

11 JUN 1998
Turrialba, Costa Rica

**CENTRO AGRONÓMICO TROPICAL DE INVESTIGACIÓN
Y ENSEÑANZA**

CATIE

**PROGRAMA DE ENSEÑANZA
AREA DE POSGRADO**

**“EFECTO DEL COMPONENTE ARBOREO DE UN SISTEMA
SILVOPASTORIL SOBRE LA DISTRIBUCION ESPACIAL DE
NUTRIENTES, BIOMASA MICROBIAL Y DENSIDAD DE
LOMBRICES EN UN SUELO BAJO PASTOREO, EN LA ZONA
ATLANTICA DE COSTA RICA”**

Tesis sometida a la consideración del Comité Técnico de Postgrado y Capacitación del Programa de Enseñanza en Ciencias Agrícolas y Recursos Naturales del Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, para optar al grado de:

Magister Scientiae

Por

Jorge Orlando Esquivel Quirós

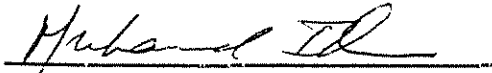
TURRIALBA, Costa Rica

1997

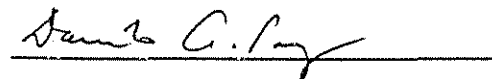
Esta tesis ha sido aceptada en su presente forma por la Jefatura del Area de Postgrado en Ciencias Agrícolas y Recursos Naturales del CATIE, y aprobada por el Comité Asesor del estudiante como requisito parcial para optar al grado de:

MAGISTER SCIENTIAE

Firmantes:



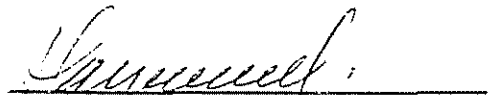
Muhammad Ibrahim, Ph.D.
Profesor Consejero



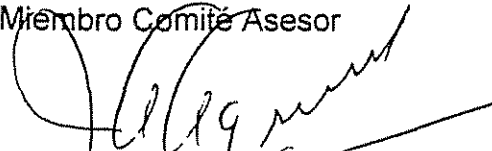
Danilo Pezo, Ph.D.
Miembro Comité Asesor



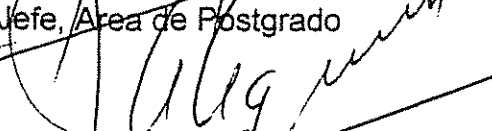
Francisco Jiménez, Ph.D.
Miembro Comité Asesor



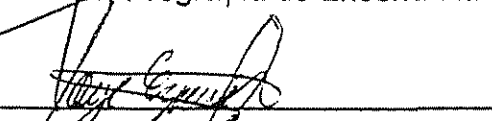
Jorge Faustino, Ph.D.
Miembro Comité Asesor



Juan Antonio Aguirre, Ph.D.
Jefe, Area de Postgrado



Markku Kanninen, Ph.D.
Director, Programa de Enseñanza



Jorge Esquivel Quirós
Candidato

DEDICATORIA

**A mi esposa Luz Marina,
por su paciencia y apoyo incondicional
durante estos dos años de estudio.**

AGRADECIMIENTO

Deseo agradecer a todas aquellas personas que de una u otra forma, directa o indirectamente me apoyaron en la elaboración de este trabajo. A todas ellas muchas gracias desde el fondo de mi corazón y que Dios los bendiga.

Debo agradecer también al Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza por ser la institución que me dio la oportunidad de desarrollarme profesionalmente, así mismo mi agradecimiento a la Overseas Development Agency (ODA) por la financiación de mis estudios.

Un agradecimiento especial a toda la Generación 1996-1997 (presentes y ausentes) porque gracias a ellos pase una de las experiencias mas importantes de mi vida y sinceramente les digo que estos lazos de amistad perdurarán en mi corazón para siempre.

Por último quiero agradecer a Dios Todo Poderoso por darme la paciencia y fuerza necesaria para sobrellevar estos dos años de labores así como por darme la vida para disfrutarla tan plenamente como lo he hecho.

ESQUIVEL, J. 1997. Efecto del componente arbóreo de un sistema silvopastoril sobre la distribución espacial de nutrientes, biomasa microbiana y densidad de lombrices en un suelo bajo pastoreo, en la zona Atlántica de Costa Rica. Tesis Mag. Sc. CATIE. 64 p

Palabras clave: fraccionamiento de materia orgánica, fracción pesada de materia orgánica, fracción liviana de materia orgánica, *Brachiaria brizantha*, *Arachis pintoi*, *Erythrina berteroana*, *Gliricidia sepium*, *Pontoscolex corethrurus*.

RESUMEN

Los efectos de la *Erythrina berteroana* (BP) y la *Gliricidia sepium* (BM) en asociación con *Brachiaria brizantha* sobre la densidad de lombrices, biomasa microbiana y fertilidad del suelo, fueron estudiados en la zona de húmeda del Atlántico de Costa Rica. Los dos sistemas anteriores se compararon con un sistema sin árboles de una asociación de *Brachiaria brizantha* con *Arachis pintoi* (BA). Se determinó la densidad de lombrices en el suelo, así como el nitrógeno (NM) y carbono microbiano (CM). También se realizaron determinaciones de pH, acidez, Ca, Mg, K y P; así como un fraccionamiento de materia orgánica con una fracción liviana (FL) con tamaño de partícula menor a 0.52 μm y una fracción pesada (FP) mayor a 0.52 μm . Se realizaron muestreos a dos profundidades (0-15 cm y 15-30 cm) y a cuatro distancias con respecto a la hilera de árboles (0.5, 1.0, 1.5 y 2.5 m). Para las variables de NM, CM y densidad de lombrices no se observó diferencias significativas para los sistemas, ni a nivel de profundidad ni de distancia. Los valores promedios para el CM, NM y densidad de lombrices fueron 169.9, 9.3 mg/kg y 194 lombrices/m² respectivamente. La falta de diferencia estadística, a pesar de haber grandes diferencias entre las medias de los sistemas, se debe al alto coeficiente de variación (CV) observado en el ensayo. Los CV para el CM y NM fueron: 45.6 y 33.8 respectivamente. Para el número de lombrices tampoco se observó diferencias estadísticas, debido a que la especie de lombriz identificada fue *Ponthoscolex corethrurus*, conocida como una especie ampliamente distribuida en suelos disturbados y muy adaptable, lo que hace que el efecto de cada uno de los sistemas sea enmascarado.

Para las variables de fertilidad no se detectó diferencias significativas para el pH y la acidez para los sistemas, a ninguna profundidad y distancia, siendo los promedios de 5.71 y 0.24 cmol/l respectivamente. Se observaron diferencias estadísticas para el Ca, Mg, K y P a nivel de profundidad, encontrando los mayores niveles en los primeros 15 cm del suelo. Para el caso del Mg y el P, se evidencian diferencias significativas en las distancias, encontrándose un comportamiento cuadrático para ambos elementos. Para las fracciones de materia orgánica, se observan diferencias significativas a nivel de profundidad para el nitrógeno de la FP y la materia orgánica de la FP y FL. A nivel de distancia, la materia orgánica de la FP y FL demuestra un comportamiento cuadrático. El efecto de los árboles sobre la disponibilidad de nutrientes en el suelo no se observó claramente en el presente ensayo pues el mismo se realizó en un suelo fértil. Además, la pastura mejorada como parcela comparativa sin árboles limita también el efecto de éstas leñosas.

ESQUIVEL, J. 1997. Effect of Poro (*Erythrina berteroana*) and Madero Negro (*Gliricidia sepium*) associated with *Brachiaria brizantha* over spatial nutrient distribution, microbial biomass and earthworm density; compare with a *Braquiaria brizantha* and *Arachis pintoi* association. Thesis MSc. CATIE. 65 p

Key words: Silvopastoral systems, soil fertility, tree component, improve pastures, *Pontoscolex corethrurus*, organic matter fractionating

ABSTRACT

The effect of *Erythrina berteroana* (BP) and *Gliricidia sepium* (BM) association with *Brachiaria brizantha* over soil fertility, microbial biomass and earthworm density was evaluated in the Atlantic humid area of Costa Rica. These two silvipastoral systems were compared with a *B. brizantha* and *Arachis pintoi* association system (BA). Acidity, pH, Ca, Mg, K and P were determined. An organic matter fractionating was carried out, dividing the organic matter in heavy particles (HP, > 0.52 μm) and light particles (LP, < 0.52 μm). Samples were collected at two depth (0-15 cm and 15-30 cm) and four distances (0.5, 1.0, 1.5 and 2.5 m) from the tree rows. For earthworm density and microbial nitrogen (MN) and carbon (MC) there were no statistical differences, average values with 194 earthworms/m², 169.9 and 9.3 mg/kg respectively. Probably this lack of differences is due to the high variance coefficient: 45.6 and 33.8 for CM and NM respectively and for the existence of *Pontoscolex corethrurus* earthworms, which is a very adaptable kind of worm which can be found in almost any disturbed land of the tropics.

For soil fertility parameters, there were no statistical differences between systems and soil depth (0-15 and 15-30 cm) for the variables pH and acidity, average values with 5.71 and 0.24 cmol/l respectively. Differences in soil depth were detected for Ca, Mg, K, and P, finding more nutrients in the 0-15 cm layer. For the silvipastoral systems (BP and BM) a quadratic effect in the distance sampling factor was observed for Mg and P. For organic matter fractions, differences were detected in soil depth for the nitrogen in the HP, and also for organic matter in both fractions. For the distance factor, differences were observed for organic matter at both fractions. Effect of trees over nutrient content were not as evident as other experiment due to the natural fertility of the soil.

INDICE GENERAL

Resumen	V
Summary	VI
CAPITULO 1	1
1. Introducción General	2
2. Hipótesis	3
3. Objetivo General	3
3.1. Objetivos Específicos	3
4. Materiales y Métodos	4
4.1. Localización del ensayo	4
4.2. Descripción y antecedentes del área experimental	4
4.3. Tratamientos y diseños experimentales	6
4.3.1. Muestreo	8
4.4. Variables a evaluar	9
4.4.1. Parámetros químicos del suelo	9
4.4.1.1. Fertilidad del suelo	9
4.4.1.2. Fraccionamiento de Materia Orgánica	9
4.4.2. Parámetros Biológicos	9
4.4.2.1. Carbono y Nitrógeno microbiano	9
4.4.2.2. Densidad de lombrices	10
5. Revisión de Literatura	10
5.1. Sistemas Silvopastoriles	10
5.1.1. Dinámica de nutrientes en sistemas silvopastoriles	11
5.1.1.1. Nitrógeno	11
5.1.1.2. Fósforo	12
5.1.1.3. Otros Nutrientes	13
5.2. Factores que afectan la dinámica de nutrientes	14
5.2.1. Los organismos descomponedores (Biomasa microbiana)	14
5.2.2. Propiedades fisico-químicas de la materia	17
5.2.3. Influencia de las condiciones ambientales	18
5.2.4. Acumulación de materia orgánica	19
5.2.5. Efecto del animal	19
6. Literatura citada	20

ANEXO A	25
CAPITULO II	26
EFECTO DEL PORO (<i>Erythrina berteroana</i>) Y MADERO NEGRO (<i>Gliricidia sepium</i>) SOBRE LA DISTRIBUCION ESPACIAL DE NUTRIENTES EN UN SUELO CON <i>Brachiaria brizantha</i>, COMPARADO CON UN SUELO EN ASOCIACION CON <i>Brachiaria brizantha</i> Y <i>Arachis pintoi</i>.	
Resumen	27
Introducción	27
Materiales y métodos	29
Localización del ensayo	29
Descripción y antecedentes del área experimental	29
Tratamientos y diseño experimental	30
Determinación de fertilidad y fraccionamiento de materia orgánica	31
Resultados	31
Fertilidad del suelo	31
Fraccionamiento de la Materia Orgánica	33
Discusión	34
Fertilidad del suelo	34
Fraccionamiento de la Materia Orgánica	38
Conclusiones	41
Literatura Citada	41
ANEXO A	45
ANEXO B	46
ANEXO C	47
CAPITULO III	48
ACTIVIDAD MICROBIANA Y DISTRIBUCION ESPACIAL DE LOMBRICES EN UN SUELO DE PASTURAS DE <i>Brachiaria brizantha</i> EN ASOCIACION CON <i>Erythrina berteroana</i>, <i>Gliricidia sepium</i> O <i>Arachis pintoi</i>.	
Resumen	49
Introducción	49
Materiales y métodos	51
Determinación de Carbono y Nitrógeno microbiano	51
Determinación de Lombrices	51
Resultados	52

Nitrógeno y Carbono microbiano	52
Densidad de Lombrices	53
Discusión	54
Carbono y Nitrógeno Microbiano	54
Densidad de Lombrices	57
Conclusiones	59
Literatura Citada	60
CAPITULO IV	63
CONCLUSIONES GENERALES	64
RECOMENDACIONES	65

INDICE DE CUADROS

No	TITULO	PAGINA
1	Nitrógeno total del follaje en descomposición al inicio y al final de un período de 30 días de toma de datos. (la relación C:N es al día 0).	17
2	Comparación de variables de fertilidad del suelo para los sistemas BP, BM y BA.	32
3	Niveles de nitrógeno y materia orgánica para las fracciones pesadas y liviana en los sistemas BP, BA y BM	33
4	Contenidos de carbono microbiano (CM), nitrógeno microbiano (NM) y relación C:N para el sistema <i>B. brizantha</i> + <i>E. berteriana</i> (BP), <i>B. brizantha</i> + <i>G. sepium</i> (BM) y <i>B. brizantha</i> + <i>A. pintoi</i> (BA), a diferente profundidad.	52
5	Valores de CM, NM y C:N para diferentes sistemas en el trópico húmedo de Costa Rica.	55

INDICE DE FIGURAS

Nº	TITULO	PAGINA
1	Esquema de la distribución de los tratamientos para la comparación de parcelas con árboles.	6
2	Esquema de distribución de los tratamientos para la comparación con las parcelas sin árboles	7
3	Comportamientos del Mg (cmol/l) en un sistema de <i>Brachiaria brizantha</i> en asociación con <i>Erythrina berteroana</i> (BP) o <i>Gliricidia sepium</i> (BM)	32
4	Distribución del P (mg/l) a dos profundidades, según distancia con respecto a la hilera de árboles.	33
5	Distribución de la materia orgánica de la FP para las dos profundidades, según distancia con respecto a la hilera de árboles	34
6	Distribución del nitrógeno microbiano según distancia con respecto a la hilera de árboles	52
7	Distribución de c-microbiano según distancia a la hilera de árboles	53
8	Distribución del número de lombrices según sistema	54
9	Densidad de lombrices en los sistemas con árboles (BP y BM), según distancia a la hilera de árboles	54

CAPITULO I

1. INTRODUCCIÓN GENERAL

La seguridad alimentaria es uno de los principales problemas que enfrenta la humanidad en las postrimerías del siglo XX. Latinoamérica no escapa de éste problema puesto que según proyecciones de la FAO (FAOSTAT, 1995), la población de la zona se duplicará en los próximos veinticinco años. Este aumento en la población conlleva una pregunta intrínseca, ¿Cómo garantizar a las generaciones del futuro por lo menos el mismo nivel de vida que goza nuestra generación, si cada vez hay menos tierra para producir?...

La población creciente demandará un mayor consumo de productos alimenticios, lo que a su vez incidirá sobre la intensificación de las áreas de producción actual y el uso de nuevas áreas. Esta expansión causará que se utilicen áreas cada vez menos aptas para la agricultura y la ganadería, con la consiguiente degradación de zonas no aptas y deterioro de los recursos naturales.

En Latinoamérica existen alrededor de 50 millones de hectáreas en pasturas permanentes (FAOSTAT, 1995), de las cuales aproximadamente un 50% se hallan en una fase avanzada de degradación (INPE, 1990; Salinas, 1987, Serrao, 1991). Esta situación causa la pérdida de la cobertura del suelo, lo que a su vez genera cambios químicos y físicos que redundan en la pérdida de la fertilidad del suelo por el lavado de nutrientes (Ruiz, 1983). Este problema genera la necesidad, por parte del productor, de aumentar su área de pasturas para contrarrestar la pérdida de productividad en aquellas ya establecidas, cayendo en un círculo vicioso.

La disminución en la productividad de las pasturas, obedece a las malas prácticas utilizadas por los productores, entre las que se encuentran: pastoreo en zonas de alta pendiente, sobrepastoreo y la no incorporación de pastos mejorados (Urcuyo, s.f.). La utilización de sistemas silvopastoriles, utilizados adecuadamente, contribuyen a solucionar éste tipo de problemas debido a las funciones biológicas y socioeconómicas que pueden cumplir. Desde el punto de vista de recuperación de pasturas, los sistemas silvopastoriles tienen dos ventajas importantes: la capacidad de mantener la materia orgánica del suelo y de

favorecer el ciclaje de nutrientes, especialmente cuando los árboles son podados periódicamente (Kass *et al*, 1985; Mazzarino *et al*, 1992). Por otro lado, desde las primeras investigaciones con árboles de sombra, se sabe que hay una renovación constante de la fertilidad al retornar al suelo: hojas, frutos, ramas, rastrojos, heces y orina (Serrao, 1991) y al extraer los árboles nutrientes que normalmente quedan fuera del alcance de los cultivos (Child, 1960; Hadfield, 1963).

Fassbender (1993), menciona que los estudios regionales o nacionales de los sistemas silvopastoriles son escasos y se encuentran en su base de instrumentación. La literatura, en término de ciclaje de nutrientes, globaliza la información dentro de los sistemas agroforestales, habiendo un gran bagaje de conocimiento en sistemas agrisilvoculturales (cultivo en callejones, barbechos mejorados, agricultura migratoria, etc.) y poca información específica en sistemas silvopastoriles. Comprender la dinámica de nutrientes en un sistema silvopastoril para maximizar y hacer un uso más eficiente de las pasturas es lo que se pretende realizar con una serie de investigaciones entre los cuales se encuentra éste trabajo.

2. HIPÓTESIS

La incorporación de árboles leguminosos, en un sistema de pasturas asociadas y manejadas bajo pastoreo, mejora la fertilidad del suelo y aumenta la actividad biológica del mismo, variando éstos dos factores en función de la cercanía al componente leñoso.

3. OBJETIVO GENERAL

Determinar la distribución de los nutrientes, la biomasa microbial y la de lombrices, en el suelo de un sistema silvopastoril manejado bajo pastoreo, con respecto al componente leñoso.

3.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Evaluar el efecto del componente arbóreo de un sistema silvopastoril, manejado bajo pastoreo y con un estrato herbáceo de *Brachiaria brizantha*, sobre la distribución espacial de nutrientes en el suelo.

2. Evaluar la biomasa microbial y cantidad y número de lombrices del suelo de un sistema silvopastoril manejado bajo pastoreo y con un estrato herbáceo de *Brachiaria bizantha*, en función de la presencia de árboles leguminosos.
3. Comparar la actividad biológica y distribución de nutrientes del sistema silvopastoril con una asociación de *Brachiaria bizantha* y *Arachis pintoii* manejada bajo pastoreo.

4. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1. Localización del ensayo

El ensayo que servirá de base para el presente trabajo, se encuentra localizado en el cantón de Pococí, provincia de Limón, Costa Rica, en la Estación Experimental "Los Diamantes", propiedad del Ministerio de Agricultura y Ganadería (MAG). La estación experimental se encuentra a 250 msnm, con una temperatura media de 23°C y humedad relativa de 87%. Presenta una precipitación anual de 4500 mm sin un período seco bien definido. Corresponde a la zona de vida Bosque tropical lluvioso (Cochrane, 1982). En cuanto al suelo del área experimental, éste corresponde a un *Eutric hapludands*, de origen aluvial con fertilidad de mediana a alta y con buena granulación y drenaje.

4.2. Descripción y antecedentes del área experimental.

El área donde se encuentra el experimento forma parte de una serie de ensayos que se han venido realizando desde 1989. Inicialmente, se establecieron las 4 parcelas de *Arachis pintoii* con *Brachiaria brizantha* (Ibrahim, 1994). En este ensayo se midió la persistencia y productividad de una asociación pasto/leguminosa, hasta 1992.

En ese año se estableció el poró (*Erythrina berteroana*) y el madero negro (*Gliricidia sepium*) en las mismas parcelas. Originalmente el sustrato inferior de éstas parcelas era una asociación de *Arachis pintoi* con *Brachiaria brizantha*, sin embargo, durante el primer año y medio de pastoreo el *A. pintoi* se perdió casi por completo (< 3% de composición botánica) en las parcelas que incluían el poró. Por ésta razón, se decidió perder el *A. pintoi* y seguir únicamente con *B. brizantha*, como sustrato inferior para las parcelas con árboles (Abarca, 1997)¹.

Luego del primer año, hubo una alta mortalidad de *G. sepium*. Las razones fueron una alta palatabilidad, el método de siembra no fue el mejor (estacas horizontales de unos 50 cm.) y una plaga muy común en ésta zona, la taltusa (*Orthogeomys sp.*). Por ésta razón, a estas parcelas no se les realizó ninguna medición, aunque siempre se les manejó de acuerdo al patrón de rotación y carga animal establecidas para los sistemas de pasturas estudiadas (Abarca, 1997)¹.

Los tratamientos originales para este ensayo fueron: *Erythrina berteroana* + *B. brizantha*, *Gliricidia sepium* + *B. brizantha* y un testigo de *B. brizantha* + *Arachis pintoi*. Cada tratamiento tuvo cuatro repeticiones con dos cargas animales (5.5 y 4 animales/ha/año) para un total de 24 apartos. Luego se observó, que las cargas animales con las que se trabajaban eran muy altas, por lo que se decidió dejar una sola carga animal de 3 UA/ha/año (1 UA = 400 kg PV).

Los árboles dentro de las parcelas se encuentran en hileras segmentadas de seis metros de largo puestas en un sistema de líneas alternas traslapadas, con seis metros entre hilera e hilera. Actualmente hay cinco metros entre hileras, ya que los tocones de los árboles han engrosado. La rotación de los apartos tiene un período de descanso de treinta días, con cinco días de permanencia. Los árboles tienen una poda total cada cuatro meses (Abarca, 1997)¹.

Este ensayo seis meses antes de iniciar el presente ensayo, sin embargo, desde entonces se ha estado manejando con la misma carga animal y período de descanso.

¹ ABARCA, S. 1997. Establecimiento y manejo de parcelas con Poró (*Erythrina berteroana*) y madero negro (*Gliricidia sepium*) en la finca de Diamantes, Guápiles, Costa Rica. [Comunicación personal].

4.3. Tratamientos y diseños experimentales

Se compararon los sistemas silvopastoriles *B. brizantha* con *E. berteroana* (BP) y *B. brizantha* con *G. sepium* (BM), se utilizó un diseño de bloques completos al azar con un arreglo de parcelas subdivididas en franjas, donde las parcelas grandes fueron los sistemas utilizados (S), las subparcelas las profundidades de muestreo (P), y las sub-subparcelas fueron las distancias con respecto a la hilera de árboles (D).

// Debido a que el efecto de distancia fue el que se quiso estimar con mayor precisión, se puso éste efecto como la sub-subparcela. // En la Figura 1 se aprecia la distribución de los tratamientos bajo un diseño de parcelas divididas:

S1 <i>Erythrina L</i>								S2 <i>Castanea e</i>							
P1 <i>Ery B + Brachiaria</i>				P2 <i>Eryt + Gliricidia</i>				P1				P2			
D1	D2	D3	D4	D1	D2	D3	D4	D1	D2	D3	D4	D1	D2	D3	D4

Figura 1. Esquema de la distribución de los tratamientos para la comparación de parcelas con árboles.

El factor S consta de dos niveles (*Erythrina berteroana* + *Brachiaria brizantha* y *Erythrina berteroana* + *Gliricidia sepium*), el factor P consta de dos niveles (0-15 y 15-30 cm) y el factor D tiene cuatro niveles (0.5, 1.0, 1.5, y 2.5 metros de distancia de la hilera de árboles). Cada parcela contó con tres repeticiones para un total de seis parcelas grandes. El modelo estadístico para el presente diseño fue el siguiente:

$$Y_{ijkm} = \mu + \rho_i + \alpha_j + \delta_{ij} + \beta_k + (\alpha\beta)_{jk} + \pi_{ijk} + \phi_m + (\alpha\phi)_{jm} + (\beta\phi)_{km} + (\alpha\beta\phi)_{jkm} + M + \epsilon_{ijkm}$$

$$i = 1, \dots, r \quad j = 1, \dots, a \quad k = 1, \dots, b \quad m = 1, \dots, c$$

donde:

μ	=	Promedio general.
ρ_i	=	Efecto de la i-ésima repetición
α_j	=	Efecto del j-ésimo sistemas silvopastoriles.
δ_{ij}	=	Error asociado a la parcela principal.
β_k	=	Efecto de la k-ésima profundidad.
$(\alpha\beta)_{jk}$	=	Efecto de Interacción del j-ésimo sistema silvopastoril con la k-ésima profundidad.
π_{ijk}	=	Error asociado a la subparcela.
ϕ_m	=	Efecto de la m-ésima distancia.

$(\alpha\phi)_{jm}$	=	Efecto de Interacción entre el j-ésimo sistema silvopastoril con la m-ésima distancia.
$(\beta\phi)_{km}$	=	Efecto de Interacción entre la k-ésima profundidad con la m-ésima distancia.
$(\alpha\beta\phi)_{jkm}$	=	Efecto de Interacción entre el j-ésimo sistema silvopastoril, la k-ésima profundidad y la m-ésima distancia.
M	=	Error asociado al muestreo.
ε_{ijkm}	=	Error asociado a la sub-subparcelas

Los grados de libertad asociados al presente diseño experimental se encuentran desglosados en el anexo A.. Para las diferencias significativas entre sistemas silvopastoriles, se obtuvieron los promedios por sistema y se analizaron por medio de la prueba F. Para la profundidad se realizó una prueba F de la misma forma que el anterior. Para la distancia, se buscó el polinomio (lineal, cuadrático, etc.) de mejor ajuste. En las interacciones, se realizó una combinación de pruebas haciendo el análisis para cada distancia, dentro de cada profundidad y cada sistema.

Para la comparación de los sistemas anteriores con la asociación de *B. brizantha* con *Arachis. pintoi* (BA), se obvió el factor de distancia al utilizar un promedio de los datos obtenidos de esta medición en las parcelas con árboles y comparándolo con los tres datos obtenidos para cada parcela. El diseño experimental fue de bloques completos al azar con un arreglo de los tratamientos en parcelas divididas en franjas, donde las parcelas grandes fueron los sistemas utilizados (S) y las subparcelas fueron las profundidades (P). En la figura 2 se aprecia la distribución de los tratamientos.

S1		S2		S3	
P1	P2	P1	P2	P1	P2

Figura 2: Esquema de distribución de los tratamientos para la comparación con las parcelas sin árboles.

El factor S consta de tres niveles (*E. berteriana* + *B. brizantha*, *G. sepium* + *B. brizantha* y *B. brizantha* + *A. pintoí*) y el factor P consta de dos niveles (0-15 y 15-30 cm). Cada parcela grande se repitió tres veces, con lo que se tuvieron nueve parcelas grandes. El modelo estadístico para este análisis es el siguiente:

$$Y_{ijk} = \mu + \rho_i + \alpha_j + \delta_{ij} + \beta_k + (\alpha\beta)_{jk} + M + \varepsilon_{ijk}; i = 1, \dots, r \quad j = 1, \dots, a \quad k = 1, \dots, b$$

donde:

μ	=	Promedio general.
ρ_i	=	Efecto de la i-ésima repetición.
α_j	=	Efecto del j-ésimo sistema silvopastoril.
δ_{ij}	=	Error asociado a la parcela principal.
β_k	=	Efecto de la k-ésima profundidad.
$(\alpha\beta)_{jk}$	=	Error de la Interacción entre el j-ésimo sistema silvopastoril y la k-ésima profundidad.
M	=	Error asociado al muestreo.
ε_{ijk}	=	Error asociado a la subparcela.

En el anexo (Cuadro A2) se encuentra desglosado los grados de libertad para la comparación entre las parcelas con árboles y las que no lo tienen. Para las diferencias significativas entre sistemas silvopastoriles, se compararon sus medias por medio de una prueba de Duncan. Para las profundidades, la prueba de F es suficiente. Para el caso de las interacciones, se realizó una combinación de pruebas, de la misma forma que en la comparación anterior. Se realizó un análisis de residuos a todas las variables para verificar el cumplimiento de los supuestos de normalidad del modelo.

4.3.1. Muestreo

Se realizaron dos muestreos, el primero fue realizado en Marzo de 1997 para la determinación de las variables de fertilidad y el segundo se realizó durante el mes de Agosto de ese mismo año. Este último muestreo fue realizado para la determinación de carbono y nitrógeno microbiano. En ésta ocasión se muestreo un bloque por día, con un intervalo de 7 días entre cada bloque. Paralelamente, de igual forma se realizó el muestreo de lombrices.

4.4. Variables a evaluar

4.4.1. Parámetros químicos del suelo

4.4.1.1. Fertilidad del suelo

En las parcelas con árboles se tomaron muestras de suelo a 0.5, 1.0, 1.5, y 2.5 metros de los árboles, a dos profundidades (0-15 cm y de 15-30 cm.). Esto se realizó en tres puntos al azar en cada parcela. Cada punto al azar corresponde a un segmento de *E. berteriana* o *G. sepium* (parcela con solo *B. brizantha*), donde se descartaron aquellas hileras que quedaron al borde de la parcela. Los muestreos se realizaron a lo largo de la hilera y a ambos lados de la misma, teniendo el cuidado de dejar un metro de cada lado como borde. En las parcelas sin árboles se muestrearon en tres lugares al azar a dos profundidades, con un total de seis muestras por parcela y dieciocho en total.

A éstas muestras se les realizó: pH en agua (Henríquez *et al.*, 1995), acidez intercambiable (Henríquez *et al.*, 1995) y Ca, Mg, K y P por lectura de Absorción Atómica.

4.4.1.2. Fraccionamiento de Materia Orgánica

Se realizó un fraccionamiento de materia orgánica en fracciones ligera (FL) y pesada (FP), siendo utilizado la metodología descrita por Cambardella y Elliot (1992), donde inicialmente se seca la muestra al aire y se tamiza a 2 mm. Luego se toman 25 g. de suelo seco y se centrifuga con 100 ml de solución de hexametáfosfato de sodio (5 g/l) en frascos de 250 ml. Inmediatamente, se agitan por 12 horas y se tamizan para separar la fracción ligera (FL) y la fracción pesada (FP) de la MO, en un tamiz de 53 μm . Por último las fracciones son secadas a 60°C por 72 horas. En cada fracción se determinará la materia orgánica por el método de Nelson y Sommer (1980) y de N total por semi-microKjeldahl (Jackson, 1982).

4.4.2. Parámetros Biológicos

4.4.2.1. Carbono y Nitrógeno microbiano

La determinación de C y N microbianos se realizó por medio de la técnica de fumigación-extracción, utilizando la metodología descrita por Vance *et al.* (1987) para el C y la de Brookes *et al.* (1985) para el N.; modificada posteriormente por Anderson e Ingram (1993). La biomasa microbiana se expresa en términos de C y N microbiano de la siguiente manera:

C microbiano = (C extraíble en suelo sin fumigar - C extraíble en suelo fumigado)

N microbiano = (N extraíble en suelo sin fumigar - N extraído en suelo fumigado)

4.4.2.2. Densidad de lombrices

La densidad de lombrices se estimó con marcos de 25X25X15 cm., según metodología descrita por Anderson e Ingram (1993). Para cada parcela con árboles se tomaron muestras a 0.5, 1.0, 1.5 y 2.5 metros de los árboles en cuatro puntos al azar, para un total de sesenta y cuatro muestras. En las parcelas sin árboles se tomaron cuatro muestras al azar por parcela, para un total de ocho muestras.

Se procedió a hacer el conteo de lombrices en el campo, separando aquellas con clitelo (adultas) de aquellas sin clitelo (jóvenes). Luego las lombrices se devolvieron al campo.

5. REVISIÓN DE LITERATURA

5.1. Sistema Silvopastoriles

Fassbender (1993), desde el punto de vista funcional, define un sistema agroforestal como un ecosistema artificial en el cual, por alguna circunstancia, se alteran las condiciones naturales con una naturaleza antropogénica, al servicio del hombre. Por otro lado, Somarriba (1992), desde el punto de vista estructural, lo define como una asociación (espacial o temporal) de dos o más especies diferentes, donde por lo menos una de ellas debe de ser leñosa y tener algún tipo de manejo (poda, fertilización, deshierba, etc.).

En lo referente a la actividad ganadera, los sistemas silvopastoriles se definen como aquella actividad donde en un mismo espacio, interactúan dos especies, una leñosa y otra herbácea o leñosa, complementadas con un animal (por lo general ganado vacuno) (Somarriba, 1992). En éstos sistemas, debido a los cambios realizados por el hombre, se observan diferencias en el comportamiento normal de la materia orgánica y en el ciclaje de nutrientes, tanto a nivel dinámico como estático (Fassbender, 1993). Aunque la mayor parte de la información existente se basa en estudios realizados en sistemas agrosilviculturales, ésta sirve para comprender los cambios que ocurren a nivel de nutrientes en un sistema silvopastoril.

5.1.1. Dinámica de nutrientes en sistemas silvopastoriles

Charley y Richards (1983), establecen que la circulación de los minerales en los ecosistemas se produce siguiendo tres vías:

1. Bioquímica: se desarrolla a nivel de la planta, traslocación de nutrientes ordenados por su mismo metabolismo.
2. Geoquímico: se desarrolla entre los componentes abióticos del sistema, comprende procesos como la mineralización, precipitación, equilibrio químico entre fases, absorción, etc.
3. Biogeoquímica: relación entre componentes bióticos y abióticos (descomposición de la materia orgánica por parte de los microorganismos del suelo).

En los sistemas silvopastoriles, el retorno de materia orgánica y elementos nutritivos de los animales depende de su distribución y movilidad en el pastizal y de la composición química de las excreciones (heces y orina), así como de las raíces de pastos, malezas y ramas y hojarasca de los propios árboles (Fassbender, 1993).

Por otro lado, una proporción significativa de los nutrientes que son absorbidos por la planta son devueltos al suelo a través de la descomposición de los residuos vegetales. Pezo *et al.* (1992) señalan que en vacas lecheras, alrededor de un 75% de los elementos minerales consumidos son retornados vía excretas, y hasta un 90% en animales en crecimiento.

5.1.1.1. Nitrógeno

Existe una relación directa entre la velocidad de degradación de la materia orgánica con el incremento de los nutrientes en el suelo. En el experimento de Nyamai (1992), la *Leucaena* presentó una mayor tasa de liberación N (70%) en el suelo que la *Cassia* (36%), la cual tuvo la menor tasa de degradación.

Los resultados de Bross *et al.* (1995) y Palm y Sánchez (1990) demuestran ésta misma relación; sin embargo, mencionan que una rápida liberación, al inicio del proceso de degradación, puede resultar en una pérdida de nutrientes, sobre todo de N, por lavada durante las lluvias. Con relaciones C:N mayores de 15:1

prácticamente no existe mineralización, ya que el poco N presente es utilizado por los microorganismos (Sprent, 1983).

Una posible recomendación, cuando se podan árboles, es utilizar especies con diferentes velocidades de degradación para asegurar un flujo continuo de nutrientes en el tiempo. Sin embargo, la limitación del nitrógeno en sistemas agroforestales no está definida primordialmente por los factores que afectan la descomposición de las hojas, sino más bien por la cantidad del material depositado (hojarascas) en el suelo y por su distribución en el tiempo (Glover y Beer, 1986; Imbach, 1987).

Ayarza *et al.* (1994), mencionan que en un pastizal, a pesar que existe nitrógeno proveniente de la excreción del animal (principalmente la orina), la mayor contribución es por parte de la descomposición de los residuos vegetales.

La cantidad de nitrógeno que es reciclado depende de la cantidad de residuos producido en la pastura y su velocidad en descomposición (CIAT, 1989b). La cantidad de residuos es una función del manejo que se le da al sistema, entre mayor el nivel de utilización por parte del animal menor será el nivel de reciclaje del nitrógeno a través de los residuos. La liberación de nitrógeno de los residuos depende de la calidad del material, tal y como se vio anteriormente. En general se puede decir que la eficiencia de reciclaje de nitrógeno a través de las excreciones es variable, y en muchos casos la literatura indica que es ineficiente debido a la falta de dispersión uniforme y a la susceptibilidad de pérdidas por lixiviación (Ayarza *et al.*, 1994).

5.1.1.2. Fósforo

Cooperband (1992), trabajando en el trópico húmedo de Costa Rica en sistemas silvopastoriles con *Erythrina berteroana*, determinó que la utilización de Poró, incrementa significativamente el P en el suelo, tanto espacialmente como temporalmente, además observó un efecto sinérgico positivo con el pastoreo.

Este punto se puede explicar con las tasas de liberación de fósforo, ya que tanto la del poró como la de la pastura, disminuyeron exponencialmente, en los puntos donde el animal hacía las deposiciones (excreta). En éstos puntos, la tasa de liberación del P de la excreta era 4 a 5 veces mayor que la del poró o el pasto.

En éste momento hay, probablemente, un cambio de equilibrio entre la biomasa microbial y su substrato, resultando en un exceso temporal de mineralización de P y un aumento en la cantidad de P en la solución del suelo. Así, se crea un lapso, cuando la planta (en éste caso el pasto) puede hacer uso de este exceso de P (Cooperband, 1992).

Por otro lado, la cantidad de P que llega al suelo, a menudo varía con la tasa de liberación de otro nutriente. Palm y Sánchez (1990), determinaron que la tasa de pérdida del fósforo en hojas de poró se relacionó con el nitrógeno en la primera fase de la descomposición. Una alta tasa de descomposición en el inicio, producto de una concentración inicial de N alta, produjo un aumento en la actividad microbial, haciendo más rápida la pérdida de fósforo. (Palm y Sánchez, 1990).

Estudios mencionan que algunas leguminosas tienen la capacidad de producir grandes cantidades de fosfatasa, enzima capaz de solubilizar el fósforo orgánico del suelo y de los residuos, aunque todavía es prematuro determinar la eficiencia de uso del fósforo de ésta forma por parte de los pastos (Ayarza *et al*, 1994).

5.1.1.3. Otros nutrientes

Palm y Sánchez (1990), haciendo una comparación de los patrones de liberación de nutrientes en *Inga edulis*, *Cajanus cajan* y *Erythrina sp*, determinaron que las tasas de pérdida de los nutrientes en las hojas en descomposición tuvo el siguiente comportamiento: potasio>fósforo, nitrógeno y magnesio>calcio; a excepción de la *Erythrina*, donde fue mayor el nitrógeno que el potasio. La tasa de pérdida del potasio fue la mas alta, incluso mayor que la descomposición de las hojas. Esto sugiere que la lixiviación es el principal proceso que influencia la pérdida del potasio (Palm y Sánchez, 1990; Glover y Beer, 1986; Imbach, 1987; Fassbender, 1993).

La inmovilización y la tasa de pérdida de calcio inicial, durante la descomposición, se debe a la acumulación de oxalatos de calcio en los hongos

que colonizan los tejidos de las hojas en descomposición, existe entonces una especie de saturación por parte de los hongos (Palm y Sánchez, 1990).

5.2. Factores que afectan la dinámica de nutrientes

La descomposición de la materia orgánica es el paso inicial para la consiguiente entrada de nutrientes al sistema; además que desempeña dos papeles fundamentales (Swift *et al*, 1981):

1. La mineralización de los elementos esenciales contenidos en la fitomasa
2. Ayudar a la formación del suelo (agregados, ped, con la formación de ácidos húmicos que sirven como cemento).

La descomposición se define como desintegración paulatina de materia orgánica muerta (Ulrich *et al*, 1981; Etherington, 1982) y es producto de la interacción de dos fuerzas: la reducción mecánica del tamaño de las partículas y la mineralización del material, o sea la conversión de los elementos de su forma orgánica a su forma inorgánica (Swift *et al*, 1981).

El proceso de descomposición se regula con el efecto combinado que ejercen el tipo de sustrato y el ambiente sobre las poblaciones de organismos descomponedores (Swift *et al*, 1981; Lal, 1987). Estos factores de regulación se analizarán a continuación.

5.2.1. Los organismos descomponedores (Biomasa microbiana)

Aunque en el proceso de desintegración de la materia orgánica puede intervenir la meteorización, el proceso de descomposición se debe fundamentalmente a actividad de diversos organismos heterótrofos que utilizan las sustancias contenidas en el sustrato como fuente de energía y elementos para la síntesis de su protoplasma (Alexander, 1977).

Los organismos en mención son la microflora desintegradora, formada por bacterias y hongos, y los invertebrados detritívoros. Ambos tipos de microorganismos muestran una interacción positiva entre sí. Un aumento en la actividad de los detritívoros al consumir una parte importante del detrito y desmenuzar el resto, aumenta la aireación y expone una mayor área de

superficie del detrito, fomentando un aumento en la microflora desintegradora (Ulrich *et al.*, 1981). Esto crea una sucesión de organismos en los diferentes estratos del suelo según el grado de descomposición de la materia (Etherington, 1982).

Las bacterias y hongos son los microorganismos que atacan con mayor rapidez los residuos orgánicos existentes en el suelo, liberando en el proceso CO_2 a la atmósfera y produciendo variaciones en el nitrógeno total del suelo (Alexander, 1977; Nuernberg *et al.*, 1984; Duxbury *et al.*, 1996). Este ataque se da debido a que la materia orgánica caída al suelo suple las necesidades metabólicas, citoplasmáticas y favorece el crecimiento poblacional de esta fracción (Campbell y Biedebeck, 1982). La proporción del ataque de la biomasa microbiana es determinado directamente por la disponibilidad de carbono orgánico y por el estado nutricional del suelo (Van Veen *et al.*, 1989).

Mazzarino *et al.* (1993) mencionan que el manejo del suelo, la cobertura vegetal, la fertilización de los cultivos, el origen de los suelos y las fluctuaciones climáticas afectan el desarrollo de la actividad microbiana. Ladd *et al.* (1994) agrega que los efectos anteriores son más evidentes en las capas superiores del suelo, donde se da una mayor fluctuación de humedad y temperatura.

La quema, como una práctica de manejo para el control de los desechos de cosecha o control de malezas, tiende a disminuir la cantidad de biomasa microbiana (Carry *et al.*, 1985). Por otro lado, Henrot y Robertson (1994) mencionan que la remoción de una cobertura de árboles y arbustos de 20 años en la región húmeda de Costa Rica, aumenta la cantidad de biomasa microbiana inmediatamente después de la labor, pero esta disminuye hasta un 35% de su valor original luego de dos años. También mencionan que la intensidad de remoción de la cobertura afecta directamente la cantidad de biomasa microbiana.

En sistemas con pasturas, se observa un aumento en la densidad del suelo producto de la compactación a la que están sometidas algunas pasturas. Este aumento en la densidad del suelo afecta la actividad microbiana al dificultar su movilidad para actuar sobre el sustrato (Van Veen y Elsas, 1986). Castilla (1992), en un ensayo con *B. humidicola* y *D. ovalifolium*, determinó que la biomasa microbiana fue afectada mayormente por el microclima que por el efecto de la

carga animal. En una comparación semejante, pero con una pastura asociada de *Braquiraria Brizantha* y *Arachis pintoii*, Torres (1995) reportó mayor cantidad de nitrógeno microbiano que en una pastura con solo *B. brizantha*.

En una comparación entre un suelo de bosque, otro con *B. brizantha* y *Arachis pintoii* (BA) y otro suelo de *B. brizantha* con *Erythrina berteroana* (BP) realizada en el Atlántico húmedo de Costa Rica, Umaña (1996) reporta los mayores niveles de carbono y nitrógeno microbiano para el bosque primario (1032.8 mgC/kg). Por otro lado, no encontró diferencia estadísticas entre los sistemas BA y BP, teniendo 730.6 y 840.3 mgC/kg respectivamente. En términos generales, aquellos sistemas que mantienen una buena cobertura, y por ende una humedad estable del suelo, tienen valores de biomasa microbiana altas (Mazzarino *et al.* 1993.; Ladd *et al.*, 1994). ✓

Por otro lado, gracias a su actividad física, las lombrices juegan un papel importante en la ecología del suelo (Roos y Cairns, 1982). Lavelle y Pashanaki (1989) indican que las lombrices promueven ciclos de nutrientes rápidos y cortos, a la vez que contribuyen con el desarrollo del suelo al construir galerías que mejoran las propiedades físicas del suelo (Tian *et al.*, 1995). También se ha observado una mejora en las propiedades químicas y biológicas de la materia orgánica, al ingerir y mezclar el suelo con los desechos tanto de animales como de vegetales (Lavelle y Swift, 1994; McGrath y Jarvis, 1994).

Las variables ambientales puedan afectar grandemente la actividad y número de lombrices en el suelo (Tian, 1997). por lo cual es importante tomar en cuenta la biomasa de lombrices como un indicador más de calidad de suelo.

Son varios los factores que afectan la abundancia de lombrices; Fragoso y Lavelle (1992), jerarquizaron estos factores de la siguiente forma: la temperatura como punto superior jerárquico, luego factores edáficos (nutrientes en el suelo) y por último factores estacionales (lluvias, sequías). } V

En una asociación de *Braquiraria brizantha* con *Arachis pintoii*, Torres (1995) encontró una relación positiva entre el número de lombrices/m², y el N microbiano y la proporción de este en término del N total del suelo. Además, menciona que la densidad de biomasa de lombrices fue superior en pasturas asociadas con *A. pintoii* que en pasturas con gramíneas solas. En pasturas mejoradas, Wild *et al.* liste

(1994) determinó que bajo condiciones de sombra hubo mayor número de lombrices que a pleno sol, esto evidentemente por que la humedad del suelo se mantiene bajo condiciones de sombra.

Bajo condiciones del trópico húmedo de Costa Rica, Umaña (1996), determinó que ecosistemas de bosque primario, pastura con *B. brizantha* y suelo desnudo tenían mayores cantidades de lombrices, mientras que en los sistema con leguminosas (*B. brizantha*+*A. pintoi* y *B. brizantha*+*E. berteriana*) el número y peso fue sensiblemente menor. La razón es que las lombrices de tierra pueden ser afectadas por los altos niveles de N_2 en el suelo, tal y como lo refuerza Curry (1986).

5.2.2. Propiedades físico-químicas de la materia

La constitución química y propiedades físicas del sustrato son uno de los factores que afectan la actividad de organismos descomponedores de la materia orgánica. La disponibilidad del N es un factor limitante en la descomposición de materia orgánica. Su baja concentración en tejidos vegetales tiene una relación directamente proporcional con la velocidad de descomposición.

Por lo general, materiales con mayor concentración de N presentan mayor velocidad de descomposición. Se suele utilizar la relación C:N como un criterio útil para aclarar la importancia de la disponibilidad del N en la descomposición (Babbar, 1983). Nyamai (1992) comparó la tasa de descomposición de diferentes leguminosas (Cuadro 1) y determinó que el patrón de descomposición varió según la especie, siendo la leucaena la de mayor descomposición y más rápida disminución, al contrario de la Cassia que fue la más lenta. En el Cuadro 1 se observa que la relación C:N fue mejor para la Leucaena y Calliandra, y a su vez fueron la de más rápida descomposición.

Cuadro 1. Nitrógeno total del follaje en descomposición al inicio y al final de un período de 30 días de toma de datos. (la relación C:N es al día 0).

Tipo abono verde	C:N	N inicial (%)	N final (%)	N en solución (%)
Leucaena	4:1	5.3	1.6	70
Calliandra	4:1	4.7	1.9	60
Gliricidia	5:1	4.5	1.8	60
Prosopis	5:1	4.3	1.7	60
Cassia	8:1	3.1	2.0	36

Fuente: Nyamai, 1992.

Por otro lado, los compuestos estructurales como celulosa, hemicelulosa y lignina afectan negativamente la velocidad de descomposición. Ramas y troncos de árboles tienen una tasa de descomposición menor que tallos, frutos y hojas, por tener una mayor concentración de estos compuestos estructurales (Finegan, 1996; Constantinides y Fownes, 1993).

Bross *et al* (1995) mencionan que el efecto de la lignina (L) en la pérdida de peso de una hoja durante la descomposición, influencia indirectamente a otros componentes. Constantinides y Fownes (1993) mencionan que la relación L:N explica mejor la velocidad de descomposición al dar una idea de la composición del carbono, existiendo una relación inversa entre la proporción L:N y la tasa de descomposición de la materia orgánica.

Algunos compuestos secundarios, importantes como defensa contra la herbivoría, juegan un papel importante, ya que a menudo tienden a fijar el N soluble por lo que disminuye la disponibilidad de N para los organismos descomponedores (Palm y Sánchez, 1990). Palm y Sánchez (1990) tuvieron resultados interesantes al tratar de predecir la tasa de descomposición de algunas especies leguminosas por medio de la relación C:N y la cantidad de lignina.

Comparando las tasas de descomposición de *Erythrina sp.* y *Cajanus sp.*, con niveles similares de lignina y nitrógeno, notaron que el patrón fue distinto para ambas especies. La explicación se debió a la concentración de polifenoles en las plantas, compuesto que forma complejos nitrogenados muy resistentes, por lo que disminuye la descomposición y la liberación de N descomponedores (Palm y Sánchez, 1990).

La *Erythrina* tuvo una mayor tasa de descomposición, con un menor contenido de polifenoles. Al inicio, la fracción soluble de nitrógeno es lavada o mineralizada, mientras que en la segunda fase pudiera ser que el nitrógeno se fije a la lignina o polifenoles en las hojas (Palm y Sánchez, 1990).

5.2.3. Influencia de las condiciones ambientales

La humedad y la temperatura son los factores reguladores más importante de la descomposición al afectar la distribución de los organismos descomponedores a lo largo de una gradiente latitudinal, logrando afectar

sensiblemente la dinámica de nutrientes en el suelo. Así, existen mayor número de detritívoros en los trópicos que en los polos; y aún más en sitios más húmedos. Estos dos factores afectan indirectamente la tasa de descomposición y en sí la mineralización de nutrientes. (Jordan, 1985; Meentemeyer, 1978).

A su vez, estos factores reguladores están influenciados por el microclima, y según Jones (1985), es el microclima el factor más importante para definir las temperaturas y humedades en las cuales se desarrollarán los microorganismos. Las variables que definen el microclima interactúan simultáneamente entre sí y los microorganismos y las plantas, de manera que no se puede conocer el efecto de una determinada variable sin definir el estado de las demás (Jones, 1985).

5.2.4. Acumulación de materia orgánica

La acumulación de materia orgánica a través del proceso de fotosíntesis y de la absorción de elementos nutritivos, se refleja en la biomasa de los sistemas de producción agroforestales (Fassbender, 1993). El patrón mensual de aporte de residuos al suelo en sistemas agroforestales, depende de las características fisiológicas de las especies involucradas en el sistema y las condiciones climáticas reinantes (Fassbender, 1993; Cole y Rapp, 1981), pero puede ser modificada por el manejo de podas.

En sistemas silvopastoriles se estimula el ciclo de renovación orgánica y fertilización al retornar al suelo hojas, frutos, ramas, rastrojos, heces y orina. Así mismo, el componente arbóreo permite extraer nutrientes que normalmente quedan fuera del alcance del sistema radical de los pastos. Cuando se utilizan árboles leguminosos, éstos contribuyen con nitrógeno al suelo, ya sea por fijación de nitrógeno atmosférico como por sus hojas y ramas que caen naturalmente o son podadas (Ruiz, 1983).

5.2.5. Efecto del animal

El hecho que un animal se traslade de un lado a otro, ramoneando y pastoreando las diferentes especies y dejando excreciones a través del pastizal, afecta definitivamente los nutrientes del suelo (Ayarza *et al*, 1994). El pastoreo afecta la biomasa aérea y de las raíces del pasto, así como la velocidad y

eficiencia del ciclaje de nutrientes en el sistema. La defoliación puede estimular, o afectar negativamente, el crecimiento de la planta y la absorción de nutrientes; también puede modificar la proporción de los nutrientes reciclados a través de las plantas o los animales (Ayarza *et al*, 1994).

En un sistema silvopastoril los animales tienen un rol importante en la dinámica de nutrientes ya que por medio de las excretas, depositan nutrientes en pequeñas áreas distribuidas irregularmente en la pastura. Estos factores incrementan el riesgo de pérdidas por volatilización y lavado de nutrientes, reduciendo la eficiencia del reciclaje. Una proporción significativa de los nutrientes que son absorbidos por la planta son devueltos al suelo a través de la descomposición de los residuos vegetales. Pezo *et al.* (1992) señalan que en vacas lecheras, alrededor de un 75% de los elementos minerales consumidos son retornados vía excretas, y hasta un 90% en animales en crecimiento.

El sistema de pastoreo así como la carga animal también pueden influenciar la cantidad y distribución de los nutrientes reciclados. La rotación de pastos mejora la distribución de las excretas (CIAT, 1990 b) y altas cargas animales incrementan la proporción y disponibilidad de nutrientes reciclados en la pastura.

6. LITERATURA CITADA

- ALEXANDER, M. 1977. Introduction to soil microbiology. 2 ed. New York, Willey, 472 p.
- ANDERSON, T.H.; INGRAM, J.S.I. 1993. Tropical soil biology and fertility. A handbook of methods. Wallingford, U.K. C.A.B. International. 221 p.
- AYARZA, M. 1988. Potassium dynamics in tropical pastures in the humid tropics. Ph.D. Thesis. North Carolina State University. Raleigh, North Carolina. 175 p.
- AYARZA, M.A.; RAO, I.M.; THOMAS, R. 1994. Recycling of nutrients in tropical pastures and acid soils. In E.J. Homan (ed.). Animal Agriculture and Natural Resources in Central America: Strategies for Sustainability. (1991, San José, C.R.). Proceedings of a Symposium/Workshop held in San José, C.R. pp. 161-171.
- BABBAR A., L. I. 1983. Descomposición del follaje en ecosistemas sucesionales en Turrialba, Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, C.R., Programa Universidad de Costa Rica/CATIE. 79 p.
- BROOKES, P.C.; LANDMAN, A.; PRUDEN, G.; JENKINSON, D.S. 1985. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method for measuring microbial nitrogen in soil. Soil Biology and Biochemistry (G.B.) 17: 837-842.

- BROSS, E.L.; GOLD, M.A.; NGUYEN, V. 1995. Quality and decomposition of black locust (*Robinia pseudoacacia*) and alfalfa (*Medicago sativa*) mulch of temperate alley cropping systems. *Agroforestry Systems*. 29: 255-264.
- CAMBARDELLA, C.A.; ELLIOT, E.T. 1992. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Science Society of America Journal (EE.UU.)* 56: 777-783.
- CAMBELL, C.; BIEDERBECK, A. 1982. Changes in mineral N and number of bacteria and actinomycetes during two year under wheat fallow in southwestern Saskatchewan. *Canadian Journal of Soil Science*. 62: 125-137.
- CASTILLA, C.E. 1992. Carbon dynamics in managed tropical pastures: the effect of stocking rate on soil properties and on above and below ground carbon inputs. Ph.D. Thesis. Raleigh, NC. North Carolina State University. 175 p.
- CIAT. 1989b. Informa Anual. Programa de Pastos Tropicales; Sección de Fijación y Reciclaje de Nitrógeno. p. irr.
- CIAT. 1990 a. Informe Anual. Programa de Fijación y Reciclaje de Nitrógeno. s.n.t.
- CIAT. 1990b. Informe Anual. Programa de Pastos Tropicales; Sección Relación Suelo-Planta y Reciclaje de Nutrientes. p. irr.
- COCHRANE, T. 1982. Caracterización agroecológica para el desarrollo de pasturas en suelos ácidos de América Tropical. In J. Toledo. (ed.). Manual para la evaluación agronómica. Cali, Colombia. CIAT. pp.23-44.
- COLE, D.W.; RAPP, M. 1981. Elemental cycling in forest ecosystems. In Reichle, D.E. (ed.). Dynamic properties of forest ecosystems. Cambridge, Cambridge University Press. pp. 341-410. (International Biological Programme 23).
- CONSTANTINIDES, M.; FOWNES, J.H. 1993. Nitrogen mineralization patterns of leaf-twig mixtures from tropical leguminous trees. *Agroforestry Systems* 24: 223-231.
- COOPERBAND, L. 1992. Soil phosphorus dynamics in a Humid Tropical silvopastoral system. PhD. Thesis, Ohio, Ohio State University, U.S. 400 p.
- CHARLEY, J.L.; RICHARDS, B.N. 1983. Nutrient allocation in plant communities: mineral cycling in terrestrial eco-systems. In Lange, O.L. (ed). *Physiological plant ecology 5; Ecosystem processes: mineral cycling, productivity arid man's influence*. Berlin, Springer Verlag. pp. 5-45.
- CHILD, R. 1960. Problems of shade in tea. *Tea and Rubber Mail*, Dec. 15th., pp. 4-7.
- DUXBURY, J.M.; SMITH, M.S.; DORAN, J.W.; JORDAN, C.; SZOTT, L.; VENCE, E. 1986. Soil organic matter as a source and a sink of plant nutrients. In D.C. Coleman; J.M. Oades; G. Uhara (eds.). *Dynamic of soil organic matter in tropical ecosystems*. Paia, Hawaii. NIFTAL Project. p. 33-63.
- ETHERINGTON, J.R. 1982. *Environmental and plant ecology*. Chichester, U.K.. Willey. 487 p.
- FAOSTAT. 1995. Software for the USDA and FAO.

- FASSBENDER, H.W. 1993. Modelos edafológicos de sistemas Agroforestales. 2da ed. Turrialba, C.R. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. Programa II, Producción y desarrollo Agropecuario sostenible. 530 p. (Serie Materiales de Enseñanza No. 29).
- FINEGAN, B. 1995. La descomposición en ecosistemas terrestres. Tema#5. Apuntes de clases. 11 p.
- FRAGOSO, C.; LAVELLE, P. 1992. Earthworm communities of tropical rain forests. *Soil Biology and Biochemistry*. 21(12): 1397-1408.
- GLOVER, N.; BEER, J.W. 1987. Nitrogen cycling in two traditional Central American agroforestry systems. *Agroforestry Systems* 4: 77-87.
- HADFIELD, W. 1963. Critical studies of the shade problem in tea. *Two and a Bud*, 10 (4), 9-15.
- HENRÍQUEZ, C.; BERTSCH, F.; SALAS, R. 1995. Fertilidad de suelos. Manual de Laboratorio. Asociación Costarricense de Ciencia del Suelo. San José, C.R.: 64 p.
- X HENROT, J.; PHILIP ROBERTSON, G. 1994. Vegetation removal in two soil of the humid tropics: Effect on microbial biomass. *Soil Biology and Biochemistry*. 26(1): 111-116.
- IBRAHIM, M.A. 1994. Compatibility, persistence and productivity of grass-legume mixtures for sustainable animal production in the Atlantic Zone of Costa Rica. PhD Thesis, Wageningen Agricultural University, Wageningen. The Netherlands. 129 p.
- IMBACH, A.C. 1987. Lixiviación de nutrientes principales en cuatro sistemas agroforestales con cultivos perennes de Turrialba, Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, C.R., Programa Universidad de Costa Rica/CATIE. 167 p.
- INPE. 1990. (Instituto de Pesquisas Especiais). Aualia cao de alteracao da cobertura florestaina Amazonia legal utilizando sensorriamento remoto orbital. Sao Jose Dos Campos, Brasilia. 54 pp.
- JACKSON, M.L. 1982. Análisis químicos de suelos. Trad. José Beltran Martínez. 4a ed. Barcelona, España. Ed. Omega. 281 p.
- X JONES, M.B. 1985. Plant Microclimate. *In* Coombs, J.; Hall, D.O.; Long, S.P.; Scurlock, J.M. (eds.). *Techniques in Bioproductivity and Photosynthesis*. 2da ed. Pergamon Press, Oxford, G.B. 725 p.
- JORDAN, C.F. 1985. *Nutrient Cycling in Tropical Forest Ecosystems: Principles and their application in Management and Conservation*. Chichester, U.K.. Wiley. 190 p.
- KASS, B.T.; GRIME, H.; LAWSON, T. 1985. The development of alley cropping as a promising agroforestry technology. *In* H.A. Stepler, P.K. Nair (eds.). *Agroforestry: a Decade of Development*. International Center for Research on Agroforestry, Nairobi p. 227-243.

- LADD, J.N.; AMATO, M.; ZHOU LI-KAI; SHULTZ, J.E. 1994. Differential effects of rotation, plant residue and nitrogen fertilizer on microbial biomass and organic matter in an Australian alfisol. *Soil Biology and Biochemistry* (G.B.) 26(7):821-831 p.
- LAL, R. 1987. *Tropical ecology and physical edaphology*. Chichester, U.K.. Wiley. 732 p.
- LAVELLE, P.; PASHANAKI, G. 1989. Soil macrofauna and land management in the Peruvian Amazon (Yurimaguas, Loreto). *Pedobiologia* (Alemania). 33: 283-291.
- LAVELLE, P.; SWIFT, M.J. 1994. Origin and regulation of nutrient supply to plants in humid tropical grassland. *In International Grassland Congress* (1993, Palmerston North, New Zealand). [Congreso]. N.Z. p. 1535-1540.
- MAZZARINO, M.; SZOTT, L.; JIMENEZ, M. 1993. Dynamics of soil total C and, microbial biomass, and water soluble C in tropical agroecosystems. *Soil Biology and Biochemistry* (GB.) 25: 205-214.
- McGRATH, S.; JARVIS, S.C. 1994. Recent considerations of grassland "soil quizzity" in temperate regions. *In International Grassland Congress* (1993, Palmerston North, New Zealand). [Congreso]. N.Z. p. 1409-1418.
- MEENTEMEYER, V. 1978. Macroclimate and lignin control of litter decomposition rates. *Ecology*. 59: 465-472.
- NELSON, D.W.; SOMMERS, L.E. 1980. Total nitrogen analysis of soil and plant tissues. *Journal of the Association of Official Analytical Chemists* (EE.UU.)63: 770-778.
- NUEMBERG, N.J.; VIDOR, C.; STAMMEL, J.G. 1984. Efeito de sucessões de culturas e tipo de adubação na densidade, população e atividade microbiana do solo. *Revista Brasileira de Ciencia do Solo*. 8: 197-203.
- NYAMAI, D. 1992. Investigations on decomposition of foliage of woody species using a perfusion method. *Plant and Soil*. 139: 239-242.
- PALM, C.A.; SANCHEZ, P.A. 1990. Decomposition and nutrient release patterns of the leaves of three tropical legumes. *Biotropica* 22: 330-338.
- PEZO, D. 1994. Interacciones suelo-planta-animal en sistemas de producción animal basados en el uso de pasturas: Algunas experiencias en el trópico húmedo. *In IV Curso: Producción e Investigación de Pastos Tropicales* (28-29 de Abril, 1994, Maracaibo, Venezuela). Universidad de Zulia, Facultad de Agonomía; La Sociedad venezolana de Pastizales y Forrajes; Banco de Maracaibo. V. p. 113-140.
- ROOS, D.; CAIRNS, A. 1982. Effects of earth worms and ryegrass on respiratory and enzyme activities of soils. *Soil Biology and Biochemistry* 14: 581-587.
- RUIZ, M.E. 1983. Avances en la investigación en sistemas silvopastoriles. *In L. Babbar* (ed.). *Curso corto intensivo Agroforestal* (1983, Turrialba, C.R.) Turrialba, C.R., CATIE. s.p.
- SALINAS, J.G. 1987. Experiencias sobre recuperación de áreas degradadas con pasturas en el trópico húmedo. *In C.A. Duran, J.G. Salinas, R. Schaus* (eds.) *Talleres sobre establecimiento y producción de pasturas en la selva Peruana*. (1987, Cali, Col.). [Memorias] INIAA-IVITA-CIAT, Col. p. 161-186.

- SERRAO, E.A. 1991. Sustainability of pastures replacing forests in the Latin American humid tropics: The Brazilian Experience. *In* DESFIL humid tropical lowlands conference. (1991, Panama City, Pan.). [Conferencia]. p. irr.
- SOMARRIBA, E. 1992. Revisiting the past: an essay on agroforestry definition. *Agroforestry Systems*. 19: 233-240.
- SPRENT, J.L. 1983. Agricultural and horticultural systems: Implications in forestry. *In* J.C. Gordon, C.T. Wheeler (eds.). *Biochemical Nitrogen Fixation in Forest Ecosystems: Foundations and Applications*. Nijhoff/Junk. The Hague. The Netherlands. pp. 231-232.
- SWIFT, M.J.; RUSSELL-SMITH, A.; PERFECT, T.J. 1981. Decomposition and mineral nutrient dynamics of plant litter in a regenerating bush-fallow in sub-humid tropical Nigeria. *Journal of Ecology*. 69: 981-995.
- TIAN, G.; GRUSSAARD, L.; KANG, B.T. 1995. Breakdown of plant residues with contrasting chemical compositions under humid tropical conditions: Effects of earthworms and millipedes. *Soil Biology and Biochemistry*. 27: 277-280.
- TIAN, G.; KANG, B.T.; L. BRUSSAARD, L. 1997. Effect of mulch quality on earthworm activity and nutrient supply in the humid tropics. *Soil Biology and Biochemistry*. 29(3/4): 369-373.
- TORRES, M. 1995. Características físicas, químicas y biológicas en suelos bajo pasturas de *Brachiaria brizantha* sola y en asociación con *Arachis pintoi* después de cuatro años de pastoreo en el trópico húmedo de Costa Rica. Tesis Mag.Sc. Turrialba, C.R., CATIE. 98 p.
- X ULRICH, B.; BENECKE, P.; HARRIS, W.F.; KHANNA, P.K.; MAYER, R. 1981. Soil processes. *In* Reichle, D.E. ed. *Dynamic properties of forest ecosystems*. Cambridge, Cambridge University Press. p. 265-340. (International Biological Program 23).
- UMAÑA, C. 1996. Mineralización de la materia orgánica del suelo bajo tres ecosistemas del trópico húmedo en Costa Rica. Tesis Lic. en Ingeniería Agronómica con énfasis en Fitotecnia. C.R., UCR. 74 p.
- URCUYO, F. s.f. Modelos silvopastoriles para la pequeña ganadería en al Región Chorotega. Proyecto Forestal Chorotega (IDA-FAO-Holanda). Guanacaste, C.R. 99 p.
- VANCE, E.D.; BROOKES, P.C.; JENKINSON, D.S. 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry* (G.B.) 19 (6): 703-707.
- VAN VEEN, J.; ELSAS, J. 1986. Impact of soil structure on the activity and dynamics of the soil microbial population. *In* Megus'ar (ed.). *Perspectives in Microbial Ecology*. Proceedings of the Fourth International Symposium on Microbial Ecology Malinska Knjiga, Ljubljana. pp. 481-488.
- WILD, D.W.; WILSON, J.R.; STUR, W.W.; SHELTON, H.M. 1994. Shading increases yield of nitrogen-limited tropical grass. *In* International Grassland Congress (17, 1993, Palmerston North, New Zealand/Queensland, Australia). Proceedings. Palmerston North, New Zealand Grassland Association/Tropical Grassland Society of Australia/New Zealand Society of Animal Production /Australian Society of Animal Production/ New Zealand Institute of Agricultural Science. 2060-2062 p.

ANEXO A

Cuadro 1 A. Fuentes de variación y grados de libertad asociados al diseño de parcelas subdivididas para la comparación de parcelas con árboles.

Fuente de variación	Grados de libertad	Grados de libertad
Repetición	$(r-1)$	2
Factor a	$(j-1)$	1
Error (a)	$(r-1)(j-1)$	2
Factor (b)	$(k-1)$	1
Error factor (b)	$(r-1)(k-1)$	2
Factor (c)	$(m-1)$	3
Error factor (c)	$(r-1)(m-1)$	6
Int. (axb)	$(j-1)(k-1)$	1
Error Int. (axb)	$(r-1)(k-1)(j-1)$	3
Int. (axc)	$(j-1)(m-1)$	3
Error Int. (axc)	$(r-1)(j-1)(m-1)$	6
Int (bxc)	$(k-1)(m-1)$	3
Error int. (bxc)	$(r-1)(k-1)(m-1)$	6
Int (axbxc)	$(j-1)(k-1)(m-1)$	3
Error int. (axbxc)	$(r-1)(j-1)(k-1)(m-1)$	6
Error muestral	$M(r)(k)(m)(j)$	96
Total	$rabc-1$	143

Cuadro 2A. Análisis de variancia de parcelas divididas para la comparación de parcelas con y sin árboles.

Fuentes de variación	Grados de libertad	Grados de libertad
Repetición	$(r-1)$	2
Factor (a)	$(j-1)$	2
Error (a)	$(r-1)(j-1)$	4
Factor (b)	$(k-1)$	3
Error factor (b)	$(r-1)(k-1)$	6
Int (axb)	$(j-1)(k-1)$	6
Error Int. (axb)	$(r-1)(j-1)(k-1)$	12
Error muestral	$M(r)(a)(b)$	108
Total	$rjk-1$	133

CAPITULO II

EFECTO DEL PORO (*Erythrina berteroana*) Y MADERO NEGRO (*Gliricidia sepium*) SOBRE LA DISTRIBUCION ESPACIAL DE NUTRIENTES EN UN SUELO CON *Brachiaria brizantha*, COMPARADO CON UN SUELO EN ASOCIACION CON *Brachiaria brizantha* Y *Arachis pintoi*.

Palabras clave: fraccionamiento de materia orgánica, sistema silvopastoril, *Brachiaria brizantha*, *Arachis pintoi*, *Erythrina berteroana*, *Gliricidia sepium*.

RESUMEN: Los efectos de la *Erythrina berteroana* (BP) y la *Gliricidia sepium* (BM) en asociación con *Brachiaria brizantha* sobre la fertilidad del suelo, fueron estudiados en la zona húmeda del Atlántico de Costa Rica. Los dos sistemas anteriores se compararon con un sistema sin árboles de una asociación de *B. brizantha* con *Arachis pintoi* (BA). Se realizaron determinaciones de pH, acidez, Ca, Mg K y P; así como un fraccionamiento de materia orgánica con una fracción liviana (FL) con tamaño de partícula menor a 0.52 μm y una fracción pesada (FP) mayor a 0.52 μm . Se realizaron muestreos a dos profundidades (0-15 cm y 15-30 cm) y a cuatro distancias con respecto a la hilera de árboles (0.5, 1.0, 1.5 y 2.5 m). No hubo diferencia significativas para el pH y la acidez para los sistemas, a ninguna profundidad y distancia, siendo los promedio de 5.71 y 0.24 cmol/l respectivamente. Se observaron diferencias estadísticas para el Ca, Mg, K y P a nivel de profundidad, encontrando los mayores niveles en los primeros 15 cm del suelo. Para el caso del Mg y el P, se evidencian diferencias significativas en las distancias, encontrándose un comportamiento cuadrático para ambos elementos. Para las fracciones de materia orgánica, se observan diferencias significativas a nivel de profundidad para el nitrógeno de la FP y la materia orgánica de la FP y FL. A nivel de distancia, la materia orgánica de la FP y FL demuestra un comportamiento cuadrático. El efecto de los árboles sobre la disponibilidad de nutrientes en el suelo no se observó claramente en el presente ensayo pues el mismo se realizó en un suelo fértil. Además, la pastura mejorada como parcela comparativa sin árboles limita el efecto de éstas leñosas.

INTRODUCCION

En los sistemas silvopastoriles, el retorno de materia orgánica y elementos nutritivos de los animales dependen de su distribución y movilidad en el pastizal, de la composición química de las excreciones (heces y orina), así como de las raíces de pastos, malezas y ramas y hojarascas de los propios árboles (Fassbender, 1993). Pezo *et al.* (1992) señalan que en vacas lecheras, alrededor de un 75% de los elementos minerales consumidos son retornados vía excretas, y hasta un 90% en animales en crecimiento.

Una parte significativa de los nutrientes que son absorbidos por la planta son devueltos al suelo a través de la descomposición de los residuos vegetales. Palm (1995), establece que materiales de alta calidad (alto porcentaje de nitrógeno, buena relación lignina:nitrógeno, lignina+carbono:nitrógeno,

polifenoles:Nitrógeno) liberan los nutrientes a una velocidad muy alta, lo que produce una pérdida y baja utilización de los nutrientes. Sin embargo, la limitación del nitrógeno en sistemas agroforestales no está definida primordialmente por los factores que afectan la descomposición de las hojas, sino más bien por la cantidad del material depositado (hojarascas) en el suelo y por su distribución en el tiempo (Glover y Beer, 1986).

Además de las características de degradación de las hojas y cantidad de material depositado sobre el suelo como parámetros para medir la eficiencia de ciclaje de nutrientes en sistemas agrícolas con árboles, es también importante establecer las interacciones debajo del suelo (Schroth, 1995). Particularmente, el tipo de raíces de los árboles incorporados a los sistemas de producción cobra importancia puesto que mejoran la materia orgánica del suelo, nutren su biomasa, reducen la lixiviación, reciclan los nutrientes de capas profundas haciéndolos accesibles a las raíces y mejoran las propiedades físicas del suelo (Schroth, 1995). Con el fin de mejorar el uso de los árboles y evitar la competencia por nutrientes, Schroth (1995) determinó que los árboles seleccionados deberían cumplir las siguientes condiciones: baja competencias radical, sistema radical complementario al del cultivo (pastos, maíz, etc.) y facilidad de poda de raíces.

En el ámbito de los sistemas silvopastoriles, Cooperband (1992), trabajando en el trópico húmedo de Costa Rica con *Erythrina berteroana*, determinó que la utilización de poró, incrementa significativamente el P en el suelo, tanto espacialmente como temporalmente; además observó un efecto sinérgico positivo con el pastoreo. Umaña (1996) determinó que un bosque primario y una pastura asociada (*Brachiaria brizantha* y *A. pinto*) tenían mayores niveles de carbono y nitrógeno en el suelo, que pasturas con solo gramínea (*B. brizantha*) o con leguminosa arbórea (*Erythrina berteroana*).

En cuanto al componente animal, Ayarza *et al* (1994) mencionan que la defoliación producida por los animales puede estimular, o afectar negativamente, el crecimiento de la planta y la absorción de nutrientes, además de modificar la proporción de los nutrientes reciclados a través de las plantas o los animales

En momentos en que más de un 50%, de los 50 millones de hectáreas de pasturas en Latinoamérica (FAOSTAT, 1995), se hallan en una fase avanzada de degradación (INPE, 1990; Serrao, 1991); la incorporación de leguminosas arbóreas pareciera ser una opción viable y prometedora para su recuperación.

El objetivo del presente ensayo fue determinar el efecto de árboles leguminosos, poró (*Erythrina berteroana*) y madero negro (*Gliricidia sepium*), en un sistema silvopastoril manejadas bajo pastoreo, sobre la fertilidad del suelo en función de la distancia al componente leñoso. Así mismo, estos sistemas se compararon con un sistema de pasturas mejoradas de *Brachiaria brizantha* y *Arachis pintoi*.

MATERIALES Y METODOS

Localización del ensayo

El ensayo se realizó en la finca experimental "Los Diamantes" del Ministerio de Agricultura y Ganadería localizada en el cantón de Pococí, provincia de Limón, Costa Rica a 10°13' de latitud Norte y 83°47' de longitud oeste, a una altitud de 250 msnm. La temperatura media anual es de 23 C y una humedad relativa del 87%. Corresponde a la zona de vida Bosque Tropical Lluvioso (Cochrane, 1982), con una precipitación anual de 4500 mm sin un período seco bien definido.

Descripción y antecedentes del área experimental.

Las parcelas de *Arachis pintoi* con *Brachiaria brizantha* se establecieron en 1989, para un ensayo donde se midió la persistencia y productividad de una asociación pasto/leguminosa, hasta 1992. En ese año se estableció el poró (*Erythrina berteroana*) y el madero negro (*Gliricidia sepium*) en las mismas parcelas. Originalmente el sustrato inferior de éstas parcelas era una asociación de *Arachis pintoi* con *Brachiaria brizantha*, sin embargo durante el primer año y medio de pastoreo, el *A. pintoi* se perdió casi por completo (< 3% de composición botánica) en las parcelas que incluían el Poró. Por ésta razón, se decidió perder

el *Arachis* y seguir únicamente con *B. brizantha*, como sustrato inferior para las parcelas con árboles (Abarca, 1997)¹.

Luego del primer año, las parcelas con madero sufrieron mucho, llegándose a perder casi por completo la leñosa, alrededor de un 90% de mortalidad (Abarca, 1997)². Las razones fueron una alta palatabilidad del madero, el método de siembra no fue el mejor (estacas horizontales de unos 50 cm.) y una plaga muy común en ésta zona, la taltusa (*Orthogeomys sp.*). Por ésta razón, a las parcelas con madero no se les realizó ninguna medición, aunque siempre se les manejó de acuerdo al patrón de rotación y carga animal establecidas para los sistemas de pasturas estudiadas (Abarca, 1997)³.

Los árboles dentro de las parcelas se encuentran en hileras segmentadas de 6 metros de largo (el segmento) en un sistema de líneas alternas traslapadas, con 6 metros entre hilera e hilera. Actualmente hay 5 metros entre hileras, ya que los tocones de los árboles han engrosado. La rotación de los apartos consta de un período de descanso de 30 días, con 5 días de permanencia. Los árboles tienen una poda total cada 4 meses (Abarca, 1997)².

Tratamientos y diseño experimental

Se compararon los sistemas silvopastoriles *B. brizantha* con *E. berteriana* (BP) y *B. brizantha* con *G. sepium* (BM), utilizando un diseño de bloques completos al azar con un arreglo de parcelas subdivididas en franjas. Las parcelas grandes fueron los sistemas (S), las subparcelas las profundidades de muestreo (P), y las sub-subparcelas las distancias con respecto a la hilera de árboles (D). El factor S constó de dos niveles (*B. brizantha* en asociación con *E. berteriana* y *G. sepium*), el factor P de dos niveles (0-15 y 15-30 cm) y el factor D de cuatro niveles (0.5, 1.0, 1.5, y 2.5 metros de distancia con respecto al árbol). Se utilizaron tres repeticiones para un total de seis parcelas grandes. Para la comparación de los sistemas anteriores con la asociación de *B. brizantha* con *A. pintoi* (BA), se

¹ABARCA, S. 1997 Establecimiento y manejo de parcelas con Poró (*Erithryna berteriana*) y madero negro (*Gliricidia sepium*) en la finca de Diamantes, Guápiles, Costa Rica. [Comunicación personal].

² Ibid. Op. cit; pag. 3

utilizó un diseño de bloques completos al azar con un arreglo de los tratamientos en parcelas divididas en franjas, donde las parcelas grandes fueron los sistemas utilizados (S) y las subparcelas las profundidades (P).

Determinación de fertilidad del suelo y fraccionamiento de materia orgánica

En las parcelas con árboles se tomaron muestras de suelo a 0.5, 1.0, 1.5, y 2.5 metros de los árboles, a dos profundidades (0-15 cm y de 15-30 cm.) y en 3 puntos al azar en cada parcela. Cada punto corresponde a un segmento de *E. berteriana* o *G. sepium*, dejando un metro de borde a cada lado de la hilera de árboles. Los muestreos se tomaron a lo largo de la hilera y a ambos lados de la misma, teniendo el cuidado de dejar un metro de cada lado como borde. En las parcelas sin árboles, se muestreó al azar en tres lugares a dos profundidades, con un total de seis muestras por parcela y dieciocho en total. A estas muestras de suelo se les determinó el pH en agua (Henríquez *et al.*, 1995), la acidez intercambiable y el contenido de Ca, Mg, K y P por lectura de absorción atómica (Henríquez *et al.*, 1995).

Se realizó un fraccionamiento de materia orgánica, en fracción ligera (FL<0.52 μ m) y fracción pesada (FP>0.52 μ m), utilizándose la metodología descrita por Cambardella y Elliot (1992). En cada fracción se determinó la materia orgánica por el método de Nelson y Sommer (1980) y de N total por semi-microKjeldahl (Jackson, 1982).

RESULTADOS

Fertilidad del suelo

En el Cuadro 2 se observan los datos obtenidos para las variables de fertilidad del suelo en los diferentes sistemas evaluados. Los datos en general se encuentran dentro de los rangos normales reportados para los suelos agrícolas del cantón de Pococí (Bertsch, 1987).

No se detectó diferencias significativas entre los sistemas con árboles (BP y BM) y el sistema sin árboles (BA), sin embargo se observan mayores niveles de Ca, Mg, K y P en este último. En los sistemas con árboles, se evidencia una

³ Ibid. Op. cit.; pag. 3

diferencia significativa para la variable Mg a nivel de profundidad, distancia, profundidad por distancia y la interacción sistema por profundidad por distancia (Anexo a).

Cuadro 2. Comparación de variables de fertilidad del suelo para los sistemas BP, BM y BA.

VARIABLE	SISTEMA					
	BP		BM		BA	
	0-15 cm	15-30 cm	0-15 cm	15-30 cm	0-15 cm	15-30 cm
pH (agua)	5.68 ^a	5.73 ^a	5.69 ^a	5.76 ^a	5.68 ^a	5.73 ^a
Acidez (cmol/l)	0.28 ^a	0.24 ^a	0.25 ^a	0.24 ^a	0.22 ^a	0.22 ^a
Ca (cmol/l)	2.91 ^a	2.69 ^b	3.06 ^a	2.85 ^b	3.19 ^a	2.71 ^b
Mg (cmol/l)	1.27 ^a	0.78 ^b	1.28 ^a	0.82 ^b	1.68 ^a	0.95 ^b
K (cmol/l)	0.32 ^a	0.23 ^b	0.28 ^a	0.21 ^b	0.34 ^a	0.22 ^b
P (mg/l)	5.38 ^a	3.86 ^b	5.58 ^a	3.91 ^b	6.16 ^a	4.91 ^b

Valores dentro de sistemas, con diferente letra horizontal, difieren significativamente para $p < 0.05$.

En la Figura 3 se aprecia que el comportamiento del magnesio conforme se aleja del árbol es diferente para cada profundidad, además, el análisis estadístico determinó una diferencia significativa en la magnitud de los valores para cada profundidad. Los mayores valores encontrados se concentran a 1.5 m. de distancia de la hilera de árboles.

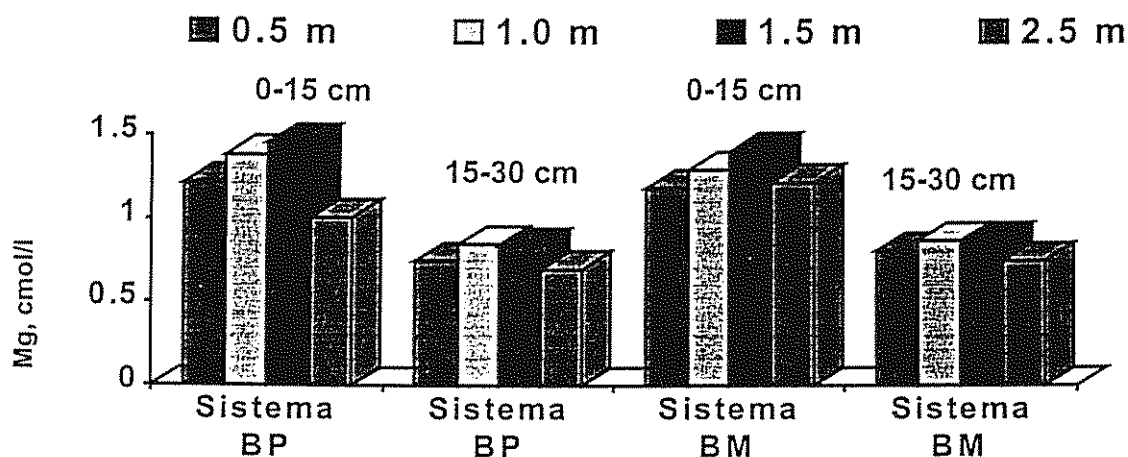


Figura 3. Comportamientos del Mg (cmol/l) en un sistema de *Brachiaria brizantha* en asociación con *Erythrina berteroana* (BP) o *Gliricidia sepium* (BM)

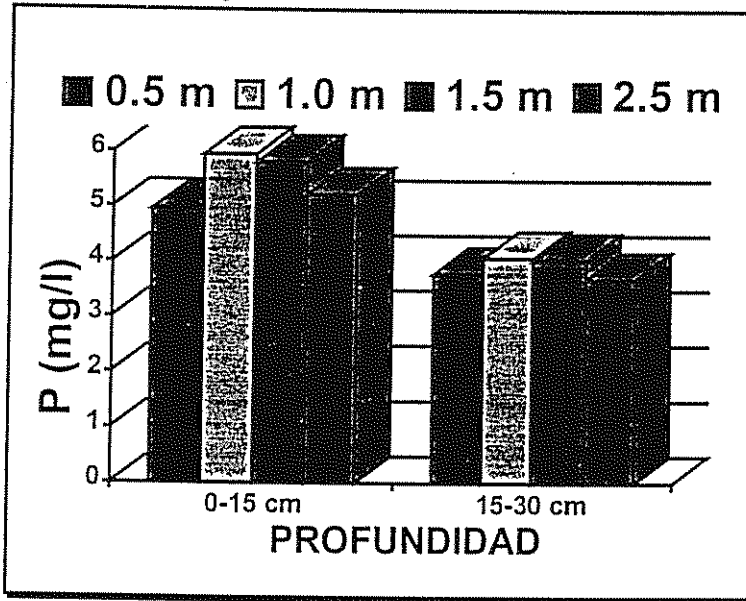


Figura 4. Distribución del P (mg/l) a dos profundidades, según distancia con respecto a la hilera de árboles.

Para los sistemas BP y BM, los niveles de Mg aumentan conforme se aleja del árbol hasta una distancia de 1.5 m, luego empieza a declinar hasta la última medición, a los 2.5 m (Figura1). Esto es más evidente en los primeros 15 cm, y la disminución es más abrupta. En la Figura 4 se observa un comportamiento similar del nutriente, donde la mayor acumulación se observa

entre 1 y 1.5 m.

Fraccionamiento de la Materia Orgánica (FMO)

En el Cuadro 3 y Figura 5 se resumen los resultados del nitrógeno y materia orgánica de la fracción pesada y de la fracción liviana. Se encontraron diferencias significativas a nivel de profundidad, tanto para la materia orgánica como para el nitrógeno.

Cuadro 3. Niveles de nitrógeno y materia orgánica para las fracciones pesadas y liviana en los sistemas BP, BA y BM.

VARIABLES	SISTEMA					
	BP		BM		BA	
	0-15 cm	15-30 cm	0-15 cm	15-30 cm	0-15 cm	15-30 cm
NFL (g/kg)*	8.36±0.7 a	7.52±0.5 b	8.88±0.5 a	8.13±0.6 b	8.59±1.1 a	7.99±1.0 b
NFP (g/kg)	3.01±0.3 a	2.65±0.4 b	3.17±0.8 a	2.79±0.9 b	3.52±0.6 a	2.73±0.5 b
MOFL(%)	11.71±1.0 a	10.69±0.7 b	11.89±1.6 a	10.99±1.0 b	12.17±0.7 a	10.40±1.0 b
MOFP (%)	5.07±0.9 a	4.06±0.5 b	5.19±1.0 a	4.00±1.0 b	6.46±1.0 a	5.03±0.6 b

Valores dentro de sistemas, con diferente letra horizontal, difieren significativamente para $P < 0.05$; excepto para (*) que difieren con una $p < 0.058$.

A pesar que no se observó diferencia significativa a nivel de sistema para ninguna de las variables del cuadro 2 (Anexo a), el sistema BA tiende a tener valores más altos que los sistemas BP y BM. En la figura 3 se observa una mayor cantidad de materia orgánica a 15 cm de profundidad (Anexo a).

Un aspecto interesante es que no se encontró diferencia significativa entre las distancias, a ninguna profundidad y en ninguna de las dos fracciones, para la cantidad de materia orgánica. La distribución de la materia orgánica es

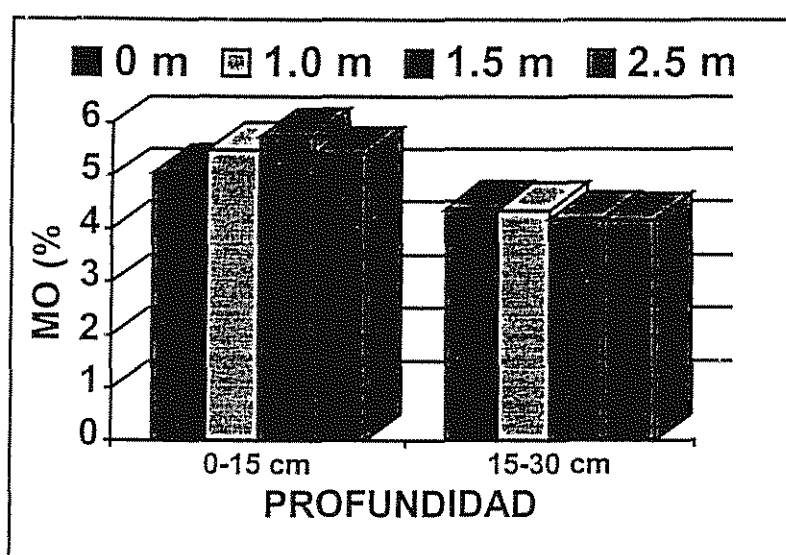


Figura 5. Distribución de la materia orgánica de la FP para las dos profundidades, según distancia con respecto a la hilera de árboles

homogénea a través de los 2.5 metros en que se muestrearon, aunque pareciera haber una ligera acumulación a los 1.5 m. de distancia. Esto no concuerda con los datos obtenidos para el Mg y el P, pues fue en el intervalo de 1-1.5 m. donde se encontraron los mayores niveles de nutrientes ($p < 0.05$).

DISCUSION

Fertilidad del suelo

Los valores de K y Mg, se encuentran dentro de un nivel intermedio; mientras que para el Ca y el P se encuentran en niveles bajos; siendo, ambos elementos, problemáticos en la zona (Bertsch, 1987). Estos datos son mayores a los reportados por Torres (1995), en un ensayo con *B. brizantha* y *A. pintoi* realizado en la misma zona (1.83 mg/l, 2.56 cmol/l, 0.95 cmol/l y 0.23 cmol/l para P, Ca, Mg y K respectivamente). En un informe del CIAT (1990 b), también se reporta un incremento en los niveles de Ca y Mg después de cuatro años de pasturas debido al llamado "efecto de bombeo", por parte de las pasturas.

El origen del suelo donde se ubica este experimento es de abanicos fluvio-volcánicos de los ríos Destierro, Dos Novillos, Parismina y Guápiles; con predominancia de minerales amorfos; la alta afinidad de ésta arcilla por el P reduce su disponibilidad en el complejo de intercambio, pudiendo explicar los niveles bajos que se observan en el Cuadro 2.

Las diferencias significativas a nivel de profundidad para el Ca, Mg, K y P se pueden considerar lógicas puesto que los residuos de hojas y material en descomposición para la mineralización proviene del mantillo del suelo, por lo que la mayor parte de los nutrientes se encuentran en la parte superior de éste. Nótese, en la Figura 3, que a pesar de estar en sistemas diferentes, ambas curvas tienen un comportamiento similar a la profundidad de 15-30 cm. Al respecto, Sánchez y Salinas (1983) mencionan que en regiones húmedas, en condiciones de contenido Ca y Mg de medio a bajo, éstos se lavan fácilmente y aunque no necesariamente salen del perfil, si se observan que bajen a niveles más profundos del suelo.

El aumento en la cantidad de Mg hasta la distancia de 1.5 m se debe, posiblemente, a la mayor concentración en las hojas del material podado de los árboles. Estos recibieron una poda total a un metro del suelo, cada cuatro meses y el material fue depositado sobre la superficie del suelo para que el ganado lo pudiera comer. El material remanente se degrada provocando un aumento en la disponibilidad de nutrientes, como se observa con el Mg. Abarca (1997)⁴ menciona que las producciones por árbol están alrededor de los 1.5 kg MS/árbol. En las parcelas con *Gliricidia sepium* (mortalidad de un 90%), los aumentos y niveles del Mg son significativamente menores ($p < 0.05$) que los encontrados en el sistema con poró.

La ausencia de un comportamiento similar con Ca y K, sugiere que ambas leguminosas arbóreas tienen una alta asimilación de Mg, o que la pérdida de los primeros dos cationes es más rápida. Nygren (1995) concluye que a pesar de las

⁴ Ibid. Op. cit. pag. 3

bajas concentraciones de Mg a 75 cm de profundidad, la contribución en la absorción de Mg por parte de árboles de *Erythrina spp.* no sobrepasan el 14% del total lixiviado. Palm y Sánchez (1990) mencionan que en leguminosas arbóreas, el Mg tiene tasas bajas de pérdida en las hojas en descomposición. Esto causa que la disponibilidad del nutriente sea más constante a través del tiempo, por lo que no disminuya su disponibilidad por efectos del lavado; aunque su concentración en hojas sea menor (3.3-2.3%) en comparación con potasio (8.7-16.3%) o Ca (7.0-12.3%) (Nygren, 1995).

Palm y Sánchez (1990), hicieron una comparación de los patrones de liberación de nutrientes en *Inga edulis*, *Cajanus cajan* y *Erythrina sp* y obtuvieron que, aunque para el Ca la tasa de liberación fue menor que para el Mg, el primero es inmovilizado por los hongos que colonizan los tejidos de las hojas al acumularse como oxalatos de calcio (Palm y Sánchez, 1990), por lo que la poca cantidad que se libera es asimilado inmediatamente por los hongos, sobre todo, en la primera parte del proceso de degradación.

En el mismo ensayo, la tasa de pérdida del potasio fue la mayor de todas, sugiriendo que la lixiviación es el principal proceso que influencia la pérdida del elemento (Palm y Sánchez, 1990; Fassbender, 1993). Sin embargo, sería interesante conocer las cantidades de K en los tejidos del pasto, puesto que el estrato inferior podría absorber parte del K. Tal y como lo menciona Carvalho (1997)⁵, la cantidad de K en hojas de *Brachiaria brizantha* bajo sombra de leguminosas arbóreas aumentó de 1.51% a pleno sol a 2.29% bajo sombra. Posiblemente la incorporación de los árboles cambie la dinámica del K y este tiende a acumularse en el pasto mas que ha lixivarse.

Otro aspecto que podría explicar la baja cantidad de potasio observada, es el hecho que la orina significa otra pérdida del nutriente (Pezo, 1994). Estas pérdidas son directamente proporcionales al aumento de la carga animal (Torres, 1995); en el sistema se utilizó una carga animal alta (3 UA/año), por lo que es de esperar bajos niveles de potasio.

⁵ CARBALHO, M.M. 1997. Asociaciones de pasturas con árboles en la región sudeste del Brasil. Datos in publicar.

Para el contenido de P, Paniagua (1991) y Macêdo (1996) mencionan que este elemento disminuye con la profundidad del suelo debido a la disminución de la materia orgánica y los fosfatos orgánicos, comportamiento observado en la Figura 4. En cuanto al comportamiento cuadrático observado (Anexo c), la explicación puede deberse a la deposición del material de poda, ya que es en los puntos cercanos al árbol (1.0-1.5 m) donde se depositó la mayoría del material podado.

Cooperband (1992), trabajando en el trópico húmedo de Costa Rica en sistemas silvopastoriles con *Erythrina berteroana*, explica que en los puntos donde se han dado las deposiciones (excretas), la tasa de liberación del fósforo fue 4 a 5 veces mayor que la de las hojas del poró o del pasto. En éste momento hay, probablemente, un cambio de equilibrio entre la biomasa microbial y su substrato, resultando en un exceso temporal de mineralización de P y un aumento en la cantidad de P en la solución del suelo (Cooperband, 1992). Así mismo, para suelos volcánicos con una alta afinidad por el P, los exudados radicales juegan un papel importante en el nivel del nutriente en la solución del suelo. Sin la presencia de las raíces, cualquier P mineralizado de la descomposición de los residuos orgánicos sería rápidamente removido de la solución por la retención tanto biótica como abiótica.

Desde esta perspectiva, la actividad exploratoria de las raíces del componente arbóreo supondría un mayor efecto en la disponibilidad del P a las distancias de 1 a 1.5 m, pues es en este intervalo donde se encontrarían los puntos activos de las raíces y la mayor fuente de nutrientes. De hecho, Abarca (1997)⁶, identificó raíces de *E. berteroana* hasta de un metro de largo a los dos años de establecido el poró, producto de la siembra de semilla vegetativa. Es de esperar que actualmente, a 5 años de haberse establecido, el ámbito de acción de las raíces abarque los 2.5 m. en los cuales se muestreó.

Es importante mencionar que a pesar de no encontrar diferencias significativas entre sistemas, es el sistema de asociación *B. brizantha* con *A. pintoi* (BA) el que tiene los mayores niveles de nutrientes. Esto se puede explicar en

⁶ ABARCA, S. 1997. *Op. cit.* pag. 3.

parte por el hecho que estas parcelas se establecieron tres años antes que las parcelas con *E. berteriana* y *G. sepium*. Esto ocasiona que tengan un sistema radical ya establecido y con un mayor rol de circulación de nutrientes. Por otro lado, los árboles leguminosos fueron sembrados por semilla vegetativa, horizontalmente, con lo que carecen de una raíz pivotante bien desarrollada, lo que puede limitar el potencial del árbol para el bombeo de nutrientes.

Así mismo, con pasturas mejoradas (como *B. brizantha* en asociación con *A. pintoi*), su efecto, en el largo plazo, puede ser similar al de un bosque primario. Esta aseveración se basa en los estudios realizados por Brito y Braga (1989a, 1989b) en Amazonía Central de Brasil, donde compararon los niveles de nutrientes del suelo en áreas de bosque primario con relación a áreas establecidas con *B. humidicola*. Los resultados evidenciaron que los suelos con la pastura mostraban niveles similares o superiores a los del bosque primario. En el presente ensayo, la pastura mejorada es superior a la utilizada por Brito y Braga (1989), es lógico, por lo tanto, esperar niveles de nutrientes similares o superiores a los sistemas con árboles.

Fraccionamiento de la Materia Orgánica

El nitrógeno y materia orgánica determinado en la fracción ligera (FL), son superiores a los de la fracción pesada (FP). Esto concuerda con los datos obtenidos por Torres (1995). La FL cuenta con fracciones de raíces y hojas en diferentes estados de degradación (Cambardella y Elliot. 1992). Además, la FP es dominada por ácidos húmicos convencionales (AH-A) que son altamente resistentes a la hidrólisis ácida mientras que la FL contiene grandes cantidades de ácidos fúlvico y ácido húmico (AH-B), que son menos aromáticos y contienen mayor cantidad de nitrógeno hidrolizable (Anderson *et al.*, 1981).

La tendencia de encontrar valores mayores de C en el sistema BA también la describe Umaña (1996), trabajando con sistemas semejantes en la zona Atlántica de Costa Rica. Umaña (1986) indica que la causa posible del mayor nivel de MO está en la eficiencia de la gramínea en absorber más CO₂ en

presencia de *Arachis pintoi*. Además, el *A. pintoi* incrementa significativamente las fracciones orgánicas debido a su mayor biomasa de raíces y estolones (Torres, 1995), los cuales permanecen bajo la superficie por lo que son protegidos a la defoliación por los animal.

En cuanto al N, las tendencia a observar mayores niveles en el tratamiento BA se deben a la rápida liberación del nutriente, en tallos y hojas de leguminosas (sobre todo de *E. berteriana*). Esto causa que la dinámica del N sea sumamente rápida, y pudiera ser que una parte se pierde del sistema (Bross *et al.*, 1995; Umaña, 1996).

Para la fracción pesada se observa un mayor nivel en la parte superior del suelo (Cuadro 3). Esto se debe a que la descomposición, vista como la desintegración paulatina de materia orgánica muerta (Etherington, 1982), es producto de la interacción de dos fuerzas: la reducción mecánica del tamaño de las partículas y la mineralización del material, o sea la conversión de los elementos de su forma orgánica a su forma inorgánica (Swift *et al.*, 1981). Esto causa que las partícula grandes(en este caso mayores de 0.52 μm) sufran la transformación, en un tiempo determinado, a tamaños más pequeños.

Estas partículas pequeñas (menores de 0.52 μm) son atacadas inmediatamente por microorganismos, ya que como se observó, presentan mayores niveles de nutrientes. Se podría hipotetizar, entonces, que el tiempo en el cual una partícula permanece como fracción pesada es mayor que cuando permanece como fracción liviana, por lo que un efecto de adición de material al suelo es perceptible a nivel de fracción pesada. Un efecto parecido observó Torres (1995) con la carga animal. Las tendencias demostraron que el efecto de esta variable era solo perceptible a nivel de fracción pesada y no de fracción liviana. La recolección de datos a través del tiempo, permitiría hacer comentarios más concluyentes al respecto.

La distribución de la materia orgánica, desde 0.5 hasta 2.5m de distancia es homogénea, sin embargo no concuerda con los datos obtenidos de mayores

niveles de Mg y P en los intervalos de 1-1.5 m. A 0.5 m de distancia, se encuentra gran cantidad de pasto y maleza que se ha ido acumulando, ya que el animal lo consume poco por su difícil accesibilidad y baja calidad. Esto produce que los niveles de materia orgánica, a 0.5 m., permanezcan constantes con respecto a las distancias mayores donde se deposita periódicamente el material podado. La diferencia apreciable en los niveles de Mg y P, se deben a la diferencia en calidad de las dos fuentes de materia orgánica; es de esperar que el material podado libere mayor cantidad de nutrientes que el material viejo acumulado de la *B. brizantha*, al igual, el material viejo es de mas lenta degradación.

Para la comparación entre los sistemas con componente leñoso (BP y BM) y el sistema sin componente leñoso (BM), no se obtuvieron diferencias significativas. Esta situación se puede deber a tres factores importantes:

1. El suelo se clasifica como un *Eutric hapludands* (Widemark y Osterom, 1990), por lo que, *per se*, es un suelo fértil.
2. El suelo del estudio tiene una textura franco-arenosa (Torres, 1995). La influencia de los árboles sobre los cationes del suelo es más marcada en suelos netamente arenosos. Esto se debe a que en suelos con cierta cantidad de textura fina, la capacidad de intercambio de cationes es mas una función del contenido de arcillas que de los niveles de materia orgánica acumulados (Campbell *et al.*, 1994).
3. El tratamiento sin árboles (BA) representa una pastura mejorada, por lo que el carbono absorbido por las plantas es reciclado mediante la descomposición de los residuos aéreos y subterráneos y por la excreción de exudados a nivel radicular; estimulando así la actividad microbiana y la producción de MO (Ayarza *et al.*, 1994).

Esto provoca que los efectos benéficos del componente arbóreo sobre la fertilidad del suelo se vean enmascaradas, sobre todo en las comparaciones entre tratamientos.

CONCLUSIONES

El efecto de los árboles sobre la disponibilidad de nutrientes en el suelo no se observó claramente en el presente ensayo pues el mismo se realizó en un suelo fértil. Además, la pastura mejorada como parcela comparativa sin son aspectos que limitan el efecto de éstas leñosas. Por esto se esperaría un efecto significativo de los árboles en zonas de baja fertilidad o parcelas en estado de degradación.

La falta de diferencia significativa entre sistemas con árboles y el sistema de *B. brizantha* con *A. pintoi* evidencia la importancia que tiene este tipo de asociaciones para el mantenimiento de la fertilidad en suelos no degradados. Así mismo, se vislumbra como un sistema potencialmente sostenible en el tiempo.

Por otro lado, si se considera el sistema de *Gliricidia sepium* como un sistema en monocultivo de *B. brizantha*, se enfatiza la importancia del componente arbóreo en un sistema de pasturas. En un 70% de las parcelas había únicamente tocones y raíces de la *G. sepium*, sin embargo, no se observaron diferencias significativas cuando se comparó con los demás sistemas.

La utilización de pasturas mejoradas y sistemas silvopastoriles con leguminosas arbóreas permite evitar la degradación de las pasturas. Esto se evidencia cuando se observa que los datos del presente ensayo son mayores a los obtenidos en experimentos anteriores bajo las mismas condiciones.

LITERATURA CITADA

- ANDERSON, D.W.; SAGGAR, S.; BETTANY, J.R.; STEWART, W.B. 1981. Particle size fractions and their use in studies of Soil Organic Matter: 1. The nature and distribution of forms of carbon, nitrogen and sulfur. Soil Science Society of American Journal. 45, 767-772.
- AYARZA, M.A.; RAO, I.M.; THOMAS, R. 1994. Recycling of nutrients in tropical pastures and acid soils. In E.J. Homan (ed.). Animal Agriculture and Natural Resources in Central America: Strategies for Sustainability. (1991, San José, C.R.). Proceedings of a Symposium/Workshop held in San José, C.R. pp. 161-171.
- BERTSCH, F. 1987. Manual para interpretar la fertilidad de los suelos de Costa Rica. 2. ed. Oficina de Publicaciones de la Universidad de Costa Rica. San José, CR. 81 p.

- BRITO, T.L.; BRAGA, B.J. 1989a. Nutrientes nos solos de floresta primaria e pastagem de *Brachiaria humidicola* na Amazonia Central. EMBRAPA/CPATU. Boletim de pesquisa No. 98. Belém, PA, Brasil. 31 p.
- BRITO, T.L.; BRAGA, B.J. 1989b. Matéria orgânica nos ecossistemas de floresta primária e pastagens na Amazonia Central. EMBRAPA/CPATU. Boletim de pesquisa No. 98. Belém, PA, Brasil. 25 p.
- BROSS, E.L.; GOLD, M.A.; NGUYEN, V. 1995. Quality and decomposition of black locust (*Robinia pseudoacacia*) and alfalfa (*Medicago sativa*) mulch of temperate alley cropping systems. *Agroforestry Systems*. 29: 255-264.
- CAMBARDELLA, C.A.; ELLIOT, E.T. 1992. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Science Society of America Journal (EE.UU.)* 56: 777-783.
- CAMPBELL, B.M.; FROST, P.; KING, J.A.; MAWANZA, M.; MHLANGA, L. 1994. The influence of trees on soil fertility on two contrasting semi-arid soil types at Matopos, Zimbabwe. *Agroforestry Systems*. 28: 159-172.
- CIAT. 1990 a. Informe Anual. Programa de Fijación y Reciclaje de Nitrógeno. s.n.t.
- CIAT. 1990 b. Informe Anual. Programa de Pastos Tropicales; Sección Relación Suelo-Planta y Reciclaje de Nutrientes. p. irr.
- COCHRANE, T. 1982. Caracterización agroecológica para el desarrollo de pasturas en suelos ácidos de América Tropical. *In* J. Toledo (ed.). Manual para la evaluación agronómica. Cali, Colombia. CIAT. p. 23-44.
- COOPERBAND, L. 1992. Soil phosphorus dynamics in a Humid Tropical silvopastoral system. Doctoral Thesis, Ohio, Ohio State University, U.S. 400 p.
- ETHERINGTON, J.R. 1982. Environmental and Plant ecology. Chichester, G.B. John Willey and Sons. 487 p.
- FAOSTAT. 1995. Software for the USDA and FAO.
- FASSBENDER, H.W. 1993. Modelos edafológicos de sistemas Agroforestales. 2^{da}. ed. Turrialba, C.R. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. Programa II, Producción y desarrollo Agropecuario sostenible. 530 p. (Serie Materiales de Enseñanza No. 29).
- GLOVER, N.; BEER, J.W. 1987. Nitrogen cycling in two traditional Central American agroforestry systems. *Agroforestry Systems* 4: 77-87.
- HENRÍQUEZ, C.; BERTSCH, F.; SALAS, R. 1995. Fertilidad de suelos. Manual de Laboratorio. Asociación Costarricense de Ciencia del Suelo. San José, C.R.: 64 p.
- INPE. 1990. (Instituto de Pesquisas Especiais). Avaliação de alteração da cobertura florestal na Amazonia legal utilizando sensoriamento remoto orbital. Sao Jose Dos Campos, Brasilia. 54 pp.

- JACKSON, M.L. 1982. Análisis químicos de suelos. Trad. José Beltran Martínez. 4ª ed. Barcelona, España. Ed. Omega. 281 p.
- MACEDO, J.L.V. 1996. Efecto de la aplicación de enmiendas orgánicas de origen animal y vegetal sobre las formas y disponibilidad de fósforo en el suelo en un sistema de cultivo de callejones. Tesis Mag. Sci. Turrialba, CR, CATIE. 54 p.
- NELSON, D.W.; SOMMERS, L.E. 1980. Total nitrogen analysis of soil and plant tissues. *Journal of the Association of Official Analytical Chemists* (EE.UU.)63: 770-778.
- NYGREN, P. 1995. Carbon and Nitrogen dynamics in *Erythrina poeppigiana* (Leguminosae: Phaseoleae) trees managed by periodic pruning. Thesis PhD. University of Helsinki, Dept. of Forest Ecology. Helsinki.
- PALM, C.A. 1995. Contribution of agroforestry trees to nutrient requirements of intercropped plants. *Agroforestry systems*. 30:105-124.
- PALM, C.A.; SANCHEZ, P.A. 1990. Decomposition and nutrient release patterns of the leaves of three tropical legumes. *Biotropica* 22: 330-338.
- PANIAGUA V., a.m. 1991. Metodología de fraccionamiento de fósforo del suelo en un sistema de cultivo de callejones. Tesis Mag. Sci. Turrialba, CR, CATIE. 92 p.
- PEZO, D. 1994. Interacciones suelo-planta-animal en sistemas de producción animal basados en el uso de pasturas: Algunas experiencias en el trópico húmedo. In IV Curso: Producción e Investigación de Pastos Tropicales (28-29 de Abril, 1994, Maracaibo, Venezuela). Universidad de Zulia, Facultad de Agonomía; La Sociedad venezolana de Pastizales y Forrajes; Banco de Maracaibo. V. p. 113-140.
- PEZO, D.; ROMERO, F.; IBRAHIM, M. 1992. Producción, manejo y utilización de los pastos tropicales para la producción de leche y carne. In: S. Fernández Baca (ed.), *Avances en la Producción de leche y carne en el trópico americano*. FAO, Oficina regional para América Latina y el Caribe. Santiago, Chile. p. 47-98.
- SERRAO, E.A. 1991. Sustainability of pastures replacing forests in the Latin American humid tropics: The Brazilian Experience. In DESFIL humid tropical lowlands conference. (1991, Panama City, Pan.). [Conferencia]. p. irr.
- SWIFT, M.J.; RUSSELL-SMITH, A.; PERFECT, T.J. 1981. Decomposition and mineral nutrient dynamics of plant litter in a regenerating bush-fallow in sub-humid tropical Nigeria. *Journal of Ecology*. 69: 981-995.
- TORRES, M. 1995. Características físicas, químicas y biológicas en suelos bajo pasturas de *Brachiaria brizantha* sola y en asociación con *Arachis pintoi* después de cuatro años de pastoreo en el trópico húmedo de Costa Rica. Tesis Mag.Sc. Turrialba, C.R., CATIE. 98 p.

- UMAÑA, C. 1996. Mineralización de la materia orgánica del suelo bajo tres ecosistemas del Trópico Húmedo en Costa Rica.
- WIDEMAKER, W.G.: OOSTEROM. A.P. 1990. Un sistema de información para paisajes y suelos. *In* W.G. Widemaker (ed.). Informe de presentaciones. Atlantic Zone Programme. CATIE/MAG/UAW. Working documentno. 10. p. 1-4.

ANEXO A

Cuadro 1A. Valores de F para las variables de fertilidad de la comparación de los sistemas BA, BP y BM.

Fuentes de variación	PH	Acidez	Ca	Mg	K	P
Repetición	4.67	0.03	0.11	0.59	4.68	29.11**
Sistema	0.14	1.21	.014	1.68	0.09	5.85
Profundidad	11.77	10.03	44.63*	427.85**	28.35*	37.30*
Profundidad*Repetición	0.57	0.20	0.37	0.33	0.03*	1.10
Sistema*Profundidad	0.11	0.95	1.38	3.21	0.32	0.73

* Diferencia significativa ($p < 0.05$) ** Diferencia altamente significativa ($p < 0.01$)

Cuadro 2A. Valores de F para las variables de fertilidad de la comparación de los sistemas BP y BM.

Fuente de Variación	PH	Acidez	Ca	K	Mg	P
Repetición	3.22	1.09	0.11	2.25	0.58	34.0*
Sistema	0.24	0.64	0.12	0.06	0.02	0.26
Sistema*Repetición	2.97	5.42**	47.5**	24.86**	21.38**	1.38
Profundidad	9.43	10.93	4.11	14.86	63.22*	22.90*
Distancia	0.88	1.65	1.04	2.15	9.18*	9.61*
Sistema*Profundidad	0.06	0.53	0.01	0.34	0.18	0.47
Sistema*Profundidad*Repetición	2.61	5.25**	0.61	0.29	0.78	0.22
Sistema*Distancia	1.07	0.44	0.41	1.92	0.83	0.80
Profundidad*Distancia	0.69	4.68	4.06	0.48	5.82*	4.11
Sistema*Profundidad*Distancia	0.78	0.26	0.82	1.08	4.77*	0.84

* Diferencia significativa ($p < 0.05$) ** Diferencia altamente significativa ($p < 0.01$)

Cuadro 3A. Valores F para las variables de fraccionamiento de nitrógeno en las comparaciones de los sistemas BM, BP y BA.

Fuentes de Variación	FRACCIÓN LIVIANA		FRACCIÓN PESADA	
	NITRÓGENO	MATERIA ORGÁNICA	NITRÓGENO	MATERIA ORGÁNICA
Sistema	0.76	0.36	0.31	1.38
Profundidad	15.75	45.23*	652.26**	254.44**
Sistema*Profundidad	0.21	0.41	0.77	0.28

* Diferencia significativa ($p < 0.05$) ** Diferencia altamente significativa ($p < 0.01$)

Cuadro 4A. Valores F para las variables de fraccionamiento de nitrógeno en las comparaciones de los sistemas BM, BP y BA.

Fuentes de Variación	FRACCIÓN LIVIANA		FRACCIÓN PESADA	
	NITRÓGENO	MATERIA ORGÁNICA	NITRÓGENO	MATERIA ORGÁNICA
Sistema*Repetición	6.52**	3.28*	23.58**	17.70**
Profundidad	210.91**	246.96*	11.21	72.39*
Sistema*Profundidad*Repetición	1.10	5.33**	0.50	0.02
Profundidad*Distancia	0.54	0.76	2.06	4.92*

* Diferencia significativa ($p < 0.05$) ** Diferencia altamente significativa ($p < 0.01$)

ANEXO B

Cuadro 1B. PRUEBA DE TUKEY ($\alpha < 0.05$) PARA LAS DISTANCIAS CON LA VARIABLE P, EN LA COMPARACIÓN ENTRE TRATAMIENTOS CON ARBOLES (BP Y BM).

AGRUPAMIENTO DE TUKEY	PROMEDIO	DISTANCIA (m)
A	5.0119	1.0
B A	4.9156	1.5
B C	4.4533	2.0
C	4.3600	0.5

ANEXO C

Cuadro 1C. Ecuaciones de las curvas y coeficientes de regresión, para las variables significativas en término de las distancias.

# Figura	Identificación	Profundidad (cm)	Ecuación	R ²
1	BP	0-15	$y = -0.155X^2 + 0.719X + 0.635$	0.9269
1	BP	15-30	$y = -0.0427X^2 + 0.196X + 0.654$	0.9905
1	BM	0-15	$y = -0.075X^2 + 0.395X + 0.855$	0.8448
1	BM	15-30	$y = -0.059X^2 + 0.2843X + 0.520$	0.9994
2	P	0-15	$y = -0.3935X^2 + 2.038X + 3.334$	0.9626
2	P	15-30	$y = -0.163X^2 + 0.783X + 3.128$	0.9986
3	MO-FP	0-15	$y = -0.193X^2 + 1.093X + 4.150$	0.9619
3	MO-FL	15-30	$y = -0.078X + 4.4719$	0.8643

CAPITULO III

ACTIVIDAD MICROBIANA Y DISTRIBUCION ESPACIAL DE LOMBRICES EN UN SUELO DE PASTURAS DE *Brachiaria brizantha* EN ASOCIACION CON *Erythrina berteroana*, *Gliricidia sepium* O *Arachis pintoi*.

Palabras claves: lombriz, carbono microbiano, nitrógeno microbiano, biomasa microbiana

RESUMEN: Los efectos de la *Erythrina berteroana* (BP) y la *Gliricidia sepium* (BM) en asociación con *Brachiaria brizantha* sobre la densidad de lombrices y biomasa microbiana del suelo, fueron estudiados en la zona húmeda del Atlántico de Costa Rica. Los dos sistemas anteriores se compararon con un sistema sin árboles de una asociación de *B. brizantha* con *Arachis pintoi* (BA). Los tres sistemas están bajo un régimen de rotación con un período de descanso de treinta días y cinco días de permanencia. Los árboles tienen una poda total cada 4 meses. Se determinó la densidad de lombrices en el suelo, así como el nitrógeno (NM) y carbono microbiano (CM). Se realizaron muestreos a dos profundidades (0-15 cm y 15-30 cm) y a cuatros distancias con respecto a la hilera de árboles (0.5, 1.0, 1.5 y 2.5 m). No se observó diferencias significativas para los sistemas, ni a nivel de profundidad ni de distancia. Los valores promedios para el CM, NM y número de lombrices fueron 169.9, 9.3 mg/kg y 194 lombrices/m² respectivamente. La falta de diferencia estadística, a pesar de haber grandes diferencias entre los valores, se debe al alto coeficiente de variación observado (CV) en el ensayo. Los CV para el CM y NM fueron: 45.6 y 33.8 respectivamente. Para el número de lombrices tampoco se observaron diferencias estadísticas, debido a que la especie de lombriz identificada fue *Pontoscolex coretrurus*, conocida como una especie ampliamente distribuida en suelos disturbados y muy adaptable, lo que hace que el efecto de cada uno de los sistemas sea enmascarado.

5 m de distancia
de los árboles
para el CM y NM
se usó el método
de la lombriz
según lo
descrito en
el artículo
de Tate (1984)

INTRODUCCION

La mayoría de los modelos de desarrollo agrícola aplicados tradicionalmente en América Central han sido considerados no sostenibles en término de uso de la tierra (Leonard, 1986; Masis y Sancho, 1994). Por esta razón es importante aplicar, tanto a los modelos actuales como a las nuevas propuestas de uso de la tierra, parámetros que permitan la interpretación de sostenibilidad.

Dentro de este contexto, la biomasa microbiana del suelo juega un papel importante ya que es parte fundamental de la fertilidad del mismo como fuente y reservorio de nutrientes, especialmente de nitrógeno y fósforo para las plantas (Dias-Raviña et al., 1993). Por otro lado, debido a la rápida tasa de degradación del carbono (CM) y nitrógeno microbiano (NM), en comparación con los cambios del carbono y nitrógeno total (Powlson et al., 1987), la biomasa microbiana tiene implicaciones muy importantes como indicador de calidad de suelo.

Las investigaciones de Tate (1984) y Muramoto et al. (1982), mencionan que la población microbiana del suelo reacciona más rápido a los cambios y

variaciones microclimáticas, estructurales y químicas, producidos por la aplicación de tecnologías de uso de la tierra. También mencionan que estos cambios son proporcionalmente más grandes que aquellos detectados en la estimación del carbono total. Powelson *et al.* (1987) agregan que la población microbiana puede aportar información significativa en cuanto a los cambios ocurridos en el suelo, mucho antes que los cambios en la materia orgánica sean evidentes.

En sistemas con pasturas, se observa un aumento en la densidad del suelo producto de la compactación a la que están sometidos estos sistemas. Este aumento en la densidad del suelo afecta la actividad microbiana al dificultar su movilidad para actuar sobre el sustrato (Van Veen y Elsas, 1986). Castilla (1992), en un ensayo con *B. humidicola* y *D. ovalifolium*, determinó que la biomasa microbiana fue afectada mayormente por el microclima que por el efecto de la carga animal. En una comparación semejante, pero con una pastura asociada de *Braquiraria Brizantha* y *Arachis pintoii*, Torres (1995) reportó mayor cantidad de nitrógeno microbiano que en una pastura con solo *B. brizantha*. En términos generales, aquellos sistemas que mantienen una buena cobertura, y por ende una humedad estable del suelo, tienen valores de biomasa microbiana altas (Mazzarino *et al.* 1993.; Ladd *et al.*, 1994).

Por otra parte, la importancia de las lombrices en los procesos de descomposición, construcción y mantenimiento de la estructura del suelo se han documentado, tanto en suelos de clima templado (Blair *et al.*, 1997; McCartney *et al.*, 1997), como en suelos tropicales (Gilot, 1997; Tian *et al.*, 1997). Las variables ambientales puedan afectar grandemente la actividad y número de lombrices en el suelo (Tian, 1997). por lo cual es importante tomar en cuenta la biomasa de lombrices como un indicador más de calidad de suelo. La abundancia de lombrices se puede jerarquizar de la siguiente forma: la temperatura como punto superior jerárquico, luego factores edáficos (nutrientes en el suelo) y por último factores estacionales (lluvias, sequías) (Fragoso y Lavelle ,1992).

El propósito del presente trabajo fue hacer una comparación entre un sistema silvopastoril (pasto con leguminosas arbóreas) con un sistema de pasturas en asociación con una leguminosa herbácea, con base en la población

de lombrices y biomasa microbiana en el suelo para llegar a determinar diferencias entre los sistemas.

MATERIALES Y METODOS

La localización del área de estudio y antecedentes del mismo se encuentran en el primera artículo del presente trabajo. Ambos ensayos se realizaron en la misma área experimenta. En el primer capítulo se describe la forma como se realizó el muestreo así como los tratamientos y diseño experimental empleado.

Determinación de carbono y nitrógeno microbiano

La determinación de C y N microbiano se realizó por medio de la técnica de fumigación-extracción, utilizando la metodología descrita por Vance *et al.* (1987) para el C y para el N la de Brookes *et al.* (1985), modificada posteriormente por Anderson e Ingram (1993). La biomasa microbiana se expresa en términos de C y N microbiano de la siguiente manera:

C microbiano = (C en suelo sin fumigar - C en suelo fumigado)

N microbiano = (N en suelo sin fumigar - N en suelo fumigado)

Determinación de Lombrices

El número de lombrices se determinó por medio de marcos de madera de 25X25X15 cm, según metodología descrita por Anderson e Ingram (1993). Para cada parcela con árboles se tomaron muestras a 0.5, 1.0, 1.5 y 2.5 metros de los árboles en cuatro puntos al azar, para un total de 64 muestras. En parcelas sin árboles se tomaron cuatro muestras al azar, por parcela, para un total de ocho muestras por sistema.

El conteo de lombrices se realizó en el campo y se separaron en adultas (con clitelo) y jóvenes. Luego de contarlas se devolvieron al suelo, manteniendo algunas muestras para su posterior identificación.

RESULTADOS

Nitrógeno y carbono microbiano

En el Cuadro 4 se observan los valores de CM, NM y C:N para los diferentes sistemas. El análisis estadístico no mostró diferencias significativas entre sistemas. A pesar de esto, se observa que a mayor profundidad, existe menor cantidad de NM, siendo bastante constante en los tres sistemas (en promedio $6.67 \text{ mg/kg} \pm 0.53$). Por otra parte, para la profundidad de 0-15 cm se observa una mayor cantidad de NM para el sistema de *B. brizantha* y *A. pinto* (BA) con 15.30 mg/kg .

Cuadro 4. Contenidos de carbono microbiano (CM), nitrógeno microbiano (NM) y relación C:N para el sistema *B. brizantha* + *E. berteriana* (BP), *B. brizantha* + *G. sepium* (BM) y *B. brizantha* + *A. pinto* (BA), a diferente profundidad.

Variables	BP		BM		BA		CV
	0-15	15-30	0-15	15-30	0-15	15-30	
CM (mg/kg)	150.3 ± 56.3	147.2 ± 51.0	189.5 ± 77.4	192.3 ± 62.1	162.9 ± 45.5	175.5 ± 74.5	45.5
NM (mg/kg)	11.9 ± 8.5	7.3 ± 5.8	9.1 ± 6.4	6.5 ± 5.0	15.3 ± 11.7	6.2 ± 4.1	33.8
Relación C:N	12.6 ± 74.8	20.2 ± 121.4	20.8 ± 104.0	29.6 ± 182.8	10.6 ± 47.2	90.9 ± 88.8	68.3

No se detectó diferencias estadísticas significativas ($p < 0.05$). CV = Coeficiente de variación.

Para el CM, no se observó diferencias estadísticas entre sistemas. Nótese que el comportamiento del carbono es diferente al del nitrógeno en cuanto a la profundidad. A este nivel, no se aprecian diferencias entre las cantidades de carbono a 15 cm (en promedio $167.6 \text{ mg/kg} \pm 20.0$) y a 30 cm ($171.7 \text{ mg/kg} \pm 22.8$). Únicamente para el tratamiento BP, la cantidad de CM es mayor a 15 cm que

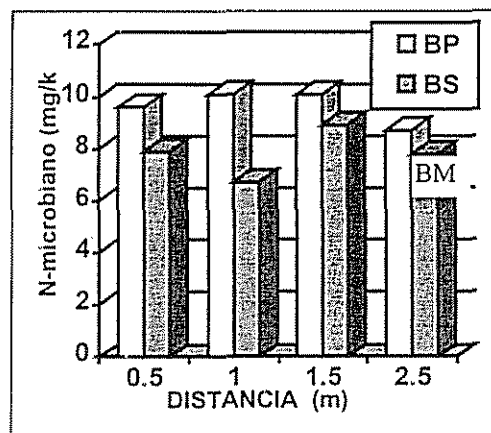


Figura 6. Distribución del nitrógeno microbiano según distancia con respecto a la hilera de árboles

profundidad. Para la relación C:N se observa una situación parecida. La mayor relación se encuentra en los 15-30 cm de profundidad, consecuencia directa de la mayor cantidad de CM encontrado en los estratos inferiores para el presente ensayo.

En la Figura 6 se observa el comportamiento del NM con respecto a la distancia. El análisis de varianza no detectó diferencias estadísticas significativas. Se observa una mayor cantidad de NM a la profundidad de 0 a 15 cm, con magnitudes similares a través de las distancias, siendo los promedios de 9.6 mg/kg±0.7 y 7.8 mg/kg±0.9 para el tratamiento BP y BM, respectivamente.

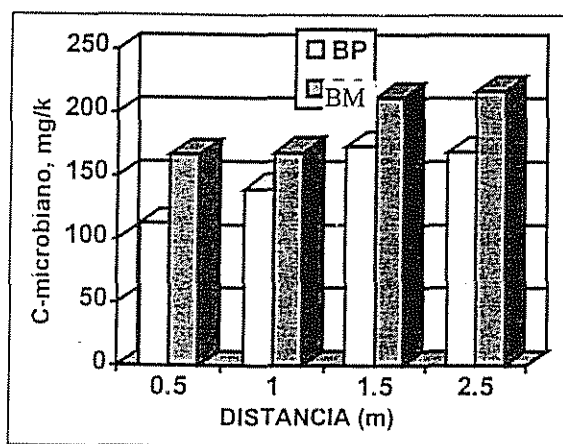


Figura 7. Distribución de c-microbiano según distancia a la hilera de árboles

En la Figura 7 se observa una mayor cantidad de CM para el sistema BM (en promedio 190.9 mg/kg±27.0) que para el sistema BP (en promedio 148.8mg/kg±28.3). Así mismo, hay una tendencia a que se aumente la cantidad de CM con respecto a la distancia del componente leñoso.

Densidad de Lombrices

En la Figura 8 se observa la distribución de las lombrices para cada uno de los sistemas. El análisis estadístico no detectó diferencias significativas para la comparación entre sistemas, encontrándose un promedio de 122 lombrices adultas y 72 jóvenes, para un total de 194 lombrices/m².

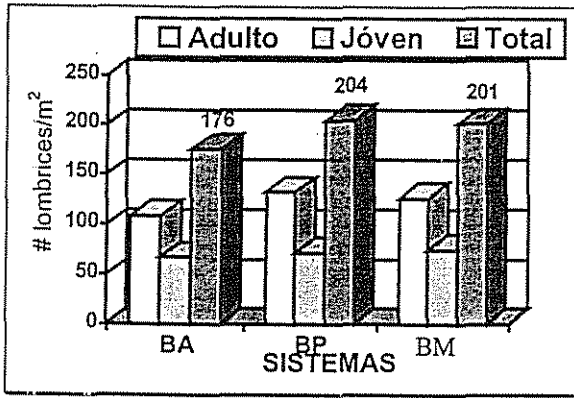


Fig. 8. Distribución del número de lombrices según sistema

El promedio, sin tomar en cuenta el tratamiento sin árboles (BA), subió a 203 individuos/m² en los primeros 15 cm de profundidad. Esto evidencia la tendencia, que los tratamientos con árboles (BP y BM), tienen un mayor número de lombrices que el tratamiento sin árboles (BA) (Figura 8).

Para la comparación entre distancias, el análisis estadístico tampoco mostró diferencia entre las medias de los sistemas con un coeficiente de variación alto (57.4%). Sin embargo, se identificaron mayores promedios de lombrices en el sistema BM, a la vez que hubo mayor fluctuación en el número de lombrices a través de la distancia (Figura 9).

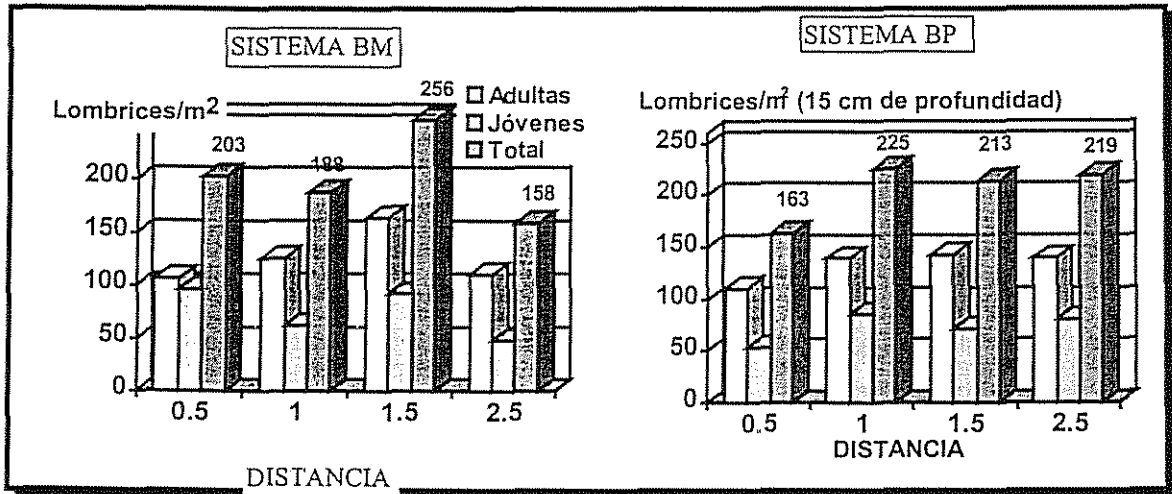


Fig 9. Densidad de lombrices en los sistemas con árboles (BP y BM), según distancia a la hilera de árboles

La composición poblacional de las lombrices muestra que un 63% fueron adultas y el restante 37% correspondieron a individuos jóvenes (sin clitelo). Esto último es evidente en las Figuras 8 y 9.

Discusión

Carbono y Nitrógeno microbiano

A pesar que hay diferencias grandes entre sistemas, los datos del cuadro 4 no mostraron diferencias significativas en el análisis de varianza. Esto se debe a la variación tan amplia que se observó en el ensayo, evidenciada en las desviaciones estándar las cuales son, en algunos casos, casi iguales a los promedio. Esto es más evidente con los coeficientes de variación los cuales son altos, llegando hasta un 68.3% en el caso de la relación C:N.

Cuadro 5. Valores de CM, NM y C:N para diferentes sistemas en el trópico húmedo de Costa Rica.

SISTEMA	CM (mg/kg)	NM (mg/kg)	C:N	Fuente
B. Brizantha + A. pintoi	228.8	46.7	4.9	Torres, 1995
CC con E. poeppigiana	61.7	11.5	5.3	Mazzarino et al., 1993
CC con G. sepium	62.5	10.0	6.3	Mazzarino et al., 1993
B. brizantha + E. berteriana	148.8	9.6	15.5	Esquivel, 1997
B. brizantha + G. sepium	190.9	7.8	17.7	Esquivel, 1997
B. brizantha + A. pintoi	169.2	10.8	15.7	Esquivel, 1997

* Adaptado de Umaña, 1996. CC = Cultivo en callejones

Los datos obtenidos en el presente ensayo para CM y NM son menores a los obtenidos por Torres (1995) para pasturas con *B. Brizantha* y *A. pintoi*. Con respecto a los datos de Mazzarino *et al.* (1993), en sistemas de cultivo de callejones con *E. poeppigiana* y *G. sepium*, los valores de CM y NM encontrados en este ensayo son inferiores, sin embargo, según estos autores, es normal encontrar, en suelos de origen volcánico, baja cantidad de C y N microbiano debido a una alta estabilización de la materia orgánica, limitantes de nitrógeno o fósforo, o problemas de las pruebas con suelos de origen volcánicos.

Mazzarino *et al.* (1993), mencionan que la mayor parte de la biomasa microbiana se encuentra en los primeros 15 cm del suelo, más precisamente entre los 8 y 10 cm. Esto concuerda con lo observado en este estudio, donde la mayor cantidad de NM, para todos los tratamientos, se encuentra en los primeros 15 cm. Para el caso del CM, no se encontró diferencias a nivel de profundidad, aunque se

observa una tendencia a tener mayor cantidad de CM a mayor profundidad (15-30 cm). Ladd *et al.* (1994), determinaron que las variaciones en la población microbiana, producto del manejo del suelo, cobertura vegetal, fertilización, origen del suelo y variaciones climáticas, afectan mayormente las capas superiores del suelo. Esto se observa con las fluctuaciones del NM en las capas superiores y la constancia encontrada en las capas inferiores.

Las causas del comportamiento diferente para el CM y NM no son claras, puesto que la literatura hace referencia a los efectos sobre la biomasa microbiana, independientemente del CM o NM. Los efectos de clima y manejo del suelo afectan por igual al CM y al NM, o sea que ambos aumentan o disminuyen.

Ladd *et al.* (1994) y Mazzarino *et al.* (1993) establecen que aquellos sistemas que logran mantener mayor cobertura y biomasa vegetal sobre el suelo, presentan valores elevados de biomasa microbiana. En sistemas de cultivo de callejones, en el trópico húmedo de Costa Rica, Mazzarino *et al.* (1993) determinaron que aquellos sistemas con árboles contenían mayor cantidad de biomasa microbiana que los tratamientos sin árboles. Esta situación permite suponer que un sistema de pasturas mejoradas, como *B. brizantha* + *A. pintoi* (BA), presenta una cobertura y biomasa vegetal semejante al de los sistemas BM y BP; según lo observado en el presente ensayo. ✓

Otra posible causa por la cual el NM tiende a ser mayor en el sistema BA es el hecho que este sistema se estableció tres años antes que los otros dos. Es lógico pensar en su sistema radical es más desarrollado que los encontrados en los sistemas con árboles. Además, Martyniuk y Wagner (1978), sugieren que el N fijado por leguminosas, incrementa la calidad de los exudados radicales, fijados posteriormente por la biomasa microbiana. ↗

El comportamiento observado en la Figura 8 pudiera estar relacionado directamente con las raíces. McGill *et al.* (1994) mencionan que además de los residuos vegetales, la actividad microbiana puede ser estimulada por excreciones y descomposición de las raíces. La mayor excreción radical se encuentra entre la cofra y la caliptra de la raíz. En este punto, bajo la influencia del carbono derivado de las raíces, las bacterias empiezan a mineralizar el nitrógeno de la materia orgánica, que inmediatamente se inmovilizará en la creciente biomasa microbiana (Fauci y Dick, 1994).

Pudiera suceder que los puntos de mayor excreción radical de carbono se encuentren a las distancias de 1.5-2.5, con lo cual se podría explicar el comportamiento de la Figura 9. Los árboles fueron sembrados por estaca en forma horizontal, con lo que el desarrollo radical es pobre, careciendo de una raíz pivotante evidente. Es por esto, que para hacer comentarios más concluyentes es necesario realizar un estudio de raíces en estos sistemas.

El efecto de los árboles sobre la actividad microbiana no se evidenció en el presente ensayo, producto del posible incipiente desarrollo radical de los árboles sembrados por estaca y debido a que el sistema con la asociación de pasturas fue establecido tres años antes que los otros sistemas. Esto supone un mejor desarrollo radical, más profundo y capaz de reciclar mayor cantidad de nutrientes.

Los valores estimados para la relación C:N son mayores a los reportados por la literatura (ver cuadro 5). En términos generales los datos de CM y NM son inferiores a los observados en el cuadro 5, sin embargo la principal causa para la relación tan alta observada en este ensayo, se debe a la baja cantidad de nitrógeno microbiano. La posible limitante de algún elemento como el P fijado por este suelo volcánico, puede afectar la actividad microbiana incidiendo en la cantidad de nitrógeno que es fijado en esta fracción (Mazzarino *et al.*, 1993).

Densidad de Lombrices

Los promedios encontrados en el presente trabajo son semejantes a los reportados por Fraile (1989), con valores de 184 lombrices/m² para pasturas con *E. poeppigiana*, en Turrialba, Costa Rica. Umaña (1996), reporta datos de 92 lombrices/m² en los mismos apartos en que se realizó el presente ensayo, pero en 1995. Este muestreo se realizó en el mes más seco (marzo) en la zona de Guápiles, por lo que la densidad de lombrices es baja debido a una menor humedad en el suelo (Fragoso y Lavelle, 1992). Esto confirma lo establecido por Abbott y Parker (1980) y Edwards y Lofty (1980), quienes indican que los patrones de temperatura y precipitación afectan la actividad de los individuos, determinando su número y campo de acción.

Es importante agregar que Umaña (1996), trabajando en los mismos apartos, tampoco encontró diferencia significativa entre los tratamientos con *E. berteriana* y *A. pintoii*. La diferencia se podría deber a la cantidad de nitrógeno,

muestras (Fraile, 1997)¹. Esta es una especie bastante versátil, capaz de adaptarse a diferentes situaciones (Lavelle *et al.*, 1984). Por otro lado, el suelo tiene una fertilidad media (Torres, 1995), por lo que son las especies geófagas, como *P. corethrurus*, las que dominan en este tipo de suelos (Fragoso y Lavelle, 1992, Lavelle *et al.*, 1987).

CONCLUSIONES

En este ensayo no se detectó diferencias significativas entre sistemas sobre el número de lombrices, debido posiblemente a la cobertura homogénea observada en los tres sistemas y a la alta variabilidad espacial. Además, el hecho que la mayor parte de las lombrices identificadas fueran *Pontoscolex corethrurus*, conocida como una especie ampliamente distribuida en suelos disturbados y muy adaptable, hace que el efecto de cada uno de los sistemas sea enmascarado.

Comparando el CM y NM a diferentes profundidades, se observa una tendencia normal a que el NM se acumule en las capa superficiales del suelo, aunque estadísticamente no difieren. Sin embargo, el CM tiene un comportamiento opuesto, encontrándose mayor cantidad en los estratos inferiores. Con los datos obtenidos no hay evidencia suficiente para explicar este comportamiento.

Bajo las condiciones del presente ensayo, la capacidad del sistema de *B. brizantha* + *A. pintoii*, en cuanto a influir positivamente en la cantidad de CM, NM y número de lombrices en el suelo es semejante al de los sistemas con árboles (BP y BM), con lo que prueba ser un sistema eficiente para mantener los parámetros biológicos estudiados, en este tipo de suelos. A pesar de esto, se observa una tendencia a que en el sistema BM se acumule mayor cantidad de NM y CM, a pesar que en la *G. sepium* tuvo una mortalidad de un 90% en las parcelas. Esta situación hace pensar en la gran capacidad del sistema para mantener los niveles de CM y NM, a pesar de la limitante antes mencionada.

¹ FRAILE, J. 1997. Identificación de lombrices de tierra. Universidad Nacional. [Comunicación personal]

LITERATURA CITADA

- ABBOTT, I.; PARKER, C.A. 1980. The occurrence of earthworms in the wheat-belt of Western Australia in relation to land use and rainfall. *Australian Journal of Soil Research* 18(3): 343-352.
- ANDERSON, T.H.; INGRAM, J.S.I. 1993. *Tropical soil biology and fertility. A handbook of methods.* Wallingford. C.A.B. International. 221 p.
- BLAIR, J.M.; PARMELEE, R.W.; ALLEN, M.F.; MCCARTNEY, D.A.; STINNER, B.R. 1997. Changes in soil N pools in response to earthworm population manipulations in agroecosystems with different N source. *Soil Biology and Biochemistry*. 29(3/4): 361-367.
- BROOKES, P.C.; LANDMAN, A.; PRUDEN, G.; JENKINSON, D.S. 1985. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method for measuring microbial nitrogen in soil. *Soil Biology and Biochemistry (G.B.)* 17: 837-842.
- CASTILLA, C.E. 1992. Carbon dynamics in managed tropical pastures: the effect of stocking rate on soil properties and on above and below ground carbon inputs. Ph.D. Thesis. Raleigh, NC. North Carolina State University. 175 p.
- CURRY, J.P. 1986. Effects of management on soil decomposers and decomposition processes. *In* Mitchell, M.J.; Nakas, J.P. (eds.) *Microflora and faunal interactions in natural and agroecosystems.* Dordrecht, Netherlands, W.Junk Publisher. pp. 349-396.
- DIAZ-RAVIÑA, M.; CARBALLAS, T.; ACEA, M.J. 1988. Microbial biomass and metabolic activity in four acid soils. *Soil Biology and Biochemistry*. 30(6): 817-823.
- EDWARDS, C.A.; LOFTY, J.R. 1980. Effects of earthworm inoculation upon the root growth of direct drilled cereals. *Journal of Applied Ecology*. 17(3): 533-543.
- ✓ FAUCI, M.F.; DICK, R.P. 1994. Microbial biomass as an indicator of soil quality: Effects of Long-Term management and recent soil amendments. *In* Doran, J.W.; Coleman, D.F.; Bexdick, D.F.; Stewart, B.A. (Eds.). *Defending Soil Quality for Sustainable Environment (1992, Minneapolis, EEUU).* [Simposio] Proceedings of a symposium sponsored by Division S-3, S-6 of the Soil Science Society of America and North Central Region Committee on Soil Organic Matter. pp. 229-234.
- FRAGOSO, C.; LAVELLE, P. 1992. Earthworm communities of tropical rain forests. *Soil Biology and Biochemistry*. 21(12): 1397-1408.
- FRAILE, J. 1989. Poblaciones de lombrices de tierra (Oligochaeta: Annelidae) en una pastura de *Cynodon plectostachyus* (Pasto estrella) asociada con árboles de *Erythrina poeppigiana* (Poró), una pastura asociada con árboles de *Cordia alliodora* (Laurel), una pstura sin árboles y vegetación a libre crecimiento, en el CATIE, Turrialba, Costa Rica. Tesis Mag.Sc. Turrialba, C.R., CATIE. 236 p.

- GILOT, C. 1997. Effects of a tropical geophageous earthworm, *M. anomala* (Magascolecidae), on soil characteristics and production of a Yam crop in Ivory Coast. *Soil Biology and Biochemistry*. 29(3/4): 353-359.
- LADD, J.N.; AMATO, M.; ZHOU LI-KAI; SHULTZ, J.E. 1994. Differential effects of rotation, plant residue and nitrogen fertilizer on microbial biomass and organic matter in an Australian alfisol. *Soil Biology and Biochemistry* (G.B.) 26(7):821-831 p.
- LAVELLE, P.; BAROIS, I.; CRUZ, I.; FRAGOSO, C.; HERNANDES, A.; PINEDA, A.; RANGEL, P. 1987. Adaptative strategies of *Pontoscolex corethrurus* (Glossoscolecidae, Oligochaeta) a peregrine geophagus earthworm of the humid tropics. *Biology and Fertility of Soils*. 5: 188-194.
- LEONARD, H.J. 1986. Recursos naturales y desarrollo económico en América Central. Un perfil ambiental regional. Trad. Budowski, G; Maldonado, T. Turrialba, CATIE. 29 p.
- ✓ MARTYNIUK, S.; WAGNER, G.H. 1978. Quantitative and qualitative examination of soil microflora associated with different management systems. *Soil Science* (EE.UU.) 125: 343-350.
- MASIS MORALES, G; SANCHO MORA, F. 1994. La agricultura de exportación en Centroamérica: opciones para el desarrollo de la década de los 90. San José, eds. 460 p.
- MAZZARINO, M.J.; SZOTT, L.; JIMENEZ, M. 1993. Dynamics of soil total C and N, microbial biomass, and water soluble C in tropical agroecosystems. *Soil Biology and Biochemistry*. 25/2: 205-214.
- MCCARTNEY, D.A.; STINNER, B.R.; BOHLEN, P.J. 1997. Organic matter dynamics in maize agroecosystems as affected by earthworm manipulations and fertility source. *Soil Biology and Biochemistry*. 29(3/4): 397-400.
- McGILL, W.B.; DRIJBER, R.A.; JANZEN, R.A.; DORMAAR, J.F.; MYERS, R.J.K. 1994. Soil Characteristics and elemental cycling in temperate grassland: Are landscape dynamics controlled by microsite conditions?. *In* International Grassland Congress (17, 1993, Palmerston North, New Zealand/Queensland, Australia). Proceedings. Palmerston North, New Zealand Grassland Association/Tropical Grassland Society of Australia/New Zealand Society of Animal Production /Australian Society of Animal Production/ New Zealand Institute of Agricultural Science. 1403-1408 p.
- MURAMOTO, T.; ANDERSON, J.P.E.; DOMSCH, K.H. 1982. Mineralization of nutrients from soil microbial biomass. *Soil Biology and Biochemistry* (G.B.) 14: 469-475.
- POWLSON, D.S.; BROOKES, P.C.; CHRISTENSEN, B.T. 1987. Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes on total soil organic matter due to straw incorporation. *Soil Biology and Biochemistry*. 19: 159-164

- TATE, K-R-. 1984. The biological transformation of P in soil. *Plant and Soil* (Holanda) 76: 245-256.
- TIAN, G.; KANG, B.T.; L. BRUSSAARD, L. 1997. Effect of mulch quality on earthworm activity and nutrient supply in the humid tropics. *Soil Biology and Biochemistry*. 29(3/4): 369-373.
- TORRES, M. 1995. Características físicas, químicas y biológicas en suelos bajo pasturas de *Brachiaria brizantha* sola y en asociación con *Arachis pintoi* después de cuatro años de pastoreo en el trópico húmedo de Costa Rica. Tesis Mag.Sc. Turrialba, C.R., CATIE. 98 p.
- UMAÑA, C. 1996. Mineralización de la materia orgánica del suelo bajo tres ecosistemas del trópico húmedo en Costa Rica. Tesis Lic. en Ingeniería Agronómica con énfasis en Fitotecnia. C.R., UCR. 74 p.
- VANCE, E.D.; BROOKES, P.C.; JENKINSON, D.S. 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry* (G.B.) 19 (6): 703-707.
- VAN VEEN, J.; ELSAS, J. 1986. Impact of soil structure on the activity and dynamics of the soil microbial population. In Megus'ar (ed.). *Perspectives in Microbial Ecology. Proceedings of the Fourth International Symposium on Microbial Ecology* Malinska Knjiga, Ljubljana. pp. 481-488. ✓

CAPITULO IV

CONCLUSIONES GENERALES

Los efectos del componente leñoso (*E. berteriana* y *G. sepium*) sobre la biomasa microbiana, densidad de lombrices y fertilidad del suelo no difirieron significativamente con las parcelas de *B. brizantha* y *A. pintoi*. Así mismo, la falta de raíces pivotantes, producto de la siembra de semilla vegetativa, disminuye la actividad de bombeo de nutrientes de estratos inferiores del suelo, por parte de los árboles. Es por esto que efecto de los árboles en el suelo no se observó claramente en el presente ensayo.

Por otro lado, a pesar de no encontrarse diferencias significativas entre los sistemas, para el NM y CM, es interesante mencionar la tendencia observada en el presente ensayo en cuanto a la mayor cantidad en el tratamiento con *G. sepium*. Si tomamos en cuenta que la *G. sepium* tuvo una mortalidad del 90%, es de esperar un mejor comportamiento bajo otras condiciones no tan limitantes.

Los efectos benéficos de los árboles en el presente ensayo, no son tan evidentes como en otros trabajos, sin embargo, hay evidencias que sugieren mejoras en el suelo a largo plazo. Por esto es importante el mantenimiento de este tipo de sistemas, viendo la actividad a largo plazo y pensando en el componente de sostenibilidad que necesariamente debe tomarse en cuenta en las explotaciones ganaderas del trópico.

El trabajo evidenció un efecto interesante en la distribución espacial de los nutrientes, más que todo con el Mg y el P. Los efectos de la deposición de material de poda sobre la concentración de los anteriores elementos en el suelo, se observaron al aumentar la disponibilidad de estos elementos entre 1 y 1.5 metros de distancia con respecto a la hilera de árboles. Este efecto es importante más que todo por la cantidad de P en este tipo de suelos.

El caso del K también es importante de mencionar, pues fue el nutriente que se detectó en menor cantidad. La mayor parte de la literatura se refiere al K como uno de los nutrientes que más se pierde por lixiviación, debido a su gran

movilidad en el suelo. Sin embargo, en sistemas de asociaciones como los que se han estudiado en este ensayo, es posible pensar que no todo el K se pierde. Parte puede ser absorbido por el pasto, puesto que hay evidencia, en otros trabajos, que la cantidad de K aumenta en las hojas del pasto que se encuentra bajo sombra de leguminosas arbóreas.

RECOMENDACIONES

Puesto que la literatura menciona que los niveles de nutrientes en el suelo, con pasturas mejoradas y leguminosas arbóreas, tienden a aumentar con el tiempo y observando los mayores niveles de nutrientes en el presente ensayo, con respecto a ensayos anteriores en las mismas parcelas, se recomienda dar seguimiento al ensayo en términos de tiempo. Así se tendrá mejor base para comparar los actuales sistemas con *E. berteriana* y *G. sepium* con el testigo sin árboles (*B. brizantha* y *A. pintoi*).

Es importante analizar el efecto de las raíces de los diferentes componentes del suelo, ya que en suelos con alta afinidad por el P son las raíces las que juegan un papel importante en la disponibilidad del nutriente en la solución de intercambio.

Recolectar datos en diferentes épocas de producción de biomasa y nutrientes en las hojas y tallos, complementarían la información obtenida a nivel de suelo.

Es necesario implementar este tipo de ensayos en suelos con diferentes niveles de degradación y de fertilidad, para obtener resultados más representativos de las condiciones existentes en las fincas de productores.

Estas recomendaciones servirán para hacer comentarios más concluyentes sobre este tipo de sistemas a la vez que estimará con mayor precisión la sostenibilidad de los mismos.