza el tiempo de regeneración.

Restauración

La restauración ecológica se define como el proceso por el cual se renueva y mantiene la salud del ecosistema. (Society for Ecological Restoration 1995) y se reestablecen los procesos funcionales del ecosistema (Cairns 1988). Por ello se han desarrollado proyectos que catalizan el proceso de sucesión en búsqueda de alcanzar una fidelidad ecológica sobre la base de: la replicación estructural, la restauración de la función del ecosistema y la permanencia en el tiempo (Lamb 1998).

La restauración ecológica involucra primero crear condiciones adecuadas para el reestablecimiento de las plantas ya sea por semillas, propágulos o árboles (Grime 1979; Urbanska 1997).

En el ámbito nacional los estudios para la restauración de los bosques tropicales se han orientado sobre los aspectos bióticos; Vázquez-Yanes y Batís (1996) citan tres tipos de ejemplos:

- a) emplear y enriquecer el banco de semillas en el suelo
- b) regenerar a través de reproducción vegetativa (bulbos, injertos y micro propagación)
- c) introducir plántulas de especies nativas

Además de los métodos mencionados, existe la posibilidad de restaurar el bosque mediante el incremento de la fertilidad del suelo, ya que ésta influye sobre la recuperación de la estructura del bosque (Tucker *et al.*, 1998). Se ha reportado que la riqueza de especies (Huston 1982, Givnish 1999) y la densidad de individuos (Ceccon *et al.*, 2002) aumentan con la fertilidad del suelo.

Ya que muchos de los BTS han sido perturbados en diversos grados, cabe la posibilidad de utilizar a los bosques tropicales secos secundarios (BTSS) como una base para la rehabilitación del bosque. El tiempo y energía necesarios para iniciar la regeneración serían mayores si se partiera de un sitio totalmente degradado a uno con características remanentes (Lugo 1992).

El bosque tropical seco secundario (BTSS) ha sustituido a los sitios donde antes existía el BTS primario y su presencia se caracteriza por las diversas edades que presentan los sitios en recuperación (Brown y Lugo 1990) y representan el recurso potencial para la restauración de los BTS.

La restauración a partir de los BTSS puede evitar el extremo de la degeneración del BTS, es decir la pérdida de la diversidad biológica y la conversión de las áreas naturales a zonas degradadas (Cervantes 1996), la alteración del ciclo hídrico (Greenland y Lal 1979), la capacidad de la vegetación de asimilar agua (Cervantes *et al.*, 1988), la erosión en la transformación del BTS a cultivos (Maass *et al.*, 1988) y la degradación de la materia orgánica y nutrientes del suelo (García-Oliva 1992). También resalta la potencialidad de estos bosques en la captura de C (Fearnside y Guimaraes 1996) el mantenimiento de la biodiversidad (Lamb *et al.*, 1998) y plantas útiles (Toledo 1990).

El suelo es importante en la restauración ecológica porque determina la productividad, estructura y función de los ecosistemas. Por lo que en el proceso de restauración el primer criterio es definir como se va a restaurar el suelo; por ejemplo, la reconstrucción física, el reestablecimiento de las condiciones hídricas y de las químicas (Bradshaw 1997).

Características de los suelos kársticos

El kárst es un tipo de paisaje que se localiza sobre rocas carbonatadas (calizas, dolomitas) o evaporitas (yeso, anhidrita) y se caracteriza por un intervalo amplio de depresiones superficiales y un sistema de drenaje bien desarrollado que origina corriente de agua subterránea. Entre los factores químicos más distintivos que afectan al suelo del paisaje kárstico se incluyen la disolución, precipitación y sedimentación. (Beck 1989).

El paisaje kárst funciona como un sumidero o una fuente de CO₂, ya que participa en el ciclo del carbono intercambiándolo con la atmósfera, la superficie del suelo y el agua subterránea, pues la disolución los carbonatos se ve favorecida en presencia de ácidos y el CO₂ disuelto de la roca se transforma en el ión bicarbonato en forma acuosa (HCO₃⁻).

El paisaje kárstico ocupa el 10 % de la superficie terrestre, la importancia de este radica en que el abastecimiento de agua potable de este paisaje satisface casi un cuarto de la

población mundial (Ford y Williams 1989). Los procesos que conducen a la formación del paisaje kárstico suceden naturalmente, sin embargo son influenciados por las actividades humanas al modificar el uso de la tierra (deforestación) lo que altera su papel en los ciclos del C, N, P y S.

Los suelos kársticos se encuentran en la parte tropical del continente americano, en la Península de Yucatán, parte de Centroamérica, algunas zonas de la Florida y dispersos pero frecuentes en la zona insular del Caribe (Richter y Babar 1991).

Los suelos característicos de paisaje kárstico son suelos calizos cuyo pH es superior de 7. Ello está asociado a la presencia de carbonatos en la solución del suelo. La calcita (CaCO_3) es la forma predominante de carbonatos en el suelo, pero la aragonita (CaCO_3), la dolomita (Ca.Mg CO_3) pueden estar presentes (Orihuela 2002). En el suelo, el calcio juega un papel decisivo en los siguientes aspectos:

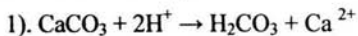
- Neutraliza la acidez actual de las soluciones del suelo elevando su pH.
- Contribuye a aumentar el porcentaje de saturación de bases del complejo adsorbente, reduciendo la acidez potencial del suelo.
- Estimula la acción de los microorganismos simbióticos y no simbióticos fijadores de nitrógeno atmosférico.
- Favorece la respiración radical
- Interviene en los mecanismos de intercambio catiónico entre la solución el complejo, con el consiguiente efecto sobre la fertilidad del suelo y la nutrición de los vegetales. (Orihuela 2002).
- Eleva el potencial redox del suelo, y es antagonista de algunos elementos minerales (K, Mn, Fe, B y Zn), dificultando su asimilación y/o reduciendo su fitotoxicidad (Mn, B y Zn) (Sauchely, 1969).

Casi todos los elementos disueltos en las aguas intervienen en la nutrición de las plantas, los macroelementos (Ca, K, etc.) de forma directa, y los microelementos (Zn, Fe, etc.) y los elementos trazas (algunos metales pesados), pueden intervenir indirectamente en reacciones metabólicas no bien conocidas (Sauchely, 1969). Las aguas drenadas de estos suelos suelen tener, también pH superior a 7.5 ocasionando problemas en la asimilación de nutrientes por parte de las plantas, (Orihuela 2002), puesto que a ese valor de pH se producen bloqueos y cambios en algunos elementos que los hacen asimilables para las plantas. Así

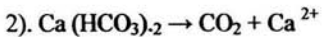
mismo, la acción directa de los ácidos fuertes (nitríco, sulfúrico, etc.) sobre suelos que contienen carbonatos puede dar lugar a un proceso de desprendimiento de CO₂ y acidificación del medio.

Procesos edáficos de los suelos calizos

El intemperismo geoquímico característico de los suelos calizos es la **solvatación** que se refiere a la disolución de sales, en este caso carbonatos lo que forma ácido carbónico y Ca⁺⁺ de acuerdo a la siguiente reacción:



simultáneamente, también se forma bicarbonato de calcio, el cual se disocia en CO₂ y calcio libre



los cuales reprecipitan formando CaCO₃ secundario, que es una característica de los suelos en Yucatán.

En tanto los procesos pedogenéticos más distintivos en los Haprendolls de acuerdo a Buol *et al* 1989 son:

- el lixiviado, principalmente de los iones K⁺ y NO₃⁻
- el enriquecimiento, proveniente de la incorporación de mantillo y hojarasca esta acumulación le distingue del suelo mineral,
- la pedoperturbación, generada por la fauna edáfica, (lombrices, hormigas y artrópodos ciempiés), aumenta el tamaño de los poros en el suelo e incorpora exudados que generan macro agregados estables.
- la descomposición de la materia orgánica, determinada por factores ambientales como temperatura y/o humedad, así como la calidad del material orgánico incorporado.
- la mecanización del cuerpo del suelo, estos suelos se caracterizan por el color oscuro (negro ver apéndice 1) consecuencia de la descomposición de materia orgánica y origen del un nombre característico en la región (**box lu 'um**).
- la humificación, que es la transformación de los materiales orgánicos a formas químicas estables (humus) y
- la mineralización, la liberación de nutrimentos de la fase orgánica y el tema central de este trabajo.

Características del suelo en Yucatán y posible limitación del crecimiento de las plantas por nutrimentos

Los suelos de la Península de Yucatán se asientan sobre una placa calcárea de origen marino. De acuerdo con Aguilera (1959) las calizas que constituyen la placa calcárea carecen de minerales formadores de suelo. En este sustrato es común el desarrollo de Haprendolls (conocidos localmente como **box lu 'um**); suelos poco profundos, ricos en materia orgánica y con un alto porcentaje de pedregosidad y de color oscuro (SARH 1994). Su contenido total de N se ha reportado en intervalos de 3% (SARH 1994) a 1.5 % (Hernández *et al.*, 1995). A pesar de su elevada concentración se ha considerado al N como un factor limitante para la producción agrícola; aunque Duch-Gary (1995) a partir de entrevistas con agricultores locales reporta que la vegetación nativa y la producción de henequén en los suelos **box lu 'um** es abundante, con lo cual pone en duda que la productividad de la vegetación esté limitada por la disponibilidad de N. Por otro lado, es posible que el P sea un nutrimento limitante para el desarrollo de la vegetación considerando la presencia de carbonatos derivados del sustrato (Calcita y Dolomita; ver Duch-Gary 1988), los cuales tienen gran afinidad para reaccionar con este nutrimento y por tanto limitar su disponibilidad al formar trifosfato de Calcio [$\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$] y fosfato monocálcico $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ (Brady 1990). Los altos contenidos de CaCO_3 (30.4 %) y de Ca intercambiable (25.1 mg/100g) sugieren que son factores suficientes para la inmovilización de P (Hernández *et al.*, 1995).

Considerando las evidencias de una posible baja disponibilidad de N y/o P en los suelos de Yucatán, en este trabajo se analizará si el N y/o P son factores limitantes para la dinámica del N en el suelo durante la regeneración de la vegetación nativa (i.e. BTS). En la Península de Yucatán los BTS secundarios ocupan actualmente 4×10^5 ha (INEGI 2000) lo que representa una oportunidad de recuperación del BTS y/o un manejo alternativo de la vegetación (González-Iturbe *et al.*, 2002).

Ciclo del N y del P en BTS

Nitrógeno

El retorno de N desde la vegetación al suelo en los BTS ha sido reportado a partir de varios de sus componentes (hojas, hojarasca, mantillo y raíces). En las hojas, se reportan concentraciones que oscilan entre 1.6 y 2.1 % (Lugo y Murphy 1986; Medina 1984; respectivamente) con una concentración promedio es de 2.07 % (Medina 1984; Esteban 1986; Lugo y Murphy 1986; Singh *et al.*, 1989). En la hojarasca el contenido de N en BTS promedia 1.93%, mientras que la cantidad que ingresa por año por esta vía se ha estimado en $5.76 \text{ g N} \cdot \text{m}^{-2}$ (Esteban 1986; Lugo y Murphy 1986; Díaz 1997; Erickson *et al.*, 2001a). En el mantillo la concentración de N promedia 1.50%, mientras que su compartimento promedio es de $6.13 \text{ g N} \cdot \text{m}^{-2}$ (Singh 1969 y 1975; Esteban 1986; Lugo y Murphy 1986). El compartimento de raíces representa $34.2 \text{ g N} \cdot \text{m}^{-2}$ (Misra 1972; Lugo y Murphy 1986).

En los aspectos edáficos estudios en los BTS de India y el continente americano indican que el N mineral es de $28.2 \mu\text{g N} \cdot \text{g}^{-1}$ del cual la mayor parte es amonio $17.0 \mu\text{g N} \cdot \text{g}^{-1}$ mientras que el nitrato aporta $11.2 \mu\text{g N} \cdot \text{g}^{-1}$ por lo que el cociente entre ambas formas de N es de 1.5. En los BTS, la transformación potencial de N está dominada por la nitrificación ($3.62 \mu\text{g N} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{día}^{-1}$) en tanto que la mineralización potencial es de $1.47 \mu\text{g N} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{día}^{-1}$ en promedio (García-Méndez *et al.*, 1991; Roy y Singh 1994; Ellingson *et al.*, 2000; Erickson *et al.*, 2001a y 2001b). El almacén de N total en el suelo de los BTS varía en función de la génesis del suelo, el valor mínimo se reporta en un Ultisol (0.08%; Roy y Singh 1994) y el máximo en un Mollisol calcico (0.75 %, Erickson *et al.*, 2001a). Aunque el contenido de N total en el suelo no indica necesariamente una alta capacidad de mineralización ya que el suelo con menor contenido de N total es más eficiente en la mineralización (0.84 % del almacén; Roy y Singh 1994 vs. 0.012% del Erickson *et al.*, 2001a). Estos datos muestran variabilidad en la mineralización a partir del almacén de N total en los bosques BTS. La nitrificación potencial sigue la misma tendencia, lo cual indica que las transformaciones relativas de N son mayores en suelos poco fértiles, que en suelos fértiles.

La importancia de la biomasa microbiana en el reciclaje de N y de P en los BTS ha sido señalada por Singh *et al.* (1989); en síntesis, la lisis de las paredes celulares de los microorganismos en el inicio del período lluvioso proveen N y P para el crecimiento de la

vegetación. En los BTS, el contenido de N que proviene de la biomasa microbiana del suelo oscila entre 10 y 52 $\mu\text{g N}\cdot\text{g}^{-1}$ durante el período lluvioso y de 50 a 120 $\mu\text{g N}\cdot\text{g}^{-1}$ durante la época seca, donde casi triplica el valor del período húmedo (34.8 y 86.6 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ secas y lluvias respectivamente). (Singh *et al.*, 1989; Sivastrava 1992; Roy y Singh 1994; Galicia 2001; Islas 2003).

La pérdida de N de BTS puede ocurrir por la lixiviación de NO_3^- desde el perfil del suelo, por la erosión de sedimentos y por el retorno de N a la atmósfera mediante denitrificación. Con respecto a la salida vía erosión, Maass *et al.* (1988) indican que la conservación del BTS evita la pérdida de N en sedimentos y lixiviados (menor a 0.1 kg N ha^{-1} año^{-1}) lo cual en cultivos, llega a ser 500 veces mayor (50 kg N ha^{-1} año^{-1}).

La salida de N vía gaseosa en los BTS varía con la estacionalidad. García-Méndez *et al.* (1991) encontraron que el flujo anual de N_2O se incrementa 4 veces en el período lluvioso (47.9 mg N $\text{m}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$) con respecto al período seco (10.8 mg N $\text{m}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$). El estado sucesional de los BTS incide en la emisión de NO_2 y NO, Erickson *et al.* (2001a y 2001b) indican que los bosques secundarios tempranos emiten más gases nitrogenados (0.88 N_2O , 8.26 NO ng N $\text{cm}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$) comparados con bosques tardíos (0.73 N_2O , 0.15 NO ng N $\text{cm}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$).

Fósforo

Existe poca literatura sobre el ingreso de P por vía atmosférica en BTS, recientemente Campo *et al.* (2001) reportan que el aporte atmosférico de P a un BTS del Pacífico mexicano es de 0.156 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. En el aporte de este nutriente por la vegetación existen varias referencias. Por ejemplo los datos reportados por Medina 1984, Lugo y Murphy 1986, Esteban 1986 y Singh *et al.* 1989, indican que el aporte de P por las hojas de los árboles en BTS en promedio es de 0.15% el valor mínimo es de 0.06% y el máximo de 0.28 %.

La concentración de P en la hojarasca promedia 0.07%. Este valor muestra un descenso de 50% en el contenido de P con respecto a las hojas en los árboles lo que indica una retranslocación significativa de este nutriente a la vegetación que funciona como mecanismo de conservación del nutriente. La cantidad de P que retorna al suelo por producción de hojarasca es de 0.26 $\text{g P}\cdot\text{m}^{-2}$ (Jaramillo y Sandford 1996)

En el mantillo de los BTS la concentración de P es de 0.13% (Singh 1969; Lugo y Murphy 1986; Esteban 1986). En promedio el P aportado por el mantillo es de $0.11 \text{ g P} \cdot \text{m}^{-2}$. En un estudio más detallado, Campo *et al.* (1998) encontraron que en el mantillo la concentración de P inorgánico es de 0.0135 %, mientras que en la biomasa microbiana fue de 0.0627 %, lo que demuestra la importancia de la biomasa microbiana en la circulación de P en el BTS. Se ha reportado que la concentración de P en las raíces es 0.22 %, su compartimento es de $0.22 \text{ g P} \cdot \text{m}^{-2}$ (Misra 1972; Lugo y Murphy 1986).

En el suelo se han encontrado concentraciones de P lábil que oscilan entre 1 y $26 \text{ l} \mu\text{g P} \cdot \text{g}^{-1}$ siendo los más comunes aquellos que se encuentran entre 3 y $10 \mu\text{g P} \cdot \text{g}^{-1}$. (Solís 1993, Campo *et al.*, 1998, Giardina *et al.*, 2000). Los valores de P lábil promedian $7.8 \mu\text{g P} \cdot \text{g}^{-1}$ en varios BTS. El valor más alto lo reporta Frizanno (1999) para un Mollisol ($26 \mu\text{g P} \cdot \text{g}^{-1}$) y el más bajo el mismo autor para un bosque perturbado sobre un Entisol ($1 \mu\text{g P} \cdot \text{g}^{-1}$) ambos en Puerto Rico. Aunque los valores de P lábil están en un intervalo absoluto estrecho, no ocurre lo mismo con la concentración de P total. En consecuencia el cociente entre el P asimilable y el P total indica que existen casos donde el almacén de P total es grande, pero la disponibilidad de P es baja (relaciones P total:P lábil 0.001 y 0.006 Frizanno 1999, Romualdo 2003, respectivamente). Lo que sugiere una posible limitación de P para las plantas. Por el contrario está el caso donde el almacén de P total es relativamente bajo pero el cociente P lábil:P total es alto (0.09 Giardina 2000). En un BTS de Morelos, Romualdo (2003) reporta que el P disponible es la tercera parte de la fracción orgánica en la época seca y disminuye en 50 % en la época lluviosa. Ello sugiere que la fracción orgánica del P está más relacionada con el P disponible que la forma total.

El aporte de P por parte de la biomasa microbiana ha sido documentado por varios autores (Singh *et al.*, 1991; Sivastrava *et al.*, 1992; Roy y Singh 1994). Los resultados indican que el P microbiano es más escaso y variable en la época lluviosa: promedio $13.7 \mu\text{g P} \cdot \text{g}^{-1}$ intervalo ($4\text{-}20 \mu\text{g P} \cdot \text{g}^{-1}$) que en la estación seca: promedio $26.3 \mu\text{g P} \cdot \text{g}^{-1}$, intervalo ($19\text{-}31 \mu\text{g P} \cdot \text{g}^{-1}$). Estas variaciones sugieren que la cantidad de P liberado durante la época lluviosa, es una característica de la biomasa microbiana de cada bosque estudiado. En términos ecológicos el ciclo del P se ha enfatizado en la importancia de la actividad microbiana, la que funciona como un rueda que gira y mantiene el balance entre el P que es liberado y consumido en la solución del suelo (Stewart 1981).

Finalmente, la salida de P del BTS está poco estudiada. Maass *et al.* (1988) mostraron que es poca la pérdida de P en BTS no perturbados ($< 0.1 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), mientras que Campo *et al.* (1998) indican que la hojarasca es un medio eficiente del traslado de P al suelo, ya que ésta pierde en promedio el 90 % del P añadido bajo simulación de lluvia ligera o pesada. Por tanto, el suelo es un buen receptor de P, ya que en promedio retiene 90 % cuando la lluvia es ligera y 84% si la lluvia es intensa. En otro sentido Campo *et al.* (2001) reportan que las pérdidas por P asociado al material particulado son de 0.12% cuando este es orgánico y de $246 \mu\text{g P} \cdot \text{g}^{-1}$ si esta unido a material inorgánico. Lo que indica que si no hay pérdidas por erosión, el P tiende a almacenarse en el suelo.

Variación estacional de P

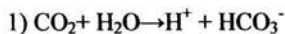
En suelos calcáreos, el mineral que puede aportar P al suelo es la Apatita [$3\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot \text{CaX}$ donde X es (Cl, F, OH o CO_3^{2-}) que se encuentra presente en la fracción arenosa, sin embargo este mineral aporta poco P al suelo debido a su escasa solubilidad (Brady 1990, Stevenson y Cole 1999). Por lo que entonces el aporte al ciclo del P en suelos calcáreos esta primordialmente restringido al P orgánico el cual constituye alrededor del 70-80% del P total en los suelos de Haprendolls (Harrison 1987). La cantidad de P orgánico en el suelo depende de la cantidad de materia orgánica que ingresa al suelo y la circulación del P esta en función de la estequiometría que tiene con el C, por ejemplo cocientes amplios (mayores de 200) de C:P indican que la cantidad de P en el material vegetal incorporado (mantillo y hojarasca) es pobre (Russell 1998). Las formas orgánicas del P que se incorporan al suelo incluyen compuestos de los ésteres (inositol) principalmente de origen vegetal, fosfolípidos (vegetales y animales), ácidos nucleicos (microbiano) y azúcares (Fassbender y Bornemisza 1987).

Para que el P este disponible a la asimilación vegetal, existe un flujo continuo de P dirigido por los procesos de mineralización e inmovilización. Los procesos de mineralización e inmovilización (representados por las flechas y mediados por las bacterias y hongos) del P son simultáneos y la magnitud del flujo de ambos esta determinada por los factores que influyen en la microbiología del suelo como: la temperatura, humedad, aireación, pH, tipo de plantas que se desarrollan y adiciones de fertilizantes.

La ecuación general de la mineralización e inmovilización del P puede describirse de la siguiente forma:



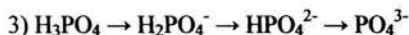
En donde el P orgánico reacciona con los fosfatos de Ca, debido a la presencia del ión bicarbonato proveniente de la descomposición de la materia orgánica y la hidratación del gas desprendido:



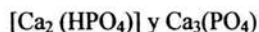
posteriormente, el ión bicarbonato solubiliza los di o tri fosfatos de Ca:



formándose el ácido fósforico que se disocia en:



que son formas químicas asimilables por las plantas y los microorganismos y es la misma reacción que ocurre al añadir fertilizante. Las reacciones son favorecidas por la temperatura y la humedad del período lluvioso. Otra parte de los fosfatos asimilables se reintegran como sales de calcio:



las cuales posteriormente forman la hidroxiapatita carbonatada $3[\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2] \cdot \text{X H}_2\text{O} \cdot \text{CaCO}_3$ reintegrando el ciclo edáfico del P en suelos calizos (Russell 1988, Sposito 1989, Brady 1990 y Stevenson y Cole 1999).

Actualmente, aparte de las reacciones edáficas en el contenido de P inorgánico en el suelo, se ha sustentado el concepto de la hipótesis microbiana, que en síntesis indica que los bioelementos (C, N y P) durante el período lluvioso, se encuentran en bajas concentraciones en el suelo, cuando la vegetación esta en crecimiento y la mineralización es alta. En el período seco las concentraciones de C, N y P microbiano son más altas que en el período lluvioso, lo que sugiere que la biomasa microbiana son una reserva de nutrientes para el desarrollo vegetal antes de que inicien su etapa de crecimiento previo a la temporada de lluvias (Singh *et al.*, 1989, Jaramillo y Sandford 1996). La mineralización de la biomasa microbiana representa una vía importante para el ciclaje de nutrientes, particularmente para el P, el cual puede moverse independientemente de la descomposición de la materia orgánica (Vitousek y Sandford 1986). Tal teoría es importante para explicar las variaciones estacionales de N y P en el trópico seco y en los que están en diferentes

estados de regeneración, pues cuando se elimina la cobertura vegetal el P orgánico y la biomasa microbiana descienden afectando el ciclaje del P (Mueller Harvey citado en Russell 1988).

La importancia de los nutrientes del suelo en la recuperación de los bosques secundarios puede ser crítica en los BTS debido a las pérdidas que ocurren como consecuencia de la agricultura de roza tumba y quema (Kauffman *et al.*, 1993). En el caso de los BTSS de la Península de Yucatán, los bosques están asociados con suelos que contienen altos contenidos de materia orgánica, pero limitados por la disponibilidad de nutrientes, insuficientes para restaurar la vegetación original.

OBJETIVOS

El presente estudio tiene los siguientes objetivos:

- 1) determinar el ciclo del N en el suelo de BTS secundarios con diferente tiempo de regeneración
- 2) analizar las relaciones del N con el C y con el P del suelo
- 3) determinar los efectos de la fertilización con N y/o P sobre la dinámica del N del suelo
- 4) determinar el papel de la biomasa microbiana en la dinámica del N y del P del suelo y su respuesta a la fertilización con N y/o P.

Referencias

- Aguilera HN y Inohuye BB (1959)** Estudio físico-químico de los coloides en algunos suelos del sureste de México. *Revista Chapingo*. Sept-Dic. 466-479.
- Adams MA y Atwill PM (1991)** Nutrient balance in forest of northern of Tasmania. Alteration of nutrient availability and soil water chemistry as result of logging. *Forest Ecology and Management*. 44: 115-131.
- Brady NC (1990)** *The Nature and Properties of Soils*. Mc Millan Publishing Co. EU.
- Beck BF (1989)** *Engineering and environmental implications of sinkholes and karst*. Rotterdam: Balkema.
- Bradshaw AD (1997)** The importance of soil ecology in restoration science. En. *Restoration Ecology and Sustainable Development*, p 33-65. Urbanska KM, Nebb NR y Edwards PJ (eds.) Cambridge University Press.
- Brown S Lugo AE (1990)**. Tropical Secondary Forest. *Journal of Tropical Ecology* 6:1-32.
- Buol SW, Hole FD y Mc Cracken RJ (1989)** *Soil Genesis and Classification*. The Iowa State University Press. Iowa
- Cairns J (1988)** Increasing diversity by restoring damage ecosystems. En: Biodiversity. p. 333-343. (ed). Wilson EO Washington. National Academic Press.
- Cairns MA, Haggerty PK, Alvarez R, De Jong BHJ y Olmsted I. (2000)** Tropical México's recent land-use change: A region's contribution to global carbon cycle. *Ecological Applications* 5:1426-1441.
- Campo J, Jaramillo VJ y Maass JM (1998)** Pulses of soil phosphorus availability in an Mexican tropical dry forest: effects of seasonality and level of wetting. *Oecologia* 115: 167-172.
- Campo J, Maass M, Jaramillo V, Martínez-Yrizar A y Sarukhán J (2001)** Phosphorus cycling in a Mexican tropical dry forest ecosystem. *Biogeochemistry* 53: 161-179.
- Ceccon E, Olmsted I, Vázquez-Yanes C y Campo J (2002)** Vegetation and soil properties in two tropical dry forest of different regeneration status in Yucatán. *Agrociencia*. 36: 621-631.
- Cervantes L, Maass J y Domínguez R (1988)** Relación lluvia escurrimiento en un ecosistema pequeño de cuencas de selva baja caducifolia. *Ingeniería Hidráulica de México*. Segunda época . Vol. III. P. 30-42.

Cervantes V (1996) La reforestación en la montaña de Guerrero: Una estrategia alternativa con leguminosas nativas. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, UNAM.

Daily GC (1995) Restoring value to worlds degraded lands. *Science* 269: 350-354.

Díaz SV (1997) Dinámica de nitrógeno y de fósforo en la hojarasca de una selva baja caducifolia en Chamela Jalisco, México. Tesis de Licenciatura. ENEP Iztacala. UNAM

Duch-Gary, J. (1988) *La conformación territorial de estado de Yucatán.* Universidad Autónoma de Chapingo. México.

Duch-Gary J (1995) Los suelos, la agricultura y la vegetación en Yucatán. En: *La milpa en Yucatán. Un sistema de Producción agrícola tradicional.* Hernández X. E. Bello B., Levy Thatcher S. (eds) Colegio de Postgraduados, Montecillo, México.

Ellingson LJ, Kauffman JB, Cummings DL, Sanford RL y Jaramillo VJ (2000) Soil N dynamics associated with deforestation, biomass burning and pasture conversion in a Mexican tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 137:41-51

Erickson H, Davidson EA y Keller M (2001a) Former land-use and tree species affect nitrogen oxide emissions from a tropical dry forest. *Oecologia* 130:297-308.

Erickson H, Keller M Davidson EA (2001b) Nitrogen oxide fluxes and nitrogen cycling during post-agricultural succession and forest fertilization in the humid tropics. *Ecosystems* 4:67-84.

Esteban JR (1986) Contenido mineral de la hojarasca en una selva baja caducifolia en la costa de Jalisco, México. Tesis de Licenciatura. ENEP Zaragoza, UNAM.

FAO (1996) Forest resources assesment 1990: Survey of tropical forest cover and study of change proceses. FAO Forestry Paper 130. Rome Italy.

FAO (2001) Global forest resources assesment 2000.
www.fao.org/forestry/fo/fra/index.jsp.

Fassdinber HW y Bornemisza E (1987) *Quimica de Suelos.* Ed. IICA. San José Costa Rica

Fearnside PM y Guimaraes WM (1996) Carbon uptake by secondary forests in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management* 80: 35-36.

Ford DC y Williams PW (1989) *Karst geomorphology and hydrology.* London: Unwin Hyman.

Frizano J (1999) Nature, distribution and significance of phosphorus in forest soils from Puerto Rico, Chile and Brazil. Ph D. dissertation. University of Pennsylvania, Philadelphia, USA.

Galicía SL (2001) Efecto de dos especies de árboles remanentes en la entrada de C y N al suelo de una pradera de un ecosistema tropical estacional. Tesis de Doctorado Instituto de Ecología. UNAM

García-Méndez G, Maass MJ, Matson P y Vitousek P (1991) Nitrogen transformations and nitrous oxide flux in a tropical deciduous forest in México. *Oecologia* 88:362-366.

García-Oliva F (1992) Erosión y pérdida de nutrimentos del suelo en una cronosecuencia de uso agropecuario en un ecosistema tropical estacional. Tesis de Doctorado. Centro de Ecología. UNAM.

García-Oliva F y Maass MJ (1998) Efectos de la transformación de selva a pradera sobre la dinámica de nutrimentos en un ecosistema tropical estacional. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 62:39-48

Giardina CP, Sandford Jr RL, Dóckersmith IC (2000) Changes in soil phosphorus and nitrogen during slash-and-burn clearing of a dry tropical forest. *Soil Science Society of American Journal* 64: 399-405.

Givnish TJ (1999) On the causes of gradients in tropical tree diversity. *Journal of Ecology* 87: 193-210.

González-Iturbe JA, Olmsted I y Tun-Dzul F (2002) Tropical forest recovery after long term Henequen sisal, (*Agave fourcroydes* Lem.). Plantation in Northern Yucatán, Mexico. *Forest Ecology and Management* 167:67-82.

Greenland D y Lal R (1979). *Soil Conservation and Management in the Humid Tropics*. John Wiley and Sons. New York.

Grime JP (1979). *Plant Strategies and Vegetation Processes*. J. Wiley and Sons. New York

Harrison AF (1987) *Soil Organic Phosphorus*. C.A.B. International. Oxford. UK

Hernández X E, Levy T S y Bello BE (1995). La roza-tumba y quema en Yucatán. En : *La milpa en Yucatán. Un sistema de producción agrícola tradicional*. Hernández X E, Bello B E, Levy T S. (eds). Colegio de Postgraduados. Montecillo. Méx.

Huston MA (1982) The effect of soil nutrient and light on the growth and interactions during tropical forest sucesión: experiments in Costa Rica. Ph. D. Dissertation. University of Michigan. USA.

INEGI (2000). Anuario estadístico de Yucatán. México

Islas Macias P (2003) Dinámica del carbono y nitrógeno del suelo en una pradera con uso intensivo en un ecosistema tropical mexicano. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias. UNAM.

Janzen DH (1986) Tropical dry forest: the most endangered major tropical ecosystem. En *Biodiversity*, OE Wilson.(ed) p.130-137. National Academic Press Washington.

Jaramillo VJ y Sanford R (1996) Nutrient cycling in tropical deciduous forest.p 346-361 En SH Bullock HA Moneey y E Medina (eds). *Seasonally dry tropical forest*. Cambridge University Press, Cambridge.

Jennings JN (1985) *Karst geomorphology* Oxford: Basil Blackwell.

Kauffman JB, Sandford RL, Cummings DL, Salcedo IH y Sampaio EVSB (1993) Biomass and nutrient dynamics associated with slash fires in Neotropical dry forests. *Ecology* 74: 140-151.

Lamb D (1998) Large scale ecological restoration of degraded tropical forest lands: The potential role of timber plantations. *Restoration Ecology* 6: 271-279.

Lugo AE y Murphy PG (1986) Nutrient dynamics of a Puerto Rico subtropical dry forest. *Journal of Tropical Ecology* 2:55-72.

Lugo AE (1992) Comparison of tree plantations with secondary forest of similar age. *Ecological Monographs* 62: 1-41.

Lugo AE (1997) The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded lands with tree monocultures. *Forest Ecology and Management* 99: 9-19.

Masera O, Ordoñez MJ y Dirzo R (1997) Carbon emissions from mexican forest: current situation and long term scenarios. *Climatic Change* 35: 265-295.

Maass MJ, Jordan CF y Sarukhán J (1988) Soil erosion and nutrient losses in seasonal tropical agroecosystem under various management techniques. *Journal of Applied Ecology* 25:595-607.

Matson PA, Vitousek PM, Ewell J y Mazzarino MJ (1987) Nitrogen transformations following tropical forest felling and burning on volcanic soil. *Ecology* 68: 491-502.

Medina E (1984) Nutrient balance and physiological processes at the leaf level. En *Physiological Ecology of Plants in the wet Tropics*, (eds). Medina E, Moneey HA y Vázquez-Yanes C. The Hague. p 139-154.

Misra R (1972) A comparative study of net productivity of dry deciduous forest and grassland of Varnasi, India. En (ed). FB Golley y R Misra *Tropical Ecology with*

emphasis on organic productivity,. P 279-293. Institute of Ecology, University of Georgia, Athens.

Montagnini F y Buschbacher R (1989) Nitrification rates in two undisturbed tropical rain forest and three slash and burn sites of Venezuelan Amazon. *Biotropica* 21: 9-14.

Orihuela DL (2002) Caracterization of a Metallic Sulphate by Mossbauer Spectroscopy . Some Results (leaf levels). of it Application in Calcareous Soils III *Conferencia Latino Americana sobre las Aplicaciones del Efecto Monssbauer*.LACAME 2002. Sep. Panama

Painter M, y Durham WH. (1995) *The Social Causes of Enviromental Destruction in Latin America*. The University of Michigan Press. Michigan

Reiners WA, Bowman AF, Parsons WFJ y Sèller M (1994) Tropical rain forest conversion to pasture: changes in vegetation and soil properties. *Ecological Aplications* 5: 363-377.

Richter DD y Babbar LI (1991) Soil Diversity in the Tropics. *En Advances in Ecological Research*. Academic Press 21: 316-386

Rzedowsky J (1978) *Vegetación de México*. Limusa. México.

Romualdo RR (2003) Dinámica del fósforo en el suelo durante la regeneración de bosques tropicales secos en la sierra de Huautla, Morelos. Tesis Licenciatura. FES.Iztacala. UNAM.

Roy S y Singh JS (1994) Consequences of habitat heterogeneity for availability of nutrients in a dry tropical forest. *Journal of Ecology* 82: 503-509.

Russell EW (1998) *Soil Conditions and Plant Growth*. Longman. UK.

SARH (1994) Diagnóstico del Parque nacional de Dzibichaltún, Estado de Yucatán. Subsecretaria Forestal y de Fauna. Consultoria en Ecología y Medio Ambiente. México.

Sauchely R (1969) *Trace Elements in Agriculture*. Nostrand Reinhold Pub. Corp. New York.

Schwartz NB. (1990) *Forest Society*. University of Pennsilvania Press. Philadelphia. USA.

SEDESOL (2000). Informe de los pueblos mayas de Yucatán.DF. México.

Singh KP (1969) Nutrient concentration in leaf litter of ten important tree species of deciduous forest at Varnasi. *Tropical Ecology* 10: 104-109.

Singh RP (1975) Biomass nutrient and productivity structure of a stand of dry deciduous forest of Varnasi. *Tropical Ecology* 16 :104-109.

Singh JS, Raghunbashi AS, Singh RS y Srivastava SC (1989). Microbial biomass acts as a source of plant nutrients in dry tropical forest and savanna. *Nature* 338:499-500.

Society for Ecological Restoration (1995) *Definition of Ecological Restoration*. Society for Ecological Restoration. Madison.USA.

Solís VE (1993) Características fisicoquímicas de un suelo en un ecosistema tropical estacional. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias UNAM

Sposito G. (1989) *The Chemistry of Soils*. Oxford University Press. New York.

Srivastava SC (1992) Influence of soil properties on microbial C,N and P in dry tropical ecosystems. *Biology and Fertility of Soils*. 13: 176-180

Srivastava SC, and Lal JP. (1994) Effects of crop growth and soil treatments on microbial C,N and P in dry tropical arable land. *Biology and Fertility of soils*. 17: 108-114

Stewart JWB (1981). The importance of P cycling and organic P in soils. En *Better crops with plant food: winter issue*. pp16-19. American Potash-Phosphate Institute. Atlanta.USA.

Tiessen H, Cuevas E y Chacon P (1994) The role of organic matter in sustaining soil fertility. *Nature* 371: 783-785.

Toledo VM (1990). El proceso de ganaderización y la destrucción biológica y ecológica en México. En. *Medio ambiente y desarrollo en México* E. Leff (ed).p. 191-222.

Trejo I y Dirzo R (2002). Floristic diversity of Mexican seasonally dry tropical forest. En prensa *Biodiversity and Conservation*

Tucker J, Brondozzio ES y Morán EF (1998). Rates of forest regrowth in Eastern Amazonia: a comparison of Altamira and Bragantina regions, Para State, Brazil. *Interciencia* 23:1-10.

Urbanska KM (1997) Safe sites-interface of plant population ecology and restoration ecology. En. *Restoration Ecology and Sustainable Development*. p 81-110. University of Cambridge.

Vázquez-Yánes C. y Batis A (1996) Adopción de árboles nativos valiosos para la restauración ecológica y reforestación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 58: 75-84.

Vitousek PM (1983). The effects of deforestation on air, soil, and water. En: Bolin, B. Cook RB (eds.). The mayor biogeochemical cycles and their interactions. John Wiley and Sons. New York. USA, p 223-245.

Vitousek PM y Sanford RL Jr. (1986) Nutrient cycling in moist tropical forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17:137-167.

Vitousek PM, Mooney HA, Lubchenco J y Melillo JM (1997) Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 227: 494-499.

White WB (1988).. *Geomorphology and hydrology of karst terrains*. Oxford: Oxford University Press.

Cuadro 1 Propiedades del suelo en la época lluviosa en dos bosques secundarios secos en Yucatán México. Error estándar en paréntesis. Datos no disponibles (dnd)

	Bosque Secundario Joven				Bosque Secundario Viejo			
	Testigo	N	P	NP	Testigo	N	P	NP
Humedad %	55.01 (6.2)	45.28 (1.0)	44.12 (2.0)	48.37 (2.7)	47.01 (8.7)	45.58 (4.9)	50.33 (4.5)	47.13 (11.3)
Densidad aparente (Mg/M ³)	0.48 (0.03)	0.54 (0.03)	0.51 (0.02)	0.52 (0.02)	0.65 (0.03)	0.62 (0.04)	0.57 (0.08)	0.56 (0.01)
pH (1:5 H ₂ O)	7.77 ₂ (0.01)	7.69 (0.02)	7.67 (0.05)	7.61 (0.06)	7.97 _a (0.02)	7.98 _a (0.06)	7.75 _b (0.06)	7.65 _b (0.06)
Carbono Organico %	11.9 _{a2} (0.8)	8.94 _b (0.2)	10.67 _{ab} (0.4)	10.06 _{ab} (0.1)	7.07 _{ab2} (0.4)	6.5 _b (0.08)	10.9 _a (1.5)	8.92 _{ab} (1.1)
Cociente C/N	16.18 ₂ (1.5)	15.16 (0.1)	16.02 (0.3)	17.52 (0.4)	18.53 ₂ (0.9)	18.54 (0.8)	18.40 (0.2)	17.20 (2.0)
Cociente C/P	86.02 ₂ (8.9)	64.11 (3.3)	70.68 (2.2)	76.40 (3.8)	33.82 ₂ (3.1)	34.58 (1.3)	50.57 (5.5)	44.68 (7.7)
NH ₄ -N (µg N/g suelo)	66.03 _{ab1} (9.5)	53.22 _b (6.2)	49.82 _b (8.6)	78.62 _a (2.6)	37.45 ₁ (8.5)	19.55 (1.2)	28.26 (2.1)	39.19 (9.3)
NO ₃ -N (µg N/g suelo)	89.76 _{b1} (5.7)	163.76 _a (3.0)	69.40 _b (2.9)	131.58 _a (14.0)	46.18 _{b2} (0.9)	59.46 _b (2.8)	86.43 _a (30.6)	78.09 _a (10.5)
NH ₄ / NO ₃	0.86 _{a1} (0.1)	0.34 _b (0.05)	0.68 _{ab} (0.08)	0.87 _a (0.07)	0.95 _{a1} (0.25)	0.31 _b (0.04)	0.39 _b (0.01)	0.66 _b (0.07)
Nitrógeno Total (µg/g suelo)	7690 _{a2} (178)	6605 _{ab} (362)	6702 _{ab} (9.51)	5808 _b (330)	3378 _{b2} (106)	3775 _b (101)	6020 _a (616)	5189 _a (187)
Mineralización potencial (µg N * g/suelo/día)	8.50 _{a1} (1.8)	2.48 _b (0.2)	6.38 _a (0.3)	2.43 _b (0.1)	4.54 _{b1} (0.3)	3.72 _b (0.1)	8.29 _a (0.9)	5.62 _b (0.8)
Nitrificación potencial (µg N * g/suelo/día)	11.86 _{a1} (0.8)	4.81 _b (1.3)	4.54 _b (1.4)	4.42 _b (2.1)	7.31 _{ab1} (0.9)	5.21 _b (0.4)	10.23 _a (1.1)	6.22 _{ab} (1.7)
Fósforo lábil (µg/g suelo)	9.28 _{ab} (0.8)	4.12 _b (0.2)	12.56 _a (2.3)	10.70 _a (1.0)	8.33 _{b1} (0.7)	7.49 _b (0.1)	27.82 _a (3.1)	14.37 _b (1.8)
Fósforo total (µg/g suelo)	1419 _{ab2} (17)	1296 _b (12)	1503 _a (16)	1303 _b (73)	2084 ₂ (48)	1936 (62)	2111 (81)	2173 (62)
Pi/Pt	0.0065 _{ab2} (0.01)	0.0032 _b (0.01)	0.0084 _a (0.01)	0.0083 _a (0.01)	0.004 _{c1} (0.003)	0.004 _c (0.005)	0.0133 _a (0.02)	0.0066 _b (0.001)
Nt/Pt	5.64 _a (0.06)	4.92 _b (0.13)	4.44 _c (0.09)	4.52 _c (0.08)	1.84 _{b2} (0.06)	1.79 _b (0.08)	2.71 _a (0.26)	2.52 _{ab} (0.20)
N microbiano (µg/g suelo)	dnd	dnd	dnd	dnd	249.72 ₂ (31.2)	202.08 (5.9)	263.84 (21.6)	323.37 (46.7)
P microbiano (µg/g suelo)	38.84 _{a2} (0.8)	30.48 _c (0.3)	35.13 _b (0.8)	35.83 _b (0.5)	53.49 _{ab2} (0.1)	54.79 _a (0.6)	54.03 _a (0.6)	49.00 _b (0.3)
N:P microbiano	dnd	dnd	dnd	dnd	4.74 _{ab1} (0.5)	3.65 _b (0.1)	5.02 _{ab} (0.5)	6.65 _a (01.0)

Letras diferentes indican diferencias significativas (Prueba de Tukey $p > 0.05$) entre tratamientos en un mismo bosque. Subíndices indican diferencias estacionales. En ausencia de cualquiera no hay diferencias significativas

Cuadro 2 Propiedades del suelo en la época seca en dos bosques secundarios secos en Yucatán México. Error estándar en paréntesis

	Bosque Secundario Joven				Bosque Secundario Viejo			
	Testigo	N	P	NP	testigo	N	P	NP
Humedad %	15.82 (0.2)	17.14 (1.0)	14.73 (0.8)	21.44 (7.0)	15.18 (1.0)	14.01 (2.0)	16.57 (0.6)	18.32 (1.1)
Densidad aparente (Mg/M ³)	0.48 (0.03)	0.54 (0.03)	0.51 (0.02)	0.52 (0.02)	0.65 (0.03)	0.62 (0.04)	0.57 (0.08)	0.56 (0.01)
pH (1:5 H ₂ O)	7.81 ₁ (0.04)	7.92 (0.05)	7.89 (0.06)	7.78 (0.03)	7.95 ab (0.03)	7.99 a (0.05)	7.75 b (0.07)	7.80 ab (0.05)
Carbono Organico %	14.9 b ₁ (0.8)	17.5 a (0.6)	16.4 ab (0.3)	18.7 a (0.5)	14.0 c ₁ (0.1)	15.0 b (0.2)	15.8ab (0.3)	16.5 a (0.1)
Cociente C/N	17.7 b ₁ (0.9)	26.0 a (1.0)	18.5 b (0.4)	26.3 a (0.8)	23.9 b ₁ (0.6)	33.0 a (4.6)	25.3 ab (0.3)	21.4 b (0.7)
Cociente C/P	87.9 ab ₁ (4.9)	109.2 a (6.2)	85.5 b (5.9)	100.2 ab (4.8)	57.7 b ₁ (1.9)	77.6 a (3.7)	60.8 b (4.1)	62.0 b (1.1)
NH ₄ -N (µg N/g suelo)	13.6 ab ₂ (19.03)	8.2 b (0.05)	20.1 a (2.78)	13.9 ab (0.06)	5.7 ₂ (0.10)	5.8 (0.20)	5.8 (0.16)	5.4 (0.07)
NO ₃ -N (µg N/g suelo)	55.6 c ₂ (0.7)	119.3 a (3.79)	69.7 c (0.8)	89.4 b (1.8)	80.7 b ₁ (2.4)	131.6 a (5.1)	106.3 ab (8.8)	137.6 a (16.9)
NH ₄ / NO ₃	0.26 a ₂ (0.01)	0.07 c (0.01)	0.27 a (0.03)	0.15 b (0.01)	0.07 a ₂ (0.01)	0.04 b (0.01)	0.05 b (0.01)	0.04 b (0.01)
Nitrógeno Total (µg/g suelo)	8401 b ₁ (97.1)	6743 c (138.8)	8922 a (104.9)	7095 c (106.7)	5906 ab ₁ (148)	4828 b (684)	6724 a (163)	7739 a (294)
Mineralización potencial (µg N * g/suelo/día)	0.99 b ₂ (0.3)	4.62 a (0.5)	5.19 a (0.2)	5.68 ab (1.2)	1.29 b ₂ (0.4)	3.61 a (0.1)	3.99 a (0.9)	3.50 a (0.2)
Nitrificación potencial (µg N * g/suelo/día)	1.78 b ₂ (0.5)	4.45 a (0.7)	5.41 a (0.7)	5.58 a (1.3)	1.28 b ₂ (0.4)	3.67 ab (0.4)	4.06 a (0.6)	3.53 a (0.2)
Fósforo lábil (µg/g suelo)	6.22 b (0.4)	6.31 b (1.1)	13.36 a (1.2)	12.11 a (1.1)	6.39 b ₂ (0.9)	8.73 b (0.6)	15.56 a (1.3)	12.85 a (0.6)
Fósforo total (µg/g suelo)	1698 ab ₁ (8.3)	1614 b (47.2)	1971 a (117.7)	1869 ab (47.3)	2447 a ₁ (98)	1945 b (79)	2630 a (174)	2662 a (40)
Pi/Pt	0.0036 c (0.002)	0.0039 bc (0.007)	0.0069 a (0.008)	0.0064 ab (0.005)	0.0026 b ₂ (0.003)	0.0044 ab (0.002)	0.0060 a (0.007)	0.0048 a (0.002)
Nt/Pt	4.84 a ₂ (0.07)	4.25 b (0.10)	4.43 ab (0.12)	3.56 c (0.10)	2.26 b ₁ (0.19)	2.49 ab (0.09)	2.70 ab (0.16)	2.98 a (0.19)
N microbiano (µg/g suelo)	253.36 b (27.6)	432.74 a (5.4)	245.12 b (30.2)	395 a (5.7)	310.63 ₁ (29.4)	294.09 (5.3)	300.76 (25.0)	354.26 (10.7)
P microbiano (µg/g suelo)	110.8 c ₁ (7.1)	180.1 ab (5.3)	163.1 b (8.9)	194.7 a (1.3)	171.6 b ₁ (4.5)	175.8 b (1.8)	209.9 a (11.5)	197.4 ab (2.5)
N:P microbiano	2.29 ab (0.21)	2.43 a (0.15)	1.84 b (0.05)	2.05 ab (0.03)	1.77 ₂ (0.19)	1.73 (0.06)	1.39 (0.01)	1.71 (0.02)

Letras diferentes indican diferencias significativas (Prueba deTukey p>0.05) entre tratamientos en un mismo bosque. Subíndices indican diferencias estacionales. En ausencia de cualquiera no hay diferencias significativas.

Cuadro 3 Concentración de N y de P en la biomasa del suelo ($\mu\text{g g}^{-1}$) de diferentes bosques tropicales secos. Valores entre paréntesis con asterisco indican los rangos de los contenidos. n.d., no determinado.

	N		P		N:P		Referencia	
	Estación		Estación		Estación			
	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas		
51	(27-65)* (59-71)*	88	20		31	2.55	2.84	Singh et al 1989
41		75	17		29	2.41	2.59	Srivastava 1991 Srivastava 1992 Srivastava 1992 Srivastava 1994
	28 40			10 15				control fertilizado
10		50	4		19	2.50	2.63	Roy y Singh 1994
52	(20-120)	100						Galicia 2001 Islas 2003 Este trabajo Bosque Joven
n.d.		253	39		111	n.d.	2.28	Control
n.d.		432	30		180	n.d.	2.40	+N
n.d.		245	35		163	n.d.	1.50	+P
n.d.		395	36		195	n.d.	2.03	+NP
								Este trabajo Bosque viejo
250		311	53		172	4.72	1.81	Control
202		294	55		176	3.67	1.67	+N
263		301	54		210	4.87	1.43	+P
323		354	49		197	6.59	1.80	+NP

Capítulo II

Efectos de la fertilización sobre la disponibilidad y el contenido total de N y de P en suelos calizos bajo bosques tropicales secos de estado de regeneración contrastante en Yucatán

Introducción

La dinámica de los nutrientes en el suelo, importantes para la nutrición vegetal, se ha estudiado en los bosques tropicales secos (BTS) no perturbados, (Murphy *et al.*, 1986; Solís 1993; Campo *et al.*, 2000, 2001). Con el incremento de la deforestación, los estudios sobre la transformación de este bosque se han orientado principalmente hacia la dinámica del C, N y P (García-Méndez *et al.*, 1991; García-Oliva y Maass 1998; Ellingson *et al.*, 2000). Está documentado que la transformación del bosque nativo a cultivos disminuye la cantidad de N disponible (Maass *et al.*, 1988; Reiners *et al.*, 1994; Rhoades y Coleman 1999) cuya abundancia es importante para la productividad primaria neta de los bosques tropicales (Cavalier *et al.*, 2000). Para probar si la disponibilidad de nutrientes limita o no en el desarrollo de los bosques tropicales en general, se ha recurrido a experimentos de fertilización (ver Vitousek y Farrington 1997; Cavalier *et al.*, 2000; Erickson *et al.*, 2001).

En los bosques perturbados el grado de regeneración de la vegetación afecta la disponibilidad de N en el suelo (Vitousek y Walker 1989), la que está influenciada por la calidad química del mantillo de las especies colonizadoras (Gowner y Son 1992). En las etapas tempranas de la regeneración, cuando las leguminosas tienen una presencia más importante (Brown y Lugo 1990) el contenido de N en el mantillo es alto, lo que afecta la tasa de mineralización de N (García-Montiel y Binkley 1998) y aumenta la disponibilidad de N.

El BTS en México se ha reducido en 30% de su área original en los últimos 10 años, siendo su superficie ocupada por tierras de cultivo y por BTS secundario en diversos estados de regeneración (Trejo y Dirzo 2000). En el estado de Yucatán la última cifra registrada indica que se reforestó el 0.27% del área destinada a cultivos (Sedesol 2000) por lo que la posibilidad de la recuperación del BTS se ve lejana. Aparte la posible limitación por nutrientes para la regeneración debe considerarse (Campo 2000).

Estudios previos realizados en la Península presentan información contradictoria. Mientras que Hernández *et al.* (1995) indican que el N total es abundante (3%), pero sugieren que pudiera ser un factor limitante para la nutrición vegetal. Duch-Gary (1995) reporta que la vegetación nativa y la producción de henequén en los mismos suelos son

abundantes. Más recientemente, Lawrence y Foster (2002) analizando la sucesión secundaria en la región, indican que la cantidad de N tiende a aumentar en el suelo conforme aumenta el tiempo de la regeneración.

El presente estudio forma parte de un proyecto donde se evalúa la posible limitación de N y P en la producción y regeneración de los BTS secundarios de Yucatán. Para poner a prueba esta hipótesis se han conducido experimentos de fertilización repetida con N y/o P durante tres años (1998-2000) en dos bosques secundarios de edad contrastante (10 y 60 años). La relación de la vegetación con el suelo previamente a la fertilización ha sido reportada por Ceccon *et al.* (2002). El efecto de los fertilizantes sobre la dinámica de plántulas ha sido analizado por Ceccon *et al.* (2003; 2004). Sus efectos sobre el contenido de nutrimentos de las hojas de las especies de árboles dominantes y la herbivoría de las mismas fueron reportados por Campo y Dirzo (2003); mientras que los efectos sobre la dinámica del C aéreo fueron analizados por Campo y Vázquez-Yanes (2004)

En este trabajo se analizan los posibles efectos de la fertilización con N y P sobre la transformación potencial del N, la disponibilidad de P y la concentración de estos nutrimentos en la biomasa microbiana del suelo de los dos BTS secundarios.

Métodos

Sitios de estudio

El estudio se desarrolló en el Parque Nacional de Dzibichaltún, en el noroeste de la península de Yucatán (21°06'N y 89° 17' W), cercano a la ciudad de Mérida. El clima es cálido y subhúmedo con escasa oscilación térmica durante el año. La temperatura media anual es de 25.8 °C, y la variación entre el mes más cálido y el más frío es < 6 °C. La precipitación anual varía de 800 a 900 mm, y se concentra entre los meses de junio y octubre (Servicio Meteorológico Nacional 1993).

El relieve en la región es predominantemente plano. La litología es material del Plioceno tardío, con afloramiento de calcita (Duch-Gary 1988). Los suelos son muy someros (<10 cm de profundidad) con roca fragmentada en abundancia; en algunas concavidades son más profundos (< 50 cm.). El contenido de materia orgánica es alto (> 20%), los cationes Ca y Mg alcanzan 65 y 11 cmol Kg⁻¹ respectivamente y el pH es ligeramente alcalino (7.3) (J. Campo com. per. 2000). La vegetación dominante es la selva

baja caducifolia cuya altura media del dosel varía entre 6 y 8 m (Miranda 1958). En esta vegetación la familia dominante es la Leguminosae (Ceccon *et al.*, 2002).

Diseño experimental

Con el fin de estudiar la limitación por nutrimentos durante la regeneración de BTS de Yucatán y evaluar sus efectos sobre el funcionamiento del ecosistema se eligieron en 1997, un área con bosque secundario joven (10 años) y una con bosque secundario viejo (60 años). Ambas, fueron previamente utilizadas para el cultivo con henequén. En cada bosque se establecieron 16 parcelas de 12m * 12 m, con una zona de amortiguamiento de 8 m entre parcelas. En cada bosque, cuatro parcelas fueron fertilizadas cada año al principio de la estación lluviosa con urea (22 g N * m²), cuatro con superfosfato triple (7.5 g P * m²), otras cuatro con una combinación de ambos fertilizantes en las mismas cantidades que las indicadas; mientras que las restantes cuatro parcelas fueron mantenidas como testigos (sin fertilización). La fertilización comenzó en 1998 y se repitió anualmente hasta el año 2000. En cada año el 60 % del fertilizante fue agregado al inicio del período lluvioso (junio) y el 40% restante a mediados de la misma estación (septiembre).

Muestreo del suelo

En cada bosque se colectaron de cada parcela cuatro muestras del suelo (0-10 cm de profundidad). Las colectas se realizaron en la época de lluvias (octubre 2000) y en la época seca (marzo 2001). Posteriormente a la colecta, las cuatro muestras de cada parcela se mezclaron para formar una única muestra compuesta por parcela.

Análisis químicos

En el laboratorio las muestras fueron tamizadas por una malla de 2 mm de abertura, de acero inoxidable y luego divididas en dos submuestras. Una de ellas se utilizó para determinar el porcentaje de humedad, la densidad aparente, el pH, y los contenidos de C-orgánico, N-total; N-amoniaco, N-nitrato, y N-microbiano; P-lábil, P-total y P-microbiano; y la restante se incubó con el fin de determinar la mineralización y nitrificación potencial de N.

El porcentaje de humedad del suelo, se obtuvo pesando la muestra previamente y después de secar durante 48 horas a 105 °C; el contenido gravimétrico de H₂O se obtuvo por la diferencia entre el peso inicial y el final multiplicado por 100 (Anderson e Ingram 1993). La densidad aparente se determinó por el método de la probeta (Baver 1956). El pH se determinó en relación 1:5 con H₂O (Anderson e Ingram 1993). El C orgánico se obtuvo por oxidación húmeda con K₂CrO₇ al 5%, catalizado con 5 mL de H₂SO₄ concentrado y digerido a 150 °C durante 30 minutos. La obtención del sobrenadante se precipitó con BaCl₂ 4%. El C fue medido colorimétricamente a 660 nm (Baker 1976) (ver Anderson y Ingram 1993). El N y P total se determinaron por digestión ácida con H₂SO₄ y posterior lectura por colorimetría (método 696-82W semiautomatizado de Bayer; Technicon 1977) .

El N-NH₄⁺ y N-NO₃⁻ se extrajeron por agitación con KCl 2 N, y en el extracto se determinó NH₄⁺ y NO₃⁻ por el método 696-82W semiautomatizado (Technicon 1977). El N microbiano se determinó por el método de extracción-fumigación $K_N = 0.57$ (Brookes *et al.*, 1985).

La mineralización potencial de N se determinó mediante la incubación de 10 g de suelo a capacidad de campo, en oscuridad y a 25 °C durante 30 días (Anderson y Ingram 1993). El N- NH₄⁺ y N-NO₃⁻ fueron determinados siguiendo los procedimientos descritos anteriormente. La amonificación de la incubación se cuantificó como la diferencia entre el contenido de NH₄⁺ extractable en 30 días y el contenido de NH₄⁺-extractable al inicio de la incubación (t₀). El inicio de la incubación (t₀), procedió después de incubar las muestras por un periodo de 7 días para lograr la estabilización de la actividad microbiana de acuerdo con la modificaciones sugeridas por Erickson *et al.* (2001). La nitrificación se determinó por el mismo procedimiento pero mediante el cálculo de la diferencia del contenido de NO₃⁻, entre cada tiempo de incubación a los 30 días y su valor en el tiempo 0. La mineralización potencial de N a su vez fue determinada por la diferencia entre los contenidos de NH₄⁺ NO₃⁻ en 30 días y su valor en el tiempo 0.

El P lábil fue obtenido mediante agitación de 0.5g de suelo con 30 mL de Na₂HCO₃ 0.5 N y posteriormente digerido con H₂SO₄ y (NH₄)₂ S₂O₈ en autoclave (60 minutos a 120 °C) (Olsen y Sommers 1982). Mediante el método de Murphy y Riley (1962) se determinó la concentración de P lábil en el extracto. El P-microbiano fue determinado por el método

de extracción con Na_2HCO_3 0.5 N y fumigación con CHCl_3 (Campo *et al.*, 1988); el extracto fue digerido con H_2SO_4 para posteriormente leerse como P total.

Análisis estadísticos

Los resultados de cada bosque se analizaron por separado a través de un análisis de varianza de una vía y posteriormente cuando existieron diferencias significativas se determinaron por el método de comparación de medias Tukey (HSD) con nivel de confianza de 95 %. La comparación entre estaciones (i.e., lluvias vs. secas) se realizaron mediante una prueba de *t*.

Resultados

Lluvias

Bosque secundario joven

Testigo. En el bosque secundario joven, las parcelas testigo durante la estación lluviosa mostraron estas características; la humedad en el suelo representó la mitad de su peso fresco, el pH fue ligeramente alcalino, la densidad indicó que el suelo es muy poroso, como consecuencia del alto contenido de C (Cuadro 1). El contenido de N total fue de 0.76 %, y el de P total 0.14 %; C:N fue de 16, mientras que el de C:P fue 5 veces mayor. El cociente amonio:nitrato indica un ligero dominio del nitrato en el suelo. En las transformaciones potenciales de N, la nitrificación representó el doble de la mineralización. El P lábil contribuyó con el 0.65% y el microbiano con el 0.02% del total del P en el suelo.

Efecto de la fertilización. Los suelos fertilizados presentaron menor contenido de humedad y mayor densidad que el testigo (Cuadro 1). Los fertilizantes tuvieron un ligero efecto de acidificación sobre el suelo con respecto al testigo. En todos los casos las diferencias no fueron significativas.

La aplicación de N disminuyó significativamente la cantidad de C orgánico del suelo ($F=7.502$, $P<0.003$), efecto que también se apreció en el resto de los tratamientos, pero las diferencias con el testigo no fueron significativas. Si bien la fertilización

disminuyó el contenido de N total en el suelo, solo la aplicación de NP produjo cambios significativos ($F=7.761, P<0.002$). La aplicación de P tendió a aumentar la cantidad de P total en el suelo respecto al testigo, y tuvo un efecto significativo en comparación con los tratamientos con N ($F=6.542, P<0.016$). La fertilización con N tendió a reducir los cocientes C:N y C:P en el suelo, sugiriendo una mejora en la calidad del sustrato.

El NH_4^+ en el suelo disminuyó significativamente con la aplicación de N y de P ($F=5.391, P<0.016$) con relación al testigo. Mientras que la fertilización con NP aumentó la concentración de NH_4^+ en 19% sobre el valor del testigo, sin que este cambio resultara significativo. La aplicación de N y NP incrementó significativamente la concentración de NO_3^- con respecto al testigo y al tratamiento con P ($F=25.910, P<0.0002$). El aumento en la concentración de NO_3^- por la aplicación de N, tuvo un efecto significativo en la relación $\text{NH}_4^+:\text{NO}_3^-$ ($F=6.933, P<0.009$), la cual se redujo respecto a la correspondiente al testigo. Las transformaciones de N disminuyeron con los tratamientos; la mineralización potencial en particular con la aplicación de N y NP ($F=9.883, P<0.001$) y la nitrificación bajo aplicación de P y NP ($F=3.542, P<0.034$).

El P lábil tendió a aumentar con la aplicación de P y NP con respecto al testigo, y a disminuir bajo aplicación de N ($F=7.325, P<0.004$). La relación entre el P lábil y P total fue mayor bajo los tratamientos P y NP, y menor bajo la aplicación de N ($F=12.490, P<0.0005$). Todos los tratamientos disminuyeron el contenido de P microbiano, ($F=25.938, P<1.57 \times 10^{-5}$).

Finalmente, la fertilización disminuyó significativamente el cociente entre el N y el P total con respecto al testigo ($F=33.709, P<3.98 \times 10^{-6}$), observándose los valores más bajos con la aplicación de P y de NP. La fertilización disminuyó la cantidad de P microbiano, en particular con la aplicación de N ($F=25.938, P<1.57 \times 10^{-5}$).

Bosque viejo

Testigo. Las parcelas testigo en el bosque viejo, comparadas con las correspondientes al bosque joven; tuvieron menor humedad, mayor densidad, y el suelo resultó más alcalino (Cuadro 1). En cuanto a las propiedades químicas, el C orgánico fue menor casi 40 %, el N total representó el 44 %. Se observa que con excepción del P total, las concentraciones

totales de C y N en este bosque son menores a sus correspondientes en el bosque joven. Por lo que el cociente C:N aumentó en 14 %, y el C:P disminuyó en 60 %

Las formas químicas inorgánicas relacionadas con N, y sus transformaciones presentaron valores cercanos al 50 % en comparación con los observados en el estado temprano de la regeneración. Aunque la nitrificación fue el proceso dominante.

El cociente entre P lábil y P total resultó menor en 40% que el observado en el bosque secundario temprano.

El contenido de N microbiano aportó el 7% del N total, mientras que el P microbiano representó poco más del 2%

Efectos de la fertilización. En el bosque viejo, las parcelas fertilizadas con P presentaron la mayor humedad pero las diferencias entre tratamientos no fueron significativas (Cuadro 1). La densidad aparente del suelo testigo fue ligeramente mayor que en las parcelas fertilizadas con P y con NP; mientras que los suelos en estos tratamientos presentaron los pH más bajos ($F=9.867$, $P<0.0013$)

La aplicación de N disminuyó el C orgánico total del suelo con respecto al suelo fertilizado con P ($F=4.247$, $P<0.032$). El N total aumentó significativamente con las aplicaciones de P y de NP alrededor de 60% en promedio con respecto al testigo; ($F=11.380$, $P<0.042$). En cambio, no se encontraron efectos significativos de los fertilizantes sobre el contenido total de P en el suelo. Los cocientes C:N no mostraron diferencias entre los tratamientos; en cambio el cociente C:P aumentó con la aplicación de P.

La concentración de NH_4^+ disminuyó 44% con la aplicación de N pero el cambio no fue significativo, mientras que la fertilización con N aumentó la concentración de NO_3^- ($F=3.720$, $P<0.046$). El incremento de NO_3^- por los tratamientos disminuyó significativamente el cociente $\text{NH}_4^+ : \text{NO}_3^-$ con respecto al testigo ($F=4.690$, $P<0.021$). Las transformaciones de N en el suelo aumentaron significativamente por la aplicación de P ($F=10.763$, $P<1.06 \times 10^{-6}$, en la mineralización potencial; y $F=3.401$, $P<0.037$, en el caso de la nitrificación potencial). El N microbiano tendió a aumentar en los suelos que recibieron NP, sin embargo las diferencias entre tratamientos no fueron significativas.

El tratamiento con P (solo o combinado con N) aumentó de forma significativa la concentración de P lábil ($F=25.535$, $P<1.70 \cdot 10^{-5}$). En consecuencia el cociente P lábil:P total fue significativamente mayor en ambos tratamientos con P ($F=22.105$, $P<0.001$). El P microbiano disminuyó con la aplicación de NP ($F=29.520$, $P<0.0001$). Mientras que el cociente entre N:P microbiano presentó sus valores significativamente menores bajo la aplicación de N y mayores bajo la aplicación de NP ($F=3.971$, $P <0.023$).

El cociente entre N y P total aumentó con la aplicación de P y de NP ($F=7.415$, $P<0.018$). Mientras que el cociente N:P microbiano disminuyó con la aplicación de N ($F=3.8008$, $P<0.023$)

Secas

Bosque secundario joven

Testigo. Durante el estío, en las parcelas testigo del bosque secundario joven, la ausencia de las lluvias produjo diferencias significativas en el contenido de humedad del suelo ($P<0.001$) y el pH ($P<0.013$) el cual se hizo más alcalino (0.4 unidades) (ver Cuadros 1 y 2). El contenido de C orgánico aumentó 20% en comparación con las lluvias ($P<0.005$), el almacén de N total aumentó 8% ($P<0.001$), mientras que el P total fue 17 % mayor ($P<0.023$); por lo que aumentaron el cociente C:N (9%) ($P<0.028$) y el C:P (2%) ($P<0.007$). De las formas minerales de N (NH_4^+ y NO_3^-), la concentración de NH_4^+ y NO_3^- disminuyeron significativamente ($P<0.002$), lo que se observó también en el cociente $\text{NH}_4^+ : \text{NO}_3^-$ ($P<0.012$). Las transformaciones de N en esta época fueron un orden de magnitud menor que las observadas en suelos colectados durante la estación lluviosa ($P<0.02$). El P lábil disminuyó su concentración ($P<0.046$), mientras que el P total aumentó ($P<0.023$), por lo que el cociente entre ambos fue menor que en las lluvias ($P<0.004$). La concentración de P microbiano aumentó respecto a sus valores en la estación húmeda.

Efectos de la fertilización. El porcentaje de humedad del suelo tendió a ser mayor en las parcelas fertilizadas con N y con NP, pero las diferencias no fueron significativas (Cuadro

2). Tampoco se encontraron efectos significativos de los fertilizantes sobre la densidad y el pH del suelo.

Los tratamientos de N y NP aumentan el C orgánico del suelo ($F=6.640$, $P<0.05$), así como el cociente C:N ($F=31.191$, $P<0.001$). El contenido total de N del suelo aumentó bajo aplicación de P, en tanto que la fertilización con N y con NP lo redujeron ($F=84.357$, $P<0.001$). En esa misma dirección aumentó el cociente C:P, pero las diferencias solo fueron significativas entre suelos bajo aplicación de P y bajo aplicación de N ($F=4.199$, $P<0.037$).

La aplicación de P aumentó el NH_4^+ respecto a la aplicación de N ($F=6.681$, $P<0.004$). La aplicación de N y NP incrementó la concentración de NO_3^- ($F=44.789$, $P<0.001$); por lo que el cociente $\text{NH}_4^+:\text{NO}_3^-$ disminuyó bajo estos tratamientos ($F=45.293$, $P<0.001$). El tratamiento con P y con NP favoreció la mineralización potencial del N ($F=16.921$, $P<0.003$) y la nitrificación potencial ($F=3.9411$, $P<0.044$). La aplicación de N y con NP aumentaron significativamente la cantidad de N microbiano ($F=21.369$, $P<0.001$).

La aplicación de P y de NP incrementaron el P lábil en más de 100% con respecto al testigo y el N ($F=16.921$, $P<0.009$), y aumentaron el P total respecto al tratamiento con N ($F=5.701$, $P<0.013$). La aplicación de P incrementó el cociente P lábil:P total respecto a la aplicación de N ($F=4.130$, $P<0.043$). El cociente entre N:P total disminuyó con la aplicación de N y de NP ($F=28.748$, $P<0.002$) respecto al testigo. El P microbiano aumentó en todos los tratamientos de fertilización respecto al testigo ($F=33.421$, $P<0.001$). La relación N microbiano:P microbiano fue máxima bajo aplicación de N y mínima bajo aplicación de P ($F=3.838$, $P<0.037$).

Bosque viejo

Testigo. Comparando las propiedades de este sitio en secas con el período lluvioso se encontró que el contenido de humedad se redujo a un tercio ($P<0.003$), aparte se observó un aumento de iones H ($P<0.010$). La química del suelo mostró incremento en varios parámetros. El C orgánico aumentó 100% ($P<0.029$) el N total en 74.83% ($P<0.006$) y el

P total en 17.41 % ($P < 0.002$), al igual que los NO_3^- ($P < 0.006$). En contraste, la mineralización y nitrificación potencial disminuyeron 72 y 83 % respectivamente ($P < 0.009$), y el P lábil 25 % ($P < 0.004$). También aumentó el aporte microbiano de N y P en 24.4 y 320% ($P < 0.014$, $P < 0.030$) respectivamente, en cambio el cociente entre ambos se redujo 72% ($P < 0.019$).

Efectos de la fertilización. Como en el caso del bosque secundario joven no se observaron efectos significativos de los tratamientos sobre la humedad y la densidad de los suelos (Cuadro 2). En cambio, el pH en los suelos de las parcelas tratadas con P resultaron más ácidos que aquellos que recibieron N ($F=4.639$, $P < 0.022$).

El contenido de C orgánico aumentó con la fertilización alcanzando sus valores máximos bajo la fertilización combinada de NP ($F=22.129$, $P < 0.0002$). El N total fue máximo bajo aplicación de P y de NP ($F=3.971$, $P < 0.032$) y mínimo bajo aplicación de N ($F=10.113$, $P < 0.001$). El cociente C:N y el C:P aumentó con la aplicación de N ($F=4.761$, $P < 0.02$, y $F=8.970$, $P < 0.013$, respectivamente).

El contenido de NH_4^+ del suelo no fue afectado por los tratamientos, en cambio el de NO_3^- aumentó con la fertilización con N y con NP ($F=6.841$, $P < 0.01$). Los tratamientos con N redujeron el cociente $\text{NH}_4^+ : \text{NO}_3^-$, por lo tanto también la contribución del amonio al N-mineral del suelo ($F=12.105$, $P < 0.00061$). Las transformaciones de N fueron estimuladas por la fertilización del suelo (mineralización potencial de N: $F=18.123$, $P < 0.0001$; nitrificación potencial: $F=18.174$, $P < 9.28 \text{ E}^{-5}$). El N microbiano no fue afectado por los tratamientos.

El P labil aumentó significativamente con la aplicación de NP y de P ($F=19.919$, $P < 5.9 \text{ E}^{-5}$), y el almacén de P total disminuyó con la aplicación de N ($F=9.146$, $P < 0.0019$). La fertilización con P y con NP mejoró la relación entre la forma lábil y el contenido total de P en el suelo ($F=20.005$, $P < 0.0005$). El cociente N:P total aumentó con la aplicación de NP ($F=3.733$, $P < 0.041$). El P microbiano aumentó con la aplicación de P ($F=7.994$, $P < 0.013$), pero estos cambios no se reflejaron en el cociente N:P microbiano.

Discusión

Almacén de N

Las concentraciones de NH_4^+ y NO_3^- en los suelos no fertilizados de los bosques secundarios joven y viejo en Yucatán son notablemente superiores en comparación con las de otros suelos bajo BTS o bosques tropicales húmedos, particularmente en la época lluviosa (García-Méndez *et al.*, 1991 $1.84 \mu\text{gN}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{día}^{-1}$; Ellingson *et al.*, 2000 $2.8 \mu\text{gN}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{día}^{-1}$; Erickson *et al.*, 2002 $1.5 \mu\text{gN}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{día}^{-1}$, en BTS y Veldkamp *et al.*, 1999 $2.43 \mu\text{gN}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{día}^{-1}$ en bosque húmedo). Aunque el cociente entre NH_4^+ y NO_3^- es cercano a la unidad, la nitrificación potencial fue el proceso dominante en ambos bosques. La magnitud de la nitrificación se incrementó con la fertilización con N y NP, ya que ésta favoreció la concentración de NO_3^- y disminuyó el cociente entre NH_4^+ y NO_3^- , lo que sugiere que el NH_4^+ producido fue asimilado por la vegetación, inmovilizado por la biomasa microbiana o se volatilizó. Lo que indica que en la mineralización de N existe la competencia por el NH_4^+ entre la asimilación (vegetal y microbiana) y los organismos encargados de la nitrificación. La respuesta de las transformaciones potenciales de N a la fertilización sugiere que en ambos bosques existe economía de NH_4^+ .

La magnitud del almacén de N total en el suelo así como las transformaciones potenciales del nutrimento, indican que la dinámica del N varía con el tiempo de regeneración, y con la estacionalidad (ver Cuadros 1 y 2). También parece ser un factor limitante a medida que avanza la regeneración, ya que en el estado temprano el N se encuentra almacenado principalmente en el suelo y en estados posteriores es la vegetación donde se almacena el N (Brown y Lugo 1990). Por otra parte, las concentraciones de N disponible y el almacén de N total en los suelos testigo van en sentido contrario a la propuesta de Lawrence y Foster (2002) para bosques secundarios en la misma Península. Ellos indican que se acumula más N en el suelo con el tiempo de la regeneración, nuestros resultados en la época lluviosa (Cuadro 2) indican lo contrario. También nuestros datos parecen ser contrarios al incremento de las tasas de transformación del N con el aumento del tiempo de regeneración (Reiners *et al.*, 1994; Rhoades y Coleman 1999).

La aplicación de urea inhibió las transformaciones potenciales de N en ambos bosques secundarios, lo cual es congruente con las altas concentraciones de NO_3^-

transformadas a partir de los fertilizantes con N, ya que los microorganismos encargados de la mineralización son inhibidos cuando en el suelo los contenidos de NH_4^+ y/o NO_3^- son altos (Paul y Clark 1996). En cambio, Erickson *et al.* (2001) y Cavalier *et al.* (2000) reportan que la adición de N favoreció la mineralización y la nitrificación en bosques tropicales húmedos, aunque la cantidad de NH_4^+ y NO_3^- en estos sitios no son de la misma magnitud a las reportadas en este trabajo. En contraste, en el bosque secundario viejo el fertilizante con P favoreció tanto la mineralización potencial de N como la nitrificación potencial, y estas fueron mayores a sus correspondientes en el suelo del bosque joven aunque las formas disponibles de N (NH_4^+ y NO_3^-) son menores que en el bosque joven. Cavalier *et al.* (2000) por el contrario reportan, que la aplicación de P en suelos de un bosque tropical montano, inhibe la mineralización de N. Nuestros resultados obtenidos durante el período de lluvias, indican que la aplicación de P en el bosque secundario viejo favoreció las transformaciones de N y estas se correlacionan positivamente con la concentración de NH_4^+ ($R^2=0.994$, $P<0.006$), lo que sugiere que en el estado tardío de la regeneración la disponibilidad del P es limitante para la actividad microbiana.

Durante la sequía, en ambos bosques de Yucatán se encuentran respuestas positivas en las transformaciones de N a la fertilización, en particular con la aplicación de P. Es notable que en este período, las transformaciones de N fueron casi idénticas a la nitrificación, lo que sugiere que durante la sequía la amonificación es prácticamente nula.

Almacén de P

Los valores de P lábil en los bosques de Yucatán se encuentran en el rango reportado para otros BTS (Solís 1993; Giardina *et al.*, 2000; Campo *et al.*, 2001; Johnson *et al.*, 2001). Bajo condiciones naturales, en el bosque secundario viejo, el P lábil se correlacionó significativamente con la nitrificación ($R^2=0.992$, $P<0.008$). Así al disminuir la nitrificación potencial por la aplicación de N también disminuyó el contenido de P lábil. En ambos bosques la aplicación de P, aumentó el cociente entre el P lábil y el P total indicando una mayor disponibilidad relativa. En otros bosques tropicales, el cociente entre el P lábil y total es mayor (0.09, Giardina *et al.*, 2000 y 0.04 Johnson *et al.*, 2001), al cociente más alto reportado en este trabajo (0.01 bosque secundario viejo fertilizado con P).

En el bosque secundario joven durante el período lluvioso, la fertilización con P aumentó significativamente el almacén de P total en comparación con los otros tratamientos. Para el mismo bosque también se ha reportado el aumento en la concentración de P en árboles que recibieron P o NP (Campo y Dirzo 2003). En conjunto, los resultados sugieren que el P añadido además de permanecer en el almacén del suelo, también fue asimilado por la vegetación.

En contraste, el almacén de P total en el suelo del bosque secundario viejo no tuvo respuestas significativas a la fertilización, lo que sugiere que el P incorporado en este bosque fue asimilado, aunque la química foliar de las especies estudiadas no lo manifieste (ver Campo y Dirzo 2003), quizá como consecuencia de la dilución del nutrimento ante la mayor producción primaria (Campo y Vázquez-Yánes 2004).

Contra lo esperado, el P lábil disminuyó en la sequía en ambos bosques, lo que sugiere que esta forma está asociada al carbonato de calcio o que está inmovilizada en la biomasa microbiana. En contraparte, el P total aumentó en la sequía y respondió en ambos sitios al tratamiento con P indicando que el P añadido fue incorporado.

N y P microbiano

La concentración de N y de P microbiano disminuyeron durante el período lluvioso y aumentaron en el período de secas, al igual que en otros BTS (Singh *et al.*, 1989, Sivastrava 1992 a,b; Sivastrava y Singh 1991; Sivastrava y Lal 1994; Roy y Singh 1994). Sin embargo los valores obtenidos en este estudio son superiores a los reportados para ecosistemas similares (Singh *et al.*, 1989; Das *et al.*, 1997; Srivastava 1992, Roy y Singh 1994; Islas, 2003 ver Cuadro 3).

El contenido de N microbiano en el testigo del bosque viejo supera en 5 el valor más alto reportado para un BTS durante el período lluvioso (Singh *et al.*, 1989). Aunque la fertilización no produjo diferencias significativas con el testigo, la aplicación de N disminuyó el cociente N:P microbiano mientras que la aplicación del tratamiento combinado lo aumentó, sugiriendo la existencia de un mecanismo de conservación de P por parte de la biomasa microbiana.

Durante el período seco en el bosque secundario joven, la aplicación de N aumentó su contenido en la forma microbiana y el cociente N:P microbiano, mientras que la

aplicación de P produjo resultados en sentido inverso. Estos resultados indican la capacidad de la biomasa microbiana del bosque secundario joven para usar el ingreso de nutrimentos vía fertilizante. En cambio, la concentración de N microbiano así como el cociente N:P en el bosque viejo permanecieron constantes, lo que sugiere que los nutrimentos añadidos no afectaron la estequiometría de la biomasa del suelo. También, nuestros datos indican que el N inmovilizado en la biomasa del suelo no presentó alternancia de la estacionalidad de las lluvias contrastando con otros sistemas tropicales secos (Roy y Singh 1994; Singh *et al.*, 1989; Sivastrava y Lal. 1994) donde hay una mayor inmovilización generalmente en la estación seca que en la lluviosa.

La concentración de P microbiano en el suelo de ambos bosques es mayor a los rangos reportados para otros BTS (Singh *et al.*, 1989; Srivastava 1992 a,b ; Roy y Singh 1994); (Cuadro 3). La respuesta del P microbiano a la fertilización fue positiva en el período seco en el bosque secundario joven. En el bosque secundario viejo la respuesta positiva solo se observó con la fertilización con P. Entre bosques, el contenido de P microbiano en el suelo del bosque secundario viejo superó en promedio en 37% al correspondiente al bosque secundario joven.

El cociente N:P microbiano en las parcelas testigo de ambos sitios en el período seco (2.29 bosque joven y 1.77 bosque viejo) fue menor a los reportados para un BTS en la India (2.83 Singh *et al.*, 1989; 2.56 Srivastava 1992 a,b; y 2.50 Roy y Singh 1994; Cuadro 3). Estas diferencias indican que la biomasa microbiana en los suelos de los bosques secundarios de Yucatán tiende a retener más P en comparación con otros BTS durante la estación seca, lo que se observa más claramente en el bosque viejo.

Por el contrario, durante el período lluvioso el cociente N:P microbiano en el estado tardío de la regeneración fue mayor (4.71) a los reportados en BTS de la India (2.55 Singh *et al.*, 1989; 2.41 Srivastava 1992 a,b; y 2.50 Roy y Singh 1994; Cuadro 3). Es notable que los cocientes de N:P microbiano en los BTS de la India se encuentran en un valor cercano durante los períodos estacionales de sequía y de lluvia, en cambio en el bosque secundario viejo de Yucatán este cociente se duplicó durante el período lluvioso. Esta comparación sugiere que el P liberado desde la biomasa microbiana durante el período lluvioso en Yucatán podría ser mayor que al liberado en los BTS de India. Los valores indicados por el cociente N:P microbiano en el bosque viejo, sugieren que la participación de la biomasa

microbiana en la retención y liberación de P es diferente de la observada en otros BTS, e indica que las propiedades microbianas de los suelos (Haprendolls Líticos) de los bosques secundarios de Yucatán parecen ser diferentes a la de los suelos con menor contenido de materia orgánica.

Finalmente los resultados de este trabajo no apoyan la hipótesis de que las transformaciones potenciales de N aumentan con el tiempo de regeneración. Lo cual resultó consistente con otros estudios realizados en otros bosques tropicales bajo diferentes condiciones de vegetación, clima y suelo (Erickson *et al.*, 2001 a y 2001 b) El valor de las transformaciones de N en este trabajo es superior al reportado en otros estudios realizados en bosques tropicales sin perturbar, o en diferente estado de regeneración o bajo fertilización (ver conclusiones generales, Cuadro 1) y coinciden en que la nitrificación es el proceso dominante de las transformaciones, hecho que parece característico de los BTS (García-Méndez *et al.*, 1991; Ellingson *et al.*, 2000; Erickson *et al.*, 2001 b).

Por otra parte, la hipótesis de los efectos de fertilización sobre las transformaciones potenciales de N resultó cierta en el caso de la aplicación de P, pero incorrecta bajo la aplicación de N; en contraste a los trabajos realizados por Marrs (1988), Cavalier *et al.*(2000) y Erickson *et al.* (2001). La falta de respuesta positiva al N sugiere un disparo de la denitrificación como consecuencia del humedecimiento del suelo.

Los datos presentados en este trabajo mostraron que la fertilización con N tuvo los siguientes efectos:

- a) En ambos bosques disminuyó el contenido de N total en el suelo, tanto en lluvias como en secas;
- b) inhibió las transformaciones potenciales de N en lluvias, pero las favoreció durante el período seco.

Los efectos a la fertilización con P indican que:

- a) favoreció las transformaciones potenciales de N tanto en lluvias como en secas en ambos bosques secundarios,
- b) incrementó la concentración de P lábil
- c) e incrementó el almacén de P total en ambos bosques en el período seco.

La fertilización combinada de NP durante:

- a) el período lluvioso en el bosque secundario joven, aumentó la concentración de las formas minerales de N (NH_4^+ y NO_3^-) y la concentración de P lábil y disminuyó el cociente N total :P total; mientras que en el bosque secundario viejo aumentó el contenido de N total y el cociente N microbiano:P microbiano;
- b) En el periodo seco, en el bosque secundario joven disminuyó el contenido de N total, favoreció la cantidad de P lábil, disminuyó el cociente N total :P total y aumentó las formas microbianas de N y P; mientras que, en el bosque secundario viejo, aumentó la concentración de N total, de NO_3^- las transformaciones potenciales de N, el P lábil y el P total.

Conclusiones

En los bosques de Yucatán la mineralización potencial del N disminuye con el tiempo de regeneración, tanto al comienzo como en la sucesión secundaria avanzada. El NO_3^- la forma mineral dominante sugiriendo una importante nitrificación en los suelos. La manipulación experimental de nutrientes en el suelo permitió comprobar que las transformaciones potenciales de N están limitadas por la disponibilidad de P. este resultado es consistente con el postulado de la limitación por P que presentan muchos bosques tropicales del mundo.

Referencias

- Anderson J M, Ingram JSI (1993)** *Tropical Soil Biology and Fertility. A handbook of methods*. CAB International .Oxford
- Baker KF (1976)** The determination of organic carbon in soil using a probe colorimeter. *Laboratory Practice* 25:82-83.
- Baver LD (1956)** *Soil Physics*. John Willey and Sons. New York. USA.
- Brookes PC, Landman A, Pruden G y Jenkinson DS (1985)** Chloroform fumigation and release of soil nitrogen: A rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biology and Biochemistry* 17:837-842.

Brown S y Lugo AE (1990) Tropical secondary forest. *Journal of Tropical Ecology* 6:1-32.

Campo J, Jaramillo VJ y Maass J (1998) Pulses of soil phosphorus availability in Mexican tropical dry forest: effects of seasonality and level of wetting. *Oecologia* 115:167-172.

Campo J (2000) Estudios Biogeoquímicos en bosques tropicales secos: una herramienta para la restauración. En Quintero-Lizaola et al. (eds) *La edafología y sus perspectivas al Siglo XXI*, Tomo II (p 448-455). CP, UNAM, UACH. Montecillo Edo. de México.

Campo J, Maass M, Jaramillo J, Martínez-Yrizar A y Sarukhan J (2001) Phosphorus cycling in a Mexican tropical dry forest. *Biogeochemistry* 53: 161-179.

Campo J y Dirzo R (2003) Leaf quality and herbivory responses to soil nutrient addition in secondary tropical dry forest of Yucatán, México. *Journal of Tropical Ecology* 19:525-530.

Campo J y Vázquez-Yanes C (2004) Effects of nutrient limitation on aboveground carbon dynamics during tropical dry forest regeneration in Yucatán, México. *Ecosystems*: (en prensa)

Cavalier J, Tanner E, Santamaria J (2002). Effect of water, temperature and fertilizers on soil nitrogen net transformations and tree growth in an elfin cloud forest of Colombia. *Journal of Tropical Ecology* 16:83-99

Ceccon E, Olmsted I, Vazquez -Yanes C y Campo J (2002) Secondary tropical dry forest in Yucatán: Species composition and structure in relation to soil properties. *Agrociencia* 36 : 621-631

Ceccon E, Huante P y Campo J (2003) Effects of nitrogen and phosphorus fertilization on the survival and recruitment of seedling of dominant tree species in two abandoned tropical dry forest in Yucatan, México. *Forest Ecology and Management* 182: 387-402.

Ceccon E, Sanchez S y Campo J (2004) Tree seedling dynamics in two tropical abandoned dry forest of differing successional status in Yucatán, México. A field experiment with N and P fertilization. *Plant Ecology* 170 (en prensa).

Das AK, Boral L, Tripathi RS y Pandey HN (1997) Nitrogen mineralization and microbial biomass-N in a subtropical humid forest of Meghalaya, India. *Soil Biology and Biochemistry*. 29: 1609-1612.

Duch-Gary J (1988) La conformación territorial de estado de Yucatán. Universidad Autónoma Chapingo. México.

Duch-Gary J (1995) Los suelos, la agricultura y la vegetación en Yucatán. En : *La milpa en Yucatán. un sistema de producción agrícola tradicional*. Hernández X E, Bello B E, Levy T S. (eds.) Colegio de Postgraduados. Montecillo. México.

Ellingson LJ, Kauffman JB, Cummings DL, Sanford RL, Jaramillo VJ (2000) Soil N dynamics associated with deforestation, biomass burning and pasture conversion in a Mexican tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 137:41-51

Erickson K, Keller M, Davidson EA (2001a) Nitrogen oxide fluxes and nitrogen cycling during post agricultural succession and forest fertilization in the humid tropics. *Ecosystems* 4:67-84

Galicia SL (2001) Efecto de dos especies de árboles remanentes en la entrada de C y N al suelo de una pradera de un ecosistema tropical estacional. Tesis doctoral. Instituto de Ecología. UNAM

García-Méndez G, Maass MJ, Matson P y Vitousek PM (1991) Nitrogen transformations and nitrous oxide flux in a tropical deciduous forest in México. *Oecologia* 88:362-366.

García-Montiel DC y Binkley D (1998) Effect of *Eucalyptus saligna* and *Albizia falcata* on soil processes and nitrogen supply in Hawaii. *Oecologia* 113:547-556

García-Oliva F y Maass MJ (1998) Efectos de la transformación de selva a pradera sobre la dinámica de nutrientes en un ecosistema tropical estacional. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 62:39-48

Giardina CP, Sandford Jr RL y Déckersmith IC (2000) Changes in soil phosphorus and nitrogen during slash-and-burn clearing of a dry tropical forest. *Soil Science Society of American Journal* 64: 399-405.

Gowner S y Son Y (1992) Differences in soil and leaf litterfall nitrogen dynamics for five forest plantations. *Soil Science Society of American Journal* 56 :1959-1966.

Hernández X E, Levy T S, Bello BE (1995) La Roza-Tumba y Quema en Yucatán. En : *La milpa en Yucatán. un sistema de producción agrícola tradicional*. Hernández X E, Bello B E, Levy T S.(eds.). Colegio de Postgraduados. Montecillo. México

Islas Macias P. (2003) Dinámica del Carbono y Nitrógeno del suelo en una Pradera con uso intensivo en un Ecosistema tropical mexicano. Tesis de Maestría. Fac. de Ciencias. UNAM.

Johnson CM, Viera ICG, Zarin DJ, Frizano J, Johnson AH (2001) Carbon Storage in primary and secondary forest in eastern Amazonia. *Forest Ecology and Management* 147:245-252

Lawrence D y Foster D (2002) Changes in forest biomass, litter dynamics and soils following shifting cultivation in southern Mexico: an overview. *Interciencia* 27:400-408

Maass MJ, Jordan CF y Sarukhán J (1988) Soil erosion and nutrient losses in seasonal tropical agroecosystem under various management techniques. *J. Appl. Ecol* 25:595-607.

Marrs RH, Proctor J, Heaney A y Mountford MD (1988) Changes in soil nitrogen-mineralization and nitrification along an altitudinal transect in tropical rain forest in Costa Rica. *Journal of Ecology* 76: 466-482.

Miranda F (1958) Estudios de la vegetación. *Los recursos naturales del sureste y su aprovechamiento*. En : Beltrán E, (ed) pp215-271 Part 2. IMNR México.D.F.

Murphy PG y Lugo AE (1986) Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17:67-88

Murphy J y Riley JP (1962) A modified single solution method for determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chemical Acta* 21:31-36.

Olsen SR, y Sommers LE (1982) Phosphorus. *En: Methods of Soil Analysis*, Page AL, Miller RH, Keeney, DR (eds.) Parte 2. 2a Ed.. American Society of Agronomy, inc., Madison, USA.

Paul EA y Clark FE (1996) *Soil Microbiology and Biochemistry*, 2ª. Ed. Academic Press. San Diego, USA.

Reiners WA, Bowman AF, Parsons WFJ, Sélter M (1994) Tropical rain forest conversion to pasture: changes in vegetation and soil properties. *Ecological Applications* 5: 363-377

Rhoades CC y Coleman DC (1999) Nitrogen mineralization and nitrification following land conversion in montane Ecuador. *Soil Biology and Biochemistry* 31:1347-1354.

Roy S y Singh JS (1994) Consequences of habitat heterogeneity for availability of nutrients in a dry tropical forest. *Journal of Ecology*. 82: 503-509.

Servicio Meteorológico Nacional (1993) Normales Climatológicas, Período 1941-1970. Dirección General de Geografía y Meteorología. D.F. México

SEDESOL (2000). Informe de los pueblos mayas de Yucatán. DF. México

Singh JS, Raghunbashi AS, Singh RS y Srivastava SC (1989) Microbial biomass acts as a source of plant nutrients in dry tropical forest and savanna. *Nature*. 338:499-500.

Sivastava SC y Singh JS (1991) Microbial C, N and P in Tropical Dry Forest soils: Effects of alternate land-uses and nutrient flux. *Soil Biology and Biochemistry*. 23: 117-124.

Srivastava SC (1992a) Influence of soil properties on microbial C,N and P in dry tropical ecosystems. *Biology Fertility and soils*. 13: 176-180

Srivastava SC (1992b) Microbial C, N and P in dry tropical soils: seasonal Changes and influence of soil moisture. *Soil Biology and Biochemistry*. 24: 711-714

Srivastava SC y Lal JP (1994) Effects of crop growth and soil treatments on microbial C,N and P in dry tropical arable land. *Biology Fertility and soils*. 17: 108-114

Solis VE (1993) Características físicoquímicas de un suelo en un ecosistema tropical estacional. Tesis Licenciatura. Facultad de Ciencias UNAM

Technicon Industrial Systems.(1977). Technicon Industrial Method No. 329/74 W/B. Individual /simultaneous determinations of nitrogen and /or phosphorus in BD acid digestion. Technicon Industrial Systems. New York.USA.

Trejo I y Dirzo R (2000) Deforestation of seasonally dry tropical forest : a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation* 94:133-142.

Veldkamp E, Davidson E, Erickson H, Keller M y Weitz A. (1999) Soil nitrogen cycling and nitrogen oxide emissions along a pasture chronosequence in the humid tropics of Costa Rica. *Soil Biology and Biochemistry* 31: 387-394.

Vitousek P y Walker LR (1989) Biological invasion by *Myrica faya* in Hawaii: Plant demography, nitrogen fixation and ecosystems effects. *Ecological Monographs* 59:247-265

Vitousek P y Farrington H (1997) Nutrient limitation and soil development: Experimental test of a biogeochemical theory. *Biogeochemistry* 37:63-75.

CAPITULO III

Efectos de la fertilización sobre los almacenes de N en el suelo, la disponibilidad de P y el crecimiento de los árboles en dos bosques tropicales secos secundarios de diferente edad en Yucatán

Introducción

La deforestación tropical es un problema que se origina por varios factores. El incremento en la densidad de la población y la demanda por la tierra han causado un aumento de la explotación agrícola en los sistemas tradicionales de cultivos en el trópico. Las implicaciones de estos incrementos han enfocado la atención sobre la dinámica de los ecosistemas tropicales secos no perturbados y sobre el estado de regeneración de la vegetación (Murphy y Lugo 1986; Brown y Lugo 1990; Campo *et al.*, 2000, 2001; Read y Lawrence 2003). Al día de hoy, varias áreas de los trópicos que poseen bosques maduros están siendo convertidas a bosques secundarios durante el período que sigue a la agricultura temporal. Los bosques secundarios comprenden el 40 % de los bosques tropicales y su tasa de formación aproximada es de 9×10^6 ha al año (Brown y Lugo 1990). A pesar de su rápida tasa de formación y la extensión del área que abarcan, la dinámica del ecosistema en los bosques tropicales secos secundarios está pobremente caracterizada.

En la Península de Yucatán, el bosque tropical seco cubrió un área aproximada de 1.8×10^6 ha (INEGI 1982); actualmente solo cubre 0.4×10^6 ha. A finales del siglo XIX y durante la primera mitad del siglo XX, se utilizó una amplia zona del área forestal (2×10^5 ha) para el cultivo de henequén (*Agave fourcroides* Lem.) (Lerner *et al.*, 1982). Esta actividad ha declinado y solo permanece el 7 % (INEGI 2000). La desaparición de estos cultivos ha dejado áreas de tierras abandonadas y sujetas al proceso de sucesión secundaria. La vegetación secundaria se ha reestablecido rápidamente sobre los suelos agotados, por lo que los nutrimentos en el suelo son un factor predominante que determina la composición florística (Cecon *et al.*, 2002) y la producción del bosque (Campo y Vázquez-Yanes 2003). La acumulación de nutrimentos en la biomasa (p. e. fósforo) es uno de los más importantes efectos de la regeneración de la vegetación en Yucatán (Campo y Dirzo 2003).

En este trabajo, se comparan los resultados de un experimento factorial con N, P y NP en dos sitios con bosques tropicales secos en diferente estado de regeneración en la Península de Yucatán; uno con un bosque secundario joven con 10 años de edad y otro, con un bosque secundario viejo, de 60 años de edad. Se evaluaron los almacenes de las formas minerales y orgánicas de N y P, así como las transformaciones potenciales de N después tres años de fertilización repetida. Aquí se presentan los resultados de la química del suelo

y la respuesta del crecimiento de los árboles y se integran estos resultados para explicar los patrones limitantes de N y P durante la regeneración.

Sitio de estudio

Como parte de un estudio que evalúa las consecuencias de la limitación por nutrientes sobre el funcionamiento de un ecosistema forestal (J. Campo datos no publicados), se establecieron experimentos de fertilización en dos áreas con bosque tropical seco en el Parque Nacional Dzibilchaltún, en la zona noroeste de la Península de Yucatán (21° 06' N y 89° 17' W). El área completa se usó anteriormente para el cultivo de *Agave fourcroydes* Lem y para la agricultura de roza, tumba y quema. Un sector de esta área fue abandonado aproximadamente hace 60 años (bosque secundario viejo, ver Lundell 1934) y otro fue abandonado hace 10 años (bosque secundario joven, F. Tum comunicación personal). Si bien ambas áreas se consideran como pobres en nutrientes, el suelo del bosque viejo tiene mayor concentración de fósforo (Cecon *et al.*, 2002). Los detalles de los sitios de estudio, la estructura de los bosques y los procedimientos generales han sido descritos en Cecon *et al.* (2002) y Campo y Dirzo (2003). Aquí solo se explican los procedimientos relativos a este trabajo.

Métodos

Diseño experimental

En cada área boscosa (joven y vieja), se establecieron 16 parcelas de 12m x 12 m, con una zona de amortiguamiento de 8 m entre cada una de ellas en 1997. Las parcelas fueron asignadas al azar para los cuatro tratamientos: testigo, aplicación de N, aplicación de P y aplicación de NP. Cada una de las parcelas se replicó 4 veces. Durante tres años consecutivos (1998-2000) se aplicaron los fertilizantes, los tratamientos dieron un total anual de 22 g N *m² y 7.5 g P * m². La aplicación de nutrientes está dentro del rango para obtener repuestas significativas (incremento en el diámetro del tronco) en bosques tropicales (Tanner *et al.*, 1992). Los fertilizantes (urea, superfosfato triple o ambos) se aplicaron al voleo, en cada parcela.

Los contenidos de amonio (N-NH₄⁺) y nitratos (N-NO₃⁻) y la mineralización y nitrificación potencial fueron medidas en el suelo (0-10 cm) de cada bosque. En cada

parcela experimental de ambos bosques, se tomaron cuatro muestras compuestas del suelo en octubre del 2000, al final de la época lluviosa y en marzo del 2001 en la época seca. Las muestras se trasladaron al laboratorio y se procesaron dos días después de su colecta. Se removieron rocas, raíces y mantillo de más de 2 mm de diámetro.

Análisis Químicos

Una submuestra de aproximadamente 20 g de peso fresco, se pesó y se secó para determinar el porcentaje de humedad. La mineralización potencial de N se determinó mediante la incubación aeróbica de submuestras de suelo de 50 g colocadas en vasos Nalgene de 100 mL. Se utilizó una submuestra de 10 g para la extracción de N mineral (N-NH_4^+ y N-NO_3^-) mediante la extracción con 100 ml de KCl 2 N. Las submuestras se agitaron durante 30 min. Se permitió que se estabilizaran por 24 h y se filtraron con papel Whatman No 44. Una segunda submuestra se mantuvo a capacidad de campo y se incubó por 30 días a 25 C° antes de su extracción con KCl. La mineralización potencial fue calculada de la concentración de N mineral ($\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_3^-$) de la muestra incubada durante 30 días, menos la concentración inicial. La tasa de nitrificación potencial se calculó de la misma forma utilizando las concentraciones de N-NO_3^- de las muestras incubadas menos las concentraciones iniciales. Otra submuestra (0.5 g) de peso fresco se utilizó para la determinación de P extractable. El suelo se sometió a una extracción con bicarbonato de sodio 0.5 N y el P se determinó de acuerdo a los procedimientos citados por Watanabe y Olsen (1965).

Las concentraciones de N y de P total se determinaron en las muestras tamizadas (malla 2 mm). Se digirieron 5 g de suelo con ácido sulfúrico y peróxido de hidrógeno, posteriormente se determinaron las concentraciones totales de N y de P colorimétricamente de acuerdo a los procedimientos del método AAI Technicon Autoanalyzer, en el Instituto de Ecología de la UNAM. Para obtener el almacén de cada parámetro químico analizado se multiplica la concentración ($\mu\text{g g}^{-1}$) por la densidad del suelo en cada parcela.

Estructura de la vegetación

Previamente a este estudio (Ceccon *et al.*, 2002), se identificaron todas las especies arbóreas y arbustivas ($\text{DAP} > 2.5 \text{ cm}$) en las parcelas y se determinó su densidad, frecuencia

y área basal; con base en estos datos se determinó el Valor de Importancia (VI) de Curtis y McInthosh (1950). Este VI fue usado para seleccionar las tres especies más importantes en cada bosque cuyo DAP fuera > 5 cm. Las especies seleccionadas fueron *Acacia gaumeri* Blake, *Leucaena leucocephala* Wit, y *Lysiloma latisilaquum* (L.) Benth en el bosque joven y *A. gaumeri*, *Pithecellobium dulce* (Roxb.) Benth. y *Bursera simaruba* (Burseraceae) en el bosque viejo; con la excepción de *B. simaruba* todas ellas pertenecen a la familia de las leguminosas. Para cada especie se midió su diámetro en mayo de 1998 y en el mismo mes del 2001, todos los árboles seleccionados se midieron nuevamente. Todas las especies seleccionadas estuvieron representadas en los tratamientos, excepto *A. gaumeri* en las parcelas fertilizadas con N en el bosque viejo.

Análisis estadísticos

Se realizaron análisis estadísticos para (1) distinguir la variación estacional en los capitales de amonio, nitratos, fósforo lábil y potencial de mineralización y nitrificación y (2) los efectos de la fertilización sobre el nitrógeno mineral extractable y las transformaciones de N, y el de crecimiento diamétrico para cada una de las especies seleccionadas se evaluó utilizando el programa SYSTAT (SYSTAT, Evanson, II USA); Todas las pruebas estadísticas involucraron el análisis de variancia (ANOVA) por sitio. El nivel de significancia empleado en estas pruebas fue de $\alpha = 0.05$.

Resultados

Bosque secundario joven

En las parcelas testigo del bosque joven durante el período lluvioso se encontró que las formas minerales de N contribuyeron con el 0.5% al capital total del nutrimento en suelo. La nitrificación potencial superó en 40 % a la mineralización potencial. El fósforo lábil constituyó el 4.5 % al capital total del nutrimento en el suelo (Cuadro 1)

La fertilización incrementó el N mineral en especial el nitrato, sin embargo la transformación potencial disminuyó 67 % debido a la adición de N y NP en el caso de la mineralización y 56% en el de la nitrificación. Aunque no se encontraron diferencias significativas en el almacén de N total como consecuencia de la fertilización, se observó

que el contenido total de N del suelo tendió a disminuir (aprox. 10 %) en los suelos que recibieron fertilización.

En la estación seca se encontró que las formas minerales y la transformación potencial de N disminuyeron en relación al período lluvioso. En cambio el almacén de N total aumentó en 9 %. La fertilización con P incrementó el N mineral (se multiplicó por un factor de 6%), mientras que el contenido total aumentó 20%.

La fertilización con P favoreció el contenido de amonio, mientras que con N el de nitratos. Asimismo la tasa de mineralización potencial se multiplicó por 5 en todos los tratamientos, en tanto que la tasa potencial de nitrificación por un factor de 2.5. El N total aumentó en 33 % con la aplicación de P respecto al período lluvioso, mientras que el P extractable lo hizo el 127 % con relación al testigo.

El promedio en el crecimiento en diámetro de los árboles en las parcelas no fertilizadas fue consistente entre las especies; el rango de variación entre estas fue de solo 12 %. El crecimiento en diámetro de *L. latisiliquum* fue significativamente mayor en todas las parcelas fertilizadas con respecto al testigo (el crecimiento se incrementó por un factor de 2). Aunque la adición de P o de NP incrementó el crecimiento de otras especies (de 18 a 35 % en el caso de *L. leucocephala*, y alrededor de 40 % en el caso de *A. gaumeri*), esta tendencia no fue significativa. El incremento significativo en el crecimiento de *L. latisiliquum* en las parcelas tratadas con NP es consistente con la disminución de nitrógeno y fósforo total en los suelos de estas parcelas. (Cuadro 1).

Bosque secundario viejo

En las parcelas testigo del bosque secundario viejo, durante el período lluvioso, el N mineral constituyó el 2.2% del N total, de este el 0.16% es potencialmente mineralizable. El P lábil fue el 0.4% del P total.

La fertilización mostró pocos efectos en este bosque, agregar N disminuyó el cociente $\text{NH}_4^+ : \text{NO}_3^-$ en comparación al testigo. La fertilización con P incrementó el almacén de N total en 42 % con respecto al testigo, la mineralización potencial en 40 %, y el almacén de P lábil por un factor de 3.5. El cociente $\text{NH}_4^+ : \text{NO}_3^-$ disminuyó con la fertilización combinada de N y P. En comparación con el bosque secundario joven, se encontró que la fertilización mostró tendencias positivas en las transformaciones

potenciales de N y que éstas son mayores. El almacén de P total en el suelo también fue mayor al bosque joven. El resto de los almacenes fue menor. (Cuadro 1)

En la estación seca, en las parcelas testigo se encontró un incremento del 37 % en el almacén de N total en el suelo, pero el N mineral disminuyó 6 % respecto al período lluvioso. La transformación potencial de N estuvo representada por la nitrificación. Se encontraron incrementos en el P lábil por un factor de 7.7 y en el P total por 1.5. La fertilización en general aumentó las transformaciones potenciales de N. Cuando se aplicó N se encontró aumento en el almacén de NO_3^- , con el P se duplicó la reserva de P lábil con respecto al testigo. Agregar NP aumentó la reserva de N total 41 % en relación al testigo, y duplicó la reserva de P lábil. (Cuadro 2).

El crecimiento de los árboles en las parcelas testigo difirió considerablemente entre las especies seleccionadas (por un factor de 8) (Cuadro 3). En este bosque, dos de las especies, *A. gaumeri* y *B. simaruba* mostraron respuestas similares a la adición de nutrimentos. Las plantas de ambas especies en las parcelas tratadas con P o NP mostraron el mayor incremento en crecimiento. Además mientras *P. dulce* no exhibió variación significativa en el crecimiento por los tratamientos, la aplicación de P o NP incrementó el crecimiento de *A. gaumeri* por un factor de 3 y el de *B. simaruba* entre 50 y 90%. Estos resultados son consistentes con la concentración de P lábil y los valores de transformación de nitrógeno en estos suelos. En suma, el crecimiento significativo de *A. gaumeri* y *B. simaruba* en el tratamiento con NP es consistente con las altas concentraciones de P lábil y tasas de nitrificación en estas parcelas.

Discusión

Los resultados obtenidos en este trabajo indican variación estacional en los bancos, transformaciones y formas disponibles de N en ambos bosques. Además hay diferencias entre los tiempos de regeneración (Cuadros 1 y 2). Los valores de N son mayores en el bosque joven. De manera interesante, el contenido de nitrógeno total en estos suelos es comparable al de otros estudios en bosques tropicales secos (Yucatán 0.4-0.8%, Guanica 0.5-0.7% y Chamela 0.5%: Ceccon *et al.*, 2002; Ellingson *et al.*, 2000; García-Méndez *et al.*, 1991, respectivamente) lo que indica que la mineralización de nitrógeno de cada uno de estos sitios podría no ser esencialmente constante.

En los suelos de ambos bosques, la nitrificación es el proceso dominante tanto en lluvias como en secas. Por lo que en general la forma dominante de N disponible es el nitrato. Los bancos de P son mayores en el bosque viejo en ambos periodos.

Durante el periodo lluvioso, la fertilización disminuyó el almacén de N total en el bosque joven, aunque este descenso no fue significativo. Es posible que tal disminución este relacionada con el crecimiento de los árboles en las parcelas fertilizadas, aunque no necesariamente en las especies seleccionadas (ver Campo y Vázquez-Yanes 2004).

La disminución de los bancos de N en el bosque joven sugiere la limitación de este elemento con respecto al P. Lo anterior sugiere que se favoreció la absorción de amonio. Los resultados en el crecimiento diametral de los árboles, así como la producción de hojarasca al final de la fertilización del bosque joven reportados por Campo y Vázquez-Yanes (2004) parecen confirmar esta hipótesis dada la respuesta de *L. leucocephala* y *L. latisiliquum* fue favorable a la fertilización con N (sola o combinada) (incremento del P foliar Campo y Dirzo 2003) y el crecimiento diametral (este estudio).

En el bosque joven, durante el periodo lluvioso las transformaciones potenciales de N referidas al banco de N total, son mayores al aplicar NP que N solamente (4.20 % de N transformado del banco y cociente $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 0.86 en NP contra 3.28% y 0.32 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$, respectivamente con N) lo que sugiere que el N disponible esta relacionado con la presencia de ambos nutrimentos (Cuadro 1).

Los bancos de P no fueron sensibles a la fertilización en el bosque joven, pero se favoreció significativamente el porcentaje del P disponible con relación al banco cuando se aplicó P solo o combinado.

En el bosque viejo la respuesta a la fertilización con P favoreció la mineralización de N, el N total y el P extractable (Cuadro 1). Resalta el aumento del banco de N total al aplicar P; este aumento podría reflejar el incremento de hojarasca producida como consecuencia de la estimulación del crecimiento en los árboles en este bosque. En la sequía, en ausencia de asimilación por parte de las plantas, las formas minerales y las transformaciones de N disminuyeron en comparación con la época lluviosa. En contraste, el P lábil y los almacenes de N y P aumentaron (Cuadro 2).

Al final de este trabajo, los experimentos de fertilización indican que la aplicación de P o NP en ambos sitios, dejaron para el siguiente período de crecimiento una acumulación de nutrientes significativamente mayor que con N. En contraste con nuestros resultados, la adición de P no tuvo efectos significativos en un bosque tropical de niebla en Colombia (Cavalier *et al.*, 2000) y en uno lluvioso en Costa Rica (Robertson 1984). Sin embargo la limitante a las transformaciones de nitrógeno por la disponibilidad de P ha sido ampliamente sugerida (Vitousek y Howarth 1991). Nuestros resultados indican que la fertilización se refleja en el crecimiento del tronco de los árboles del bosque joven, sugieren la posibilidad de que el tiempo de regeneración en los bosques secundarios en la Península se pudiera reducir si se aplica P. La fertilización podría ser un instrumento útil para la recuperación de estos bosques, lamentablemente el lapso de este trabajo no es suficiente para evaluar a largo plazo sus efectos sobre los almacenes de N y P en el suelo.

Implicaciones

Se mencionó que la disponibilidad de fósforo podría ser un factor clave para la regeneración del bosque tropical seco sobre suelos calizos en la Península de Yucatán. La comparación entre ambos sitios indica que el nitrógeno total y mineral declinan con la edad del bosque, mientras tanto, el contenido de fósforo total en el suelo se incrementa con el tiempo de regeneración. Sin embargo, la disponibilidad de fósforo es baja para los requerimientos de la vegetación, como lo demuestra la respuesta al P y al NP en el estado sucesional tardío (bosque viejo). No se esperaba que al añadir P se duplicara el crecimiento en diámetro de las tres especies dominantes de este sitio; es claro que la reserva de nutrientes parece limitar el crecimiento de los árboles aún en este estado de regeneración.

En el bosque joven, se esperaba limitación por P (Cuadro 1). Pero además se observa limitación por N. Los análisis foliares (Campo y Dirzo 2003) demuestran que la ausencia de cambios significativos en el crecimiento con la aplicación de N y/o P observados en los casos de *A. gaumeri* y *L. leucocephala* no se debió a la carencia de asimilación. La aplicación de N y de NP aumentan la concentración de fósforo foliar en alrededor del 80% en ambos casos (Campo y Dirzo 2003). El hecho de que el N o el P (o ambos juntos) limiten el crecimiento vegetal en estos sitios, no significa que otros recursos no lo estén haciendo también. Ciertamente, ocurren simultáneamente varios factores limitantes (agua, luz) (Field *et al.*, 1992). A pesar de ello, la evidencia de nuestros datos indica que la presencia de N y/o P limitan el crecimiento de la vegetación en estos bosques así como la actividad microbiana.

En el sentido de una escala amplia, el patrón de limitación de nutrientes en los bosques secundarios de Yucatán es acorde con las observaciones que sugieren la limitación de fósforo al crecimiento forestal en las regiones tropicales (Vitousek 1984) Nuestros resultados son consistentes con la evidencia indirecta en la química del suelo (Cecon *et al.*, 2002) y del tejido vegetal (Campo y Dirzo 2003) que sugiere que existe limitación de P durante la regeneración del bosque tropical seco en Yucatán. En la misma dirección, los experimentos de fertilización en estos bosques demuestran que las plántulas de los árboles dominantes (Cecon *et al.*, 2003) y la concentración de nutrientes en las hojas (Campo y Dirzo 2003) responden a la aplicación de P.

Conclusiones

En los suelos de Yucatán ocurren cambios estacionales en los capitales de N y P total que indican acumulación de nutrientes durante la estación seca de forma independiente al estado sucesional de la vegetación. Combinando los resultados de ambas estaciones respecto a las respuestas a la fertilización, tanto en la vegetación como en el suelo, sugieren la existencia de una limitación combinada por N y por P en el suelo relativamente pobre en nutrientes del bosque sucesional temprano, a una limitación por P en el suelo del bosque sucesional tardío.

Referencias

- Brown S y Lugo AE (1990)** Tropical secondary forests. *Journal of Tropical Ecology* 6:1-32.
- Campo J, Maass M, Jaramillo VJ y Martínez-Yrizar A (2000)** Calcium, potassium, and magnesium cycling in a Mexican tropical dry forest. *Biogeochemistry* 49:21-36.
- Campo J, Maass M, Jaramillo VJ, Martínez-Yrizar A y Sarukhan J (2001)** Phosphorus cycling in a Mexican tropical dry forest. *Biogeochemistry* 53:161-179.
- Campo J y Dirzo R (2003)** Leaf quality and herbivory responses to soil nutrient addition in secondary tropical dry forests of Yucatán, Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 19: 525-530.
- Campo J y Vázquez-Yanes C. (2004)** Effects of nutrient limitation on aboveground carbon dynamics during tropical dry forest regeneration in Yucatán, Mexico. *Ecosystems* (en prensa)
- Cavelier J, Tanner E. y Santamaria J (2000)** Effect of water, temperature and fertilizers on soil nitrogen net transformations and tree growth in an elfin cloud forest of Colombia. *Journal of Tropical Ecology* 16:83-99.
- Ceccon E, Olmsted I, Vázquez-Yanes C, y Campo J (2002)** Secondary tropical dry forest in Yucatán: species composition and structure regarding soil and productivity properties. *Agrociencia* 36:621-631.
- Ceccon E, Huante P y Campo J (2003)** Effects of nitrogen and phosphorus fertilization on the survival and recruitment of seedling of dominant tree species in two abandoned tropical dry forests in Yucatán, Mexico. *Forest Ecology and Management* 182: 387-402.
- Curtis JT y McIntosh RP (1950)** The integration of certain analytic and synthetic phytosociological characters. *Ecology* 31:434-455.
- Ellingson LJ, Kauffman JB, Cummings DL, Sanford RL y Jaramillo VJ (2000)** Soil N dynamics associated with deforestation, biomass burning and pasture conversion in a Mexican tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 137:41-51
- Erickson H, Davidson EA y Keller M (2002)** Former land-use and tree species affect nitrogen oxide emissions from a tropical dry forest. *Oecologia*. 130: 297-308.
- Field CB, Chapin, FS, Matson, PA y Mooney, HA (1992)** Response of terrestrial ecosystems to changing atmosphere: a resource-based approach. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23:201-236.

García-Mendez G, Maass MJ, Matson P y Vitousek PM (1991) Nitrogen transformations and nitrous oxide flux in a tropical deciduous forest in México. *Oecologia* 88:362-366.

INEGI (1982) *Carta de uso del suelo y vegetación*. DF, México.

INEGI (2000) *Anuario estadístico de Yucatán*. Aguascalientes, México.

Lerner S, Saavedra F, Quesnel A y Seller L. (1982) *Análisis de los datos del estudio sociodemográfico de la población de la zona henequenera del estado de Yucatán*. Centro de Investigación Científica de Yucatán. Mérida, México.

Lundell C (1934) Preliminary sketch of the phytogeography of the Yucatán Peninsula. Publication No. 436. Carnegie Institute of Washington, Washington D.C., pp. 253-355.

Murphy PG y Lugo AE (1986) Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17:67-88

Read L y Lawrence D (2003) Litter nutrient dynamics during succession in dry tropical forests of the Yucatan: regional and seasonal effects. *Ecosystems* (in press)

Robertson GP (1984) Nitrification and nitrogen mineralization in a lowland rainforest succession in Costa Rica, Central America. *Oecologia* 61:99-104.

Tanner EVJ, Kapos V y Franco W (1992) Nitrogen and phosphorus fertilization effects on Venezuelan montane forest trunk growth and litterfall. *Ecology* 73:78-86.

Vitousek PM (1984) Litterfall, nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical forests. *Ecology* 65:285-298.

Vitousek PM y Howarth, RW (1991) Nitrogen limitation on land and in the sea: how can it occur? *Biogeochemistry* 13:87-115.

Vitousek PM. y Matson PA (1988) Nitrogen transformations in a range of tropical forest soils. *Soil Biology and Biochemistry* 20:361-367.

Watanabe FS y Olsen SR (1965) Test of an ascorbic acid method for determining phosphorus in water and NaHCO₃ extracts from soil. *Soil Science Society of America Proceedings* 29: 677-678.

Cuadro 1 Almacenes de N y de P en la época lluviosa en los suelos de Yucatán.

	N total	Transformaciones		N-mineral		NH ₄ ⁺ :NO ₃ ⁻	Mineralización relativa ¹	P total	P lábil	Plábil:Ptotal
	Mineralización	Nitrificación	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻						
<i>Bosque Secundario Joven</i>										
Testigo	371.0 (22.1)	0.40 a (0.01)	0.56 a (0.01)	3.12 ab (0.73)	4.43 c (0.81)	0.70 a (0.05)	2.03	68.49 (3.49)	0.45 ab (0.05)	0.65
N	357.7 (22.0)	0.13 b (0.01)	0.26 b (0.02)	2.90 ab (0.80)	8.86 a (0.77)	0.32 b (0.01)	3.28	70.28 (3.38)	0.22 b (0.02)	0.31
P	342.0 (15.9)	0.32 a (0.02)	0.24 b (0.08)	2.54 b (0.93)	3.39 c (0.93)	0.74 a (0.02)	1.73	76.61 (2.51)	0.64 a (0.12)	0.83
N+P	299.6 (4.2)	0.12 b (0.01)	0.23 b (0.03)	5.84 a (0.71)	6.76 b (1.16)	0.86 a (0.05)	4.20	67.58 (3.99)	0.55 a (0.06)	0.81
<i>Bosque Secundario Viejo</i>										
Testigo	181.8 b (8.7)	0.29 ab (0.02)	0.48 (0.06)	1.78 (0.82)	2.22 (0.25)	0.80 a (0.01)	2.20	100.61 (6.50)	0.40 b (0.05)	0.39
N	203.5 b (10.0)	0.23 b (0.01)	0.32 (0.02)	1.05 (0.14)	3.24 (0.63)	0.32 c (0.05)	2.10	106.42 (2.55)	0.40 b (0.01)	0.37
P	308.5 a (36.6)	0.47 a (0.09)	0.57 (0.01)	1.43 (0.14)	4.44 (1.67)	0.32 c (0.04)	1.90	107.22 (0.74)	1.43 a (0.14)	1.33
N+P	271.0 ab (22.1)	0.32 ab (0.04)	0.46 (0.01)	2.09 (1.12)	4.06 (1.18)	0.51 b (0.06)	2.26	113.0 (22.10)	0.75 b (0.12)	0.66

Compartimentos expresadas en g m⁻² de peso seco de suelo o en gm⁻² día⁻¹. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos para un mismo bosque.

¹ Mineralización relativa, es el porcentaje de N total que fue mineralizado.

Cuadro 2 Almacenes de N y de P en la época seca en los suelos de Yucatán.

	N total	Transformaciones		N-mineral		NH ₄ ⁺ :NO ₃ ⁻	Mineralización relativa ¹	P total	P lábil	Plábil:Ptotal
		Mineralización	Nitrificación	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻					
Bosque Secundario Joven										
Testigo	405.3 ab (23.2)	0.05 b (0.02)	0.10 b (0.03)	0.65 ab (0.13)	2.63 c (0.23)	0.24 a (0.01)	0.80	81.99 (4.96)	3.00 b (0.29)	3.65
N	365.5 b (18.1)	0.25 a (0.05)	0.25 a (0.01)	0.44 b (0.02)	6.45 a (0.30)	0.06 c (0.02)	1.88	87.56 (4.90)	3.48 b (0.78)	3.97
P	445.0 a (16.4)	0.26 a (0.02)	0.27 a (0.03)	1.02 a (0.15)	3.55 c (0.15)	0.28 a (0.02)	1.02	100.8 (7.70)	6.82 a (0.71)	6.76
N+P	368.3 b (13.0)	0.30 a (0.07)	0.29 a (0.07)	0.72 ab (0.03)	4.65 b (0.26)	0.15 b (0.01)	1.45	96.95 (2.92)	6.21 a (0.29)	6.40
Bosque Secundario Viejo										
Testigo	285.4 b (20.5)	0.08 b (0.02)	0.08 b (0.02)	0.28 (0.02)	3.91 b (0.34)	0.07 a (0.01)	1.46	118.3 (9.23)	3.10 b (0.59)	2.62
N	259.6 b (32.3)	0.22 a (0.03)	0.23 a (0.03)	0.32 (0.02)	7.14 a (0.43)	0.04 b (0.02)	2.86	105.3 (5.60)	4.70 b (0.21)	4.46
P	343.6 b (19.1)	0.23 a (0.07)	0.23 a (0.07)	0.30 (0.01)	5.45 ab (0.60)	0.05 ab (0.02)	1.67	134.6 (12.44)	7.92 a (0.66)	5.88
N+P	403.7 a (29.3)	0.20 a (0.01)	0.20 a (0.01)	0.28 (0.02)	7.03 a (0.54)	0.03 b (0.01)	1.81	138.5 (7.66)	6.68 a (0.45)	4.82

Compartimentos expresadas en g m⁻² de peso seco de suelo o en gm⁻²día⁻¹. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos para un mismo bosque.

¹ Mineralización relativa, es el porcentaje de N total que fue mineralizado.

Cuadro 3. Crecimiento en diámetro (mm año^{-1}) de especies de árboles dominantes bajo cuatro tratamientos de fertilización en dos bosques secundarios secos con diferente edad de regeneración en Yucatán, México. Los valores son el crecimiento medio por cada especie en cuatro parcelas después de tres años de fertilización ± 1 E.S.

Bosque/Especie	Control	N	P	N + P
Bosque secundario joven				
<i>Acacia gaudieri</i>	1.6 \pm 0.4	1.8 \pm 0.4	2.2 \pm 0.3	2.2 \pm 0.2
<i>Leucaena leucocephala</i>	1.7 \pm 0.7	1.7 \pm 0.6	2.3 \pm 0.3	2.0 \pm 0.3
<i>Lysiloma latisiliquum</i>	1.8 \pm 0.7a	4.2 \pm 1.1b	3.9 \pm 0.5b	4.0 \pm 0.8b
Bosque secundario viejo				
<i>Acacia gaudieri</i>	0.5 \pm 0.4a	nad. ^a	1.6 \pm 0.6b	1.8 \pm 0.5b
<i>Bursera simaruba</i>	4.3 \pm 0.8a	4.3 \pm 1.4a	8.1 \pm 1.4b	6.6 \pm 0.8b
<i>Pithecellobium dulce</i>	1.1 \pm 0.3	1.0 \pm 0.3	1.0 \pm 0.2	1.6 \pm 0.4

^a dnd datos no disponibles.

^b Letras diferentes significan diferencias significativas: ($P < 0.05$).

Consideraciones Finales

1) Transformación potencial de N en los suelos de los bosques tropicales secos de Yucatán

Comparación con bosques tropicales no perturbados

Las transformaciones potenciales de N (mineralización y nitrificación) en los suelos de las parcelas testigo de los bosques secundarios en Yucatán son superiores a las reportadas en otros BTS sin perturbar (Cuadro 1). Los suelos infértiles de la India registraron el valor mínimo (Roy y Singh 1994), mientras que en suelos recién formados (García-Méndez *et al.*, 1991) se registra un valor que representa la mitad del valor correspondiente al bosque joven de este trabajo. Lo anterior sugiere que las transformaciones de N en suelos bajo BTS tienen relación con el orden del suelo.

El promedio del almacén de N total en los testigos de los bosques de Yucatán es similar al reportado por Ellingson *et al.* (2000). Sin embargo las transformaciones potenciales de N (representan del almacén de N total el 0.12 y 0.18% de la mineralización y nitrificación potencial respectivamente) doblan en promedio los porcentajes correspondientes en otros BTS.

El lapso de tiempo de la mineralización y nitrificación potencial para alcanzar el capital del amonio y nitrato en el suelo en los BTS oscila entre 21 días (Ellingson *et al.*, 2000) y 2.5 días (García-Méndez *et al.*, 1991) para la mineralización potencial y 1.5 días (Ellingson *et al.*, 2000) y 0.9 días (García-Méndez *et al.*, 1991), para la nitrificación potencial ambos en el Pacífico mexicano. Las diferencias en los lapsos de tiempo podrían explicar la concentración de amonio y nitratos que existen entre ambos estudios, ya que el amonio reportado por Ellingson y colaboradores es casi 8 veces mayor a la reportada por García-Méndez y colaboradores. En las parcelas testigo de Yucatán se encontró que durante el período lluvioso, la mineralización potencial tarda 8 días en producir el valor de la concentración de amonio en el suelo, mientras que la nitrificación potencial lo hizo en 7 días. Estos cálculos sugieren la acumulación de N en el suelo de Yucatán. También la existencia de denitrificación favorecida por el alto contenido de N en el suelo, la temperatura mayor a 25°C, el pH alcalino, (7.8) y el alto contenido de C (10 % en promedio). Posiblemente, si bien los suelos de Yucatán son capaces de mineralizar grandes cantidades de N, también son una fuente potencial importante en la emisión de gases nitrogenados.

Efecto del tiempo de regeneración

En algunos de los bosques tropicales húmedos (BTH) (Maithani *et al.*, 1998 y Rhoades y Coleman 1999), los efectos de la regeneración en la dinámica del N no son tan claros, ya que las diferencias entre el almacén total, transformaciones potenciales y concentración en el suelo de N, son mínimas comparadas a las reportadas en los BTS (ver Cuadro 1). Erickson *et al.* (2001a) reportan que la regeneración incrementa las transformaciones potenciales de N y las formas minerales (NH_4^+ y NO_3^-) en un BTH de Puerto Rico sobre un suelo poco fértil.

En trabajos realizados en BTS Erickson *et al.* (2001b) indican que la dinámica del N entre dos sitios con edades de regeneración y precipitación similares a los de este trabajo, manifiestan tendencias parecidas en la dinámica del N con los de este trabajo y contrarias a las reportadas por ellos mismos para el BTH. Por ejemplo encontraron que las transformaciones potenciales de N (mineralización y nitrificación) son mayores en los bosques secundarios con menor tiempo de regeneración, y la nitrificación es de mayor magnitud que la mineralización, por lo que la concentración de NO_3^- es mayor que la de NH_4^+ . Lo anterior apoya el argumento de que las transformaciones de N son mayores en los bosques secundarios jóvenes que en los tardíos por la gran cantidad de hojarasca que se incorporan al suelo y por la mortalidad de raíces finas (Brown y Lugo 1990).

A pesar de la gran similitud en edades, vegetación y lluvia entre los BTS de Puerto Rico y de Yucatán, en los BTS de Yucatán, la magnitud de cada parámetro comparado es superior a los reportados en Puerto Rico (ver Cuadro 1). Lo que indica que las diferencias entre estos sitios radican en el suelo. El suelo en Puerto Rico está clasificado como Calciustoll el cual es un mollisol de ambiente seco con un horizonte cálcico o petrocálcico a profundidad no mayor de 1 a 1.5 m (Buol *et al.*, 1996). El Haprendoll lítico descrito en Yucatán, es un suelo orgánico de menor profundidad sobre placa kárstica (<50 cm). Mientras el Calciustoll tiene desarrollado un horizonte mineral, el Haprendoll lítico de Yucatán no, por lo que la alta concentración de material orgánico en la superficie y la carencia de un horizonte mineral típico del Haprendoll lítico permiten comprender las diferencias en N entre ambos suelos.

Efecto de la fertilización

Referencias provenientes de BTH (Marrs *et al.*, 1988, Cavalier *et al.*, 2000 y Ericson *et al.*, 2001 a), indican una gran variabilidad en la respuesta de los suelos a la fertilización probablemente relacionadas con el suelo en el que se desarrollan los bosques. Los autores encontraron respuesta

positiva en las transformaciones potenciales de N cuando se realizó la fertilización nitrogenada, en cambio Marrs *et al.* (1988) y Cavalier *et al.* 2000 reportaron efectos negativos en las transformaciones potenciales con la fertilización de P.

En este trabajo, las respuestas a la fertilización variaron con el tiempo de regeneración del bosque. En el bosque temprano la fertilización nitrogenada sola o combinada inhibió significativamente las transformaciones potenciales y el contenido de N total aunque incrementó la concentración de los nitratos en el suelo. En el bosque tardío, se encontraron incrementos significativos en las transformaciones con la fertilización con P sola o combinada. Lo anterior sugiere que de acuerdo con la edad de los BTS secundarios la respuesta es diferente a la fertilización, pero sugiere también una alta denitrificación en el suelo del bosque joven.

La fertilización como instrumento para la restauración de BTS de Yucatán

Este trabajo ha demostrado que la fertilización con P solo o combinado mejora las transformaciones potenciales de N en el suelo y la asimilación de este nutriente por parte de la vegetación (Campo y Dirzo 2003, y Campo y Vázquez-Yáñez 2004) e incrementa la supervivencia de plántulas (Cecon *et al.* 2004). Por el contrario la fertilización con N afecta negativamente las transformaciones del nutrimento en el suelo y tiene pocos efectos en la vegetación (ver Campo y Vázquez-Yáñez 2004).

Comparando el efecto de ambos fertilizantes, ¿cuál sería la mejor estrategia para favorecer la regeneración de los BTS secundarios en Yucatán?

En el caso de la fertilización con N, los resultados indican que su aplicación es costosa y produciría pocos resultados prácticos en términos del incremento de la cobertura vegetal. Por otra parte este trabajo sugiere que podría aumentar la emisión de gases nitrogenados (N_x y NO_x), lo cual es consistente con lo reportado por Hall y Matson (1999) quienes sugieren que la adición de fertilizantes nitrogenados en sitios limitados por P, incrementa la emisión de gases nitrogenados.

Otro aspecto que se debe considerar son los efectos de la lixiviación de nitratos a los cuerpos de agua y la posible toxicidad por la formación de radicales libres (Paul y Clark 1996). En principio los resultados de este trabajo no recomendarían la aplicación de N como una herramienta para promover la recuperación de los BTS secundarios, pero para ello deberían complementarse los estudios con investigaciones sobre los efectos de los fertilizantes sobre la calidad de la materia orgánica del suelo, así como con evaluaciones en campo de la lixiviación de N y de la denitrificación.

En cambio, los resultados indican que la fertilización con P parece ser adecuada para favorecer las transformaciones de N, incrementar la biomasa y dinámica vegetal, el almacén de las formas

asimilables y el capital de las formas totales de N y de P en el suelo. El costo de fertilizar con superfosfato triple una hectárea con la dosis empleada en este trabajo sería de \$ 22,500.00 por año.

Importancia del estudio en suelos Haprendoll

Importancia a nivel regional

En este trabajo se abordó la relevancia de favorecer la recuperación de los bosques secundarios en Yucatán utilizando la fertilización como una herramienta útil. La gravedad del problema de la deforestación es particularmente importante en zonas como en la Península de Yucatán donde en 1995, sólo se reforestaron ~19.1 km², mientras que se quemó un área 350 veces mayor (7000 km²) para cultivo (SEDESOL 2000). El área que ocupaba el BTS ahora está principalmente cubierta por bosque secundario en diferentes estados de regeneración, con diferencias tanto en estructura, área basal y diversidad de especies (González-Iturbe et al 2002, Lawrence y Foster 2002).

Los suelos de Rendzina por definición son someros, su profundidad no rebasa los 50 cm, ricos en materia orgánica (mayor a 5%), que descansan sobre roca caliza (ver FAO/UNESCO 1988). Los suelos tipo Rendzina son equivalentes a los molisoles del suborden Haprendoll (Soil Survey Staff 2003). El área que ocupa este suelo en las zonas tropicales del mundo es de 17.6 *10⁶ ha, de estas 13.6*10⁶ ha (77%) se encuentran en la Península de Yucatán y parte de Centroamérica (Richter y Babar 1991).

Los Haprendolls es el tipo de suelo en el que se desarrolla el BTS los que dominan en la Península (INEGI 2000). Los resultados presentados en este trabajo son representativos de la química del suelo en condiciones naturales y con tratamiento de fertilizantes y aunque se desarrollaron en un área pequeña dentro de la Península (Norte de Mérida hasta Puerto Progreso), son una referencia de las variaciones que tengan otros bosques secundarios en Yucatán con similar historia de uso y sustrato. Estudios en la parte central de la Península indican que los factores ambientales pueden afectar la fertilidad de estos suelos, por ejemplo la precipitación influye en la cantidad de P que circula en el suelo de los BTSS, mientras que el tiempo de regeneración incide en la acumulación de N en el suelo (Lawrence y Foster 2002)

Otro aspecto que debe considerarse con respecto a este tipo de suelos, es la historia previa del uso del suelo. En este caso en particular fue el cultivo de henequén, pero es muy probable que otras regiones de la misma península el uso anterior estuviera más relacionado con aspectos agrícolas de sobrevivencia (ver Hernández *et al.*, 1995).

Captura potencial de C

Los suelos tipo Haprendoll son una fuente natural de secuestro de C, mediante, la humificación que estabilizan la materia orgánica. Se ha demostrado que la deforestación disminuye la capacidad de secuestrar C en los suelos negros (**box lu 'um**) de Yucatán (Shang y Tiessen 2003) pues la mayor parte del C que ingresa al suelo bajo cultivo se encuentra principalmente como materia orgánica libre, lo cual limita la fertilidad del suelo. Por otra parte, los autores demostraron que el secuestro de C ocurre durante la regeneración y tiene relación directa con el tiempo de regeneración, (40% del C total del suelo recuperado después de un año de regeneración y 56 % después de 12 años).

Con respecto a este trabajo, los resultados mostraron que en general, la fertilización favoreció el contenido de C en ambos bosques en el período seco. En el bosque joven el testigo potencialmente secuestró 8.3% de C y el promedio de los tratamientos de fertilización aumentaron este valor a 9.8%; en el bosque viejo, el testigo capturó 7.8% y los suelos fertilizados en conjunto secuestraron 8.6% del C (cuadro 1 y 2 del capítulo II), lo que sugiere que la captura de C en el suelo del bosque secundario viejo disminuye, pero el almacén de C en la biomasa vegetal aumenta (Campo y Vázquez-Yanes 2004). Lo anterior implica que la regeneración de los bosques secundarios favorece el secuestro de C, primero en el suelo y posteriormente en la biomasa vegetal.

Por otra parte, la estabilización de la materia orgánica se refleja en la fertilidad del suelo en ambos bosques. Si bien los contenidos de N son altos, la calidad del C parece ser pobre de ahí que se observen cocientes C:N altos a pesar de ser un suelo de clima tropical. Aun cuando el Ca juega una papel importante en el incremento de la fertilidad de los suelos calizos (Orihuela 2002) en Yucatán parece ser más importante la calidad del C, la mineralización del N, la disponibilidad original de P y la biomasa microbiana en la regulación de la fertilidad.

Referencias

- Brown S y Lugo AE (1990)** Tropical secondary forests. *Journal of Tropical Ecology* 6:1-32.
- Buol SW, Hole FD y Mc Cracken RJ (1989)** Soils Genesis and Classification. The Iowa University Press. Ames.USA.
- Campo J y Dirzo R (2003)** Leaf quality and herbivory responses to soil nutrient addition in secondary tropical dry forests of Yucatán, Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 19: 525-530.
- Campo J y Vázquez-Yanes C (2004)** Effects of nutrient limitation on aboveground carbon dynamics during tropical dry forest regeneration in Yucatán, Mexico. *Ecosystems* (en prensa)
- Cavalier J, Tanner E, Santamaria J (2002)** Effect of water, temperature and fertilizers on soil nitrogen net transformations and tree growth in an elfin cloud forest of Colombia. *Journal of Tropical Ecology* 16:83-99
- Ceccon E, Sánchez S y Campo J (2004)** Tree seedling dynamics in two tropical abandoned dry forest of differing successional status in Yucatán, México: a field experiment with N and P fertilization. *Plant Ecology* 170 (en prensa)
- Ellingson LJ, Kauffman JB, Cummings DL, Sanford RL y Jaramillo VJ (2000)** Soil dynamics associated with deforestation, biomass burning and pasture conversion in a Mexican tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 137:41-51
- Erickson K, Keller M, Davidson EA (2001a)** Nitrogen Oxide fluxes and nitrogen cycling during post agricultural succession and forest fertilization in the humid tropics. *Ecosystems* 4:67-84
- Erickson H, Davidson EA y Keller M (2001b)** Former land-use and tree species affect nitrogen oxide emissions from a tropical dry forest. *Oecologia* 130: 297-308.
- FAO-UNESCO (1988)** Soil Map of the world, Revised legend. FAO World Soil Resources Reporte No. 60. Roma. Italy.
- García-Méndez G, Maass MJ, Matson P, Vitousek PM (1991)** Nitrogen transformations and nitrous oxide flux in a tropical deciduous forest in México. *Oecologia* 88:362-366.
- González-Iturbe JA, Olmsted I y Tun-Dzul F (2002)** Tropical dry forest recovery after long term Henequen (sisal, *Agave fourcroydes* Lem.) plantation in northern Yucatan, Mexico. *Forest Ecology and Management* 167:67-82.
- Hall SJ y Matson PA (1999)** Nitrogen oxide emissions after nitrogen additions in tropical forests. *Nature* 400: 152-155.

Hernández X E, Levy T S, Bello BE (1995) La roza-tumba y quema en Yucatán. En : La milpa en Yucatán. *Un sistema de Producción agrícola tradicional*. Hernández X E, Bello B E, Levy T S. (eds.) Colegio de Postgraduados. Montecillo, México.

INEGI. (2000) *Anuario estadístico de Yucatán*. Aguascalientes, México.

Lawrence D, Foster D (2002) Changes in forest biomass, litter dynamics and soils following shifting cultivation in southern Mexico: an overview. *Interciencia* 27:400-408

Maithani K, Arunachalam A, Tripathi RS y HN Pandey (1998) Influence of leaf litter quality on N mineralization in soils of subtropical humid forest regrowths. *Biology and Fertility of Soils* 27: 44-50.

Marss RH, Proctor J, Heaney A y MD Mountford (1988) Changes in soil nitrogen-mineralization and nitrification along altitudinal transect in tropical rain forest in Costa Rica. *Journal of Ecology* 78: 466-482.

Paul EA y Clark FE (1996) *Soil Microbiology and Biochemistry*, 2ª. Ed. Academic Press, San Diego. USA.

Rhoades CC, Coleman DC (1999) Nitrogen mineralization and nitrification following land conversion in montane Ecuador. *Soil Biology and Biochemistry* 31:1347-1354.

Richter DD y Babbar LI (1991) Soil Diversity in the Tropics. *En Advances in Ecological Research*. Academic Press 21: 316-386.

Roy S y Singh JS (1994) Consequences of habitat heterogeneity for availability of nutrients in a dry tropical forest. *Journal of Ecology* 82: 503-509.

SEDESOL (2000) Informe de los pueblos mayas de Yucatán.

Shang C y Tiessen H (2003) Soil organic C sequestration and stabilization in karstic soils of Yucatán. *Biogeochemistry* 62: 177-196.

Soil Survey Staff (2003) *Keys to Soil Taxonomy*. http://soils.usda.gov/technical/classification/tax_keys/keyweb.pdf

Cuadro 1. Dinámica del N en bosques tropicales.

Vegetación	Lluvia mm +año ⁻¹	Suelo	Amonio	Nitrato	N total %	T.P.M. ug g ⁻¹ d ⁻¹	T.P.N ug g ⁻¹ d ⁻¹	Fuente
Bosques sin perturbar								
B.T.S.	679	Entisol	41.08	5.91	0.51	1.97	3.90	Ellingson et al. 2000
B.T.S.	748	Entisol	5.79	4.53	0.46	2.36	4.84	García-Méndez 1991
B.T.S.	821	Ultisol	2.05	1.31	0.08	0.67	n.d.	Roy y Singh 1994
B.T.H.	1900	Vertisol	16.80	0.76	0.54	1.10	1.25	Smith 1998
B.T.S.	850	Haprendoll	66.03	89.76	0.76	8.50	11.86	Testigo joven
			37.45	46.18	0.33	4.54	7.31	Testigo Viejo
Efectos de regeneración								
B.T.S.	850	Haprendoll	66.03	89.76	0.76	8.50	11.86	Este trabajo
			37.45	46.18	0.33	4.54	7.31	Joven (10 años)
								Viejo (60 años)
								Erickson 2001b
B.T.S.	860	Calcicustoll	15.00	34.00	0.72	1.49	2.41	Joven (40 años)
			21.40	10.20	0.75	0.88	3.31	Viejo (70 años)
								Erickson 2001a
B.T.H.	3200	Ultisol	17.80	13.60	0.55	4.60	2.30	Joven (10 años)
			22.20	14.70	0.45	3.10	3.10	Viejo (60 años)
								Rhoades 1999
B.T.H.	3630	Andisol	3.47	1.85	0.50	1.00	1.19	Joven (15 años)
			5.23	2.53	0.50	1.00	1.18	Viejo (50 años)
								Maithani 1998
B.T.H.	n.d.	Oxisol	13.00	5.00	0.40	0.29	0.15	Joven (7 años)
			14.00	10.00	0.60	0.33	0.11	Viejo (16 años)
Efectos de fertilización								
B.T.S.	850	Haprendoll	66.03	89.76	0.76	8.50	11.86	Yucatán Joven
			53.22	163.76	0.66	2.48	4.81	Testigo
			49.82	69.40	0.67	6.38	4.54	+N
			78.62	134.58	0.58	2.43	4.42	+P
								+NP
B.T.S.	850	Harendoll	37.45	46.18	0.33	4.54	7.31	Yucatán Viejo
			19.55	59.46	0.37	3.72	5.21	Testigo
			28.26	86.43	0.60	8.29	10.23	+N
			39.19	78.09	0.51	5.62	6.22	+P
								+NP
								Cavalier 2000
B.T.H.	853	Saprolita			0.26	-0.02	0.02	Testigo
						0.80	0.30	+N
						-0.02	0.01	+P
						0.74	0.22	+NP
								Erickson 2001
B.T.H.	3500	Oxisol	31.20	2.40	0.65	18.90	2.54	Testigo
			8.70	22.50	0.70	25.00	4.55	Fertilizado (N)
								Marrs 1988
	4015				0.11	6.90	3.50	+N
					0.11	-0.90	-0.60	+P

Apéndice I

Propiedades físicas de los suelos de Yucatán

a) Color

Tratamiento	Color seco	Color húmedo
Bosque secundario joven		
T	5 YR 3/3 café rojizo oscuro	5 YR 3/1 gris muy oscuro
T	2.5 YR 3/3 rojo opaco	2.5 YR 2.5/1 negro rojizo
T	5 YR 3/2 café rojizo oscuro	5 YR 2.5/1 negro
T	5 YR 4/4 café rojizo	2.5 YR 2.5/2 rojo muy opaco
N	7.5 YR 3/2 rojo opaco	5 YR 3/1 gris muy oscuro
N	5 YR 4/3 café rojizo	5 YR 3/2 café rojizo oscuro
N	2.5 YR 3/3 rojo opaco	2.5 YR 2.5/1 negro rojizo
N	5 YR 4/4 café rojizo	5 YR 3/2 café rojizo oscuro
P	5 YR 3/1 gris muy oscuro	5 YR 2.5/2 café rojizo oscuro
P	2.5 YR 3/1 café rojizo	2.5 YR 2.5/2 rojo muy opaco
P	5 YR 4/3 café rojizo	5 YR 2.5/2 café rojizo oscuro
P	2.5 YR 4/2 rojo opaco	2.5 YR 2.5/1 rojo opaco
NP	7.5 YR 3/2 rojo opaco	7.5 YR 2.5/1 negro rojizo
NP	7.5 YR 3/1 gris rojizo oscuro	7.5 YR 2.5/1 negro rojizo
NP	5 YR 3/3 café rojizo oscuro	7.5 R 2.5/1 negro rojizo
NP	5 YR 3/2 café rojizo oscuro	5 YR 2.5/2 café rojizo oscuro
Bosque secundario viejo		
T	5 YR 4/3 café rojizo oscuro	2.5 YR 2.5/2 rojo muy opaco
T	5 YR 4/4 café rojizo	2.5 YR 3/4 café rojizo
T	5 YR 4/4 café rojizo	5 YR 3/2 café rojizo oscuro
T	5 YR 4/5 café rojizo	5 YR 3/2 café rojizo oscuro
N	5 YR 4/4 café rojizo	5 YR 3/2 rojo opaco
N	5 YR 3/1 gris muy oscuro	5 YR 2.5/1 negro
N	5YR 4/4 café rojizo	5 YR 3/4 café rojizo oscuro
N	5 YR 4/3 café rojizo	5 YR 3/2 café rojizo oscuro
P	5 YR 3/2 café rojizo opaco	5 YR 2.5/1 negro
P	5 YR 3/2 café rojizo oscuro	5 YR 2.5/1 negro
P	5 YR 4/1 café rojizo	5 YR 3/1 café rojizo oscuro
P	5 YR 4/4 café rojizo	5 YR 3/2 café rojizo oscuro
NP	5 YR 4/3 café rojizo oscuro	5 YR 2.5/1 negro
NP	5 YR 4/2 gris rojizo oscuro	5 YR 4/2 gris rojizo oscuro
NP	5 YR 4/4 café rojizo	2.5 YR 2.5/1 negro rojizo
NP	5 YR 4/3 café rojizo	5 YR 3/2 café rojizo oscuro

b) Clase textural de los suelos de Yucatán

Tratamiento	Arena %	Arcilla %	Limo %	Clase textural
Bosque secundario joven				
T	46	29	25	Migajón arcilloso
T	39	33	28	Migajón arcilloso
T	52	34	14	Migajón arcillo limoso
T	40	30	30	Migajón arcilloso
N	56	23	21	Migajón arcillo limoso
N	67	23	10	Migajón arcillo limoso
N	67	23	10	Migajón arcillo limoso
N	41	35	24	Migajón arcilloso
P	48	31	21	Migajón arcilloso
P	52	26	22	Migajón arcillo limoso
P	40	33	27	Migajón arcilloso
P	40	36	24	Migajón arcilloso
NP	53	24	23	Migajón arcillo limoso
NP	60	23	17	Migajón arcillo limoso
NP	44	31	25	Migajón arcilloso
NP	43	33	24	Migajón arcilloso
Bosque secundario viejo				
T	65	19	16	Migajón arenoso
T	71	14	15	Migajón arenoso
T	55	30	15	Migajón arcillo limoso
T	44	30	26	Migajón arcillo limoso
N	53	26	21	Migajón arcillo limoso
N	56	24	20	Migajón arcillo limoso
N	40	40	20	Migajón arcilloso
N	57	26	17	Migajón arcillo limoso
P	49	31	20	Migajón arcillo limoso
P	51	28	21	Migajón arcillo limoso
P	49	30	21	Migajón arcillo limoso
P	52	33	15	Migajón arcillo limoso
NP	43	35	22	Migajón arcilloso
NP	60	23	17	Migajón arcillo limoso
NP	49	32	19	Migajón arcillo limoso
NP	50	29	21	Migajón arcillo limoso

Agradecimientos

A los universitarios (investigadores, maestros, técnicos, alumnos y empleados) que día a día cumplen con responsabilidad, compromiso y respeto sus funciones dentro de nuestra universidad y dignifican con su actitud el quehacer universitario, les agradezco su esfuerzo cotidiano y la honestidad con el que lo desempeñan. A ellos les dedico este trabajo

A la Facultad de Ciencias quien a través de su posgrado en Edafología me ha permitido superarme y disfrutar como nunca el hecho de ser estudiante.

Al trabajo del jurado por revisar con mucha dedicación el manuscrito de la tesis y que le han dado la mejor forma posible:

A la Dra. Laura Amada Reyes Ortigoza, por sus atinadas observaciones así como al Dr. Leopoldo Galicia por el tiempo invertido en las sugerencias que enriquecieron este trabajo.

Al Dr. David Flores Román, por las primeras enseñanzas en el trabajo de campo que ayudaron a “forjar el espíritu”, por enseñarme el trabajo metódico, por ubicarme en primeros años como técnico, pero sobre todo por su valiosa riqueza humana. Toda esa experiencia acumulada con Ud. ahora la aplico día a día en el trabajo.

A la Dra. Norma Eugenia García Calderón, por incidir de manera tan positiva en mi vida laboral y académica. Por ser una excelente jefa desde que la conozco, por promover en mí la superación y la curiosidad analítica en el laboratorio y en el campo la observación aguda. Pero sobre todo por la gran calidad humana con la que me ha distinguido.

Al Dr. Julio Campo Alves, por compartir esta etapa de la vida donde ambos iniciamos el mismo camino desde 0 y al paso del tiempo he tenido la oportunidad de cosechar juntos el fruto de un esfuerzo compartido por el gran trabajo de equipo que hemos formado. Todo ello gracias a la confianza, pero sobre todo a la gran calidad moral que tiene como persona. Me considero muy afortunado de trabajar al lado de una persona tan íntegra como tu mi estimado Julio.

Le estoy profundamente agradecido al cuerpo de Profesores que tuve en el Posgrado, los Drs. (as) : Nicolás Aguilera, Norma García Calderón, David Flores Román, Miguel Ángel Valera, Alberto Gómez-Tagle, Arcelia Cabrera, Amada Laura Reyes, Rosalía Ramos Bello, Julio Campo y Felipe García-Oliva, quienes con su experiencia y anécdotas hicieron cada clase muy rica en el aspecto académico y humano.

A la memoria del Dr. Nicolás Aguilera maestro de generaciones de Edafólogos, cada enseñanza acompañada de la anécdota, Jefe de alta calidad humana, y sobre todo gran amigo. Ya la memoria del Dr. Carlos Vázquez hombre sabio y bueno. Lamento la prematura partida de universitarios tan brillantes y pioneros en su respectiva área, ambos determinantes en mi vida académica, les dedico con mucho cariño este trabajo

Gracias al apoyo y confianza del Dr. Daniel Piñero por permitirme trabajar con el Dr. Carlos Vázquez en primera instancia y posteriormente con el Dr. Julio Campo. También estoy en deuda con el Dr. Francisco Espinosa de quien recibí todo el apoyo para estudiar la maestría cuando estuve bajo sus órdenes.

Al laboratorio de Ecología Fisiológica a cargo de la Dra. Alma Orozco, el recibirme y apoyarme logísticamente con recursos.

El apoyo del CICYT de Yucatán mediante la generosa intervención del Dr. Rafael Durán en proporcionarme el medio de transporte a los sitios de muestreo fue muy valioso, así como la guía y apoyo en las colectas de la Bióloga Guadalupe Chuc Puc.

Al CONACYT por apoyar este proyecto mediante por el expediente G-0011

La presencia fresca y juvenil de los estudiantes del Dr. Campo en el laboratorio enriquecieron las vivencias personales y académicas y han contribuido a generar un clima de trabajo muy agradable y solidario en el campo y en el laboratorio, así que gracias a los Biólogos: Vinisa Saynes (Reina del laboratorio y Súper Vini) por su calidez, Rigoberto Romualdo alias (Fosfoman y Palencia) por su alegría, Israel Cárdenas (Isra) por su picardía, Guadalupe Valencia (*Lupinus maximus*) por su esfuerzo loable, Patricia Valdespino (Patito) por sus genialidades y a Ela por el buen humor. Ustedes son personas muy valiosas y queridas por mi.

Me considero muy afortunado de contar con la valiosa amistad de varios de mis compañeros de trabajo. A Georgina García le agradezco su apoyo técnico para instruirme sobre nuevas técnicas y su apoyo moral manifestado generosamente durante el periodo de la maestría, de la misma forma a Pilar Islas contribuyo a este trabajo compartiendo sin reserva su experiencia analítica en la determinación de las técnicas microbianas y me dedico mucho de su tiempo a superar contratiempos.

El ingreso a un nuevo grupo de trabajo siempre es difícil, pero la desinteresada intervención de Ana Batis hizo que ese tránsito fuese ligero, aparte de que siempre tuvo el tiempo y el interés en ayudarme a resolver problemas de todo tipo como el acceso del grupo a las incubadoras. Ya instalado en el nuevo grupo Mariana Rojas fue el apoyo moral y logístico (con las cámaras y la camioneta) que fue determinante en el desarrollo de este trabajo y que enriqueció con su grata y animosa presencia mi estancia en el Laboratorio de Ecología Fisiológica.

Estoy en deuda con mi buen amigo Raúl Iván Martínez por su apoyo moral en el transcurso de mis estudios de posgrado, siempre estuvo dispuesto a compartir su tiempo y sus recursos lo que se tradujo en obstáculos librados gracias a su auxilio con la computadora que sin su intervención se hubiesen complicado mucho. Muchas gracias Raúl por la adolescencia revivida.

Agradezco a Rubén Pérez su amistad y apoyo durante mi tránsito por diferentes investigadores, gracias por tu preocupación mi estimado Rubén. A Roció Esteban le reconozco las facilidades otorgadas para el uso de la ultra centrífuga del laboratorio de genética y por el soporte logístico en las primeras etapas de la maestría.

A Adriana Pérez Salas y Rafael Torres por su invaluable apoyo en el mantenimiento de las condiciones adecuadas para el funcionamiento del laboratorio y por el extra que cada uno le pone con su personalidad.

Reconozco la valiosa amistad de mis compañeros de Maestría; Alma Velásquez, Lucy Mori, Araceli Zarate y Rubén Zubbarrán. Por compartir gratos momentos académicos y humanos en el aula y en el campo.

Al Jardín Botánico exterior, porque en los caminos y veredas de este bello lugar de la Universidad encontré el escenario adecuado para fortalecer el cuerpo y el espíritu.

Gracias a mi querido equipo; los Broncos de Denver y el legendario John Elway por la entrega y motivación de sus actuaciones siempre cargadas de adrenalina que valieron conquistar el título a pesar de los fracasos previos, lo que enaltece más el triunfo logrado. Su éxito me ha motivado mucho.

A Silvia Sánchez Beltrán y Bertha López Aceves, mis amigas de toda la vida, gracias por la fidelidad, lealtad y generosidad con la me han distinguido todos estos años.

A Doña Guadalupe González, mi abue por ser una fuente de amor, mi primera maestra y un ejemplo de una vida digna y ejemplar para toda la familia.

A mi padre Enrique Solís Romero, por inculcarme el respeto al trabajo de las personas, a mi madre Mercedes Villalpando, por fomentarme la responsabilidad. A mis hermanos Francisco, Martha, Federico, Mario, Raúl y Javier por el cariño y apoyo que siempre me han manifestado.

A mi esposa Cecilia, por compartir la vida con todas las circunstancias, por su mirada y su sonrisa. A mis hijas Rebeca y Adriana por estar aquí en esta vida conmigo, por su alegría, inocencia e inquietudes. Porque son ustedes mi querida familia, la motivación de mi vida.