

INSTITUTO DE CIENCIA ANIMAL
DEPARTAMENTO DE PASTOS Y FORRAJES
ESTACIÓN EXPERIMENTAL DE PASTOS Y FORRAJES “INDIO HATUEY”

**Acumulación y descomposición de la hojarasca
en un pastizal de *Panicum maximum* Jacq.
y en un sistema silvopastoril de *P. maximum*
y *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit.**

Autora: Ing. Saray Sánchez Cárdenas

*Tutores: Dr. Gustavo J. Crespo López
Dra. Marta B. Hernández Chávez*

Tesis presentada en opción al Grado de
Doctor en Ciencias Agrícolas

La Habana
2007

*Nuestra Madre Primitiva la Tierra, es un organismo
que ninguna ciencia del mundo puede racionalizar.*

*Todo lo que sobre ella reptan y vuela depende
de ella y todo perecerá sin remedio si la Tierra
que nos alimenta muere.*

Tau Mag

Dedicatoria

A mi esposo, mi gran compañero de horas difíciles, nada de esto hubiera sido posible si no hubieras estado tú, gracias por tu comprensión y apoyo en todo momento.

A la Sra. Noemí Ramos Borges y a los Sres. Nilo Zulueta Galarraga y Noel Zulueta Ramos, por su afecto, sus reflexiones, sabios consejos y preocupación constante, que me sirvieron de gran apoyo en esta última etapa.

A mi familia, cuyo apoyo y aliento incondicional durante todos estos años hicieron posible mi formación integral, muy en especial a mi abuela, por su cariño, comprensión y por estar siempre junto a mí.

A mi hijo, mi semilla y esperanza para el futuro a quien deseo pedirle que si algo bueno puede ver en mí, sea el ejemplo que le he dado de dedicación y entrega total al estudio y al trabajo.

Agradecimientos

A la Revolución Cubana que permitió mi formación profesional.

A mis tutores: Dr. Gustavo Jacinto Crespo López y Dra. Marta Beatriz Hernández Chavez por su especial dedicación en la concepción, ejecución, preparación y revisión de los resultados plasmados en esta tesis; por ello y por ser mis amigos, les estaré eternamente agradecida.

A Verena Torres, quien constantemente orientó y supervisó el procesamiento estadístico del material de tesis, así como a todo el departamento de Biomatemáticas, cuyos integrantes apoyaron mi trabajo. A Aida, Magalis, Lourdes, Denis, y muy en especial a Lucy, que con gran disposición, paciencia y dedicación coopero con la culminación de la tesis

A todo el departamento de Pastos del Instituto de Ciencia Animal por su aliento, ayuda y comprensión para la feliz culminación de la tesis.

A los compañeros del área de Servicios del ICA (motel y comedor), por hacernos nuestra estancia más agradable.

A los investigadores que fungieron como oponentes en diferentes etapas del desarrollo de la tesis, por sus oportunas recomendaciones y sugerencias.

A la MSc. Gertrudis Pentón Fernández, mi gran amiga, por su apoyo incondicional y sus sabios consejos.

A la MSc. Milagros de la C. Milera Rodríguez por sembrar en mí la semilla de la investigación en el tema de la biota edáfica, por sus sabios consejos y su apoyo incondicional.

A Odel Abreu Rodríguez, por su responsabilidad, calidad y rigor en todas las mediciones y evaluaciones realizadas en el área experimental, así como a otros técnicos y obreros que colaboraron sistemáticamente, les estoy muy agradecida.

A Nidia Amador por su ayuda en la traducción de trabajos originales en idioma inglés al español.

A la Sra. Angélica Flores por su apoyo incondicional, su constante preocupación y por hacerme más grata mi estancia en el Instituto de Ciencia Animal

A los integrantes del Consejo Científico, de la Comisión de Posgrado de la EEPF "Indio Hatuey" y de la Comisión de Grado Científico del Instituto de Ciencia Animal, quienes con sus sabias sugerencias y críticas oportunas, permitieron la mejor elaboración y presentación de esta tesis de doctorado.

Al colectivo del laboratorio de análisis químico del Instituto de Ciencia Animal por su aliento, dedicación, disposición y responsabilidad en la realización de los análisis bromatológicos de esta investigación.

A Nayda Armengol López por sus recomendaciones que permitieron elevar la calidad de la tesis.

A todos aquellos que de una forma u otra brindaron su apoyo para la realización de la tesis.

SÍNTESIS

Con el objetivo de determinar la acumulación y la descomposición de la hojarasca y la relación de estos procesos con algunos de los factores bióticos y abióticos presentes en un pastizal de *Panicum maximum* Jacq cv. Likoni y en un sistema silvopastoril de *Panicum maximum* y *Leucaena leucocephala* (Lam) de Wit cv. Cunningham se realizaron tres experimentos en la Estación Experimental de Pastos y Forrajes "Indio Hatuey", Matanzas. Los resultados mostraron que el pastizal de *P. maximum* acumuló 2,66 t de MS ha⁻¹ año⁻¹, mientras que en el sistema silvopastoril fue de 12,49 t de MSha⁻¹ año⁻¹, donde *L. leucocephala* aportó el 75,6% de la hojarasca total. En ambos pastizales la guinea acumuló menor cantidad de hojarasca durante el período de junio-diciembre, etapa en la que se produce su mayor desarrollo vegetativo. En la leucaena la mayor producción de hojarasca ocurre en el período de diciembre a enero asociada con la caída natural de sus hojas que se produce por efecto de las temperaturas más bajas y la escasa humedad en el suelo. En la guinea la lluvia fue el factor climático que mayor correlación negativa presentó con la producción de hojarasca en ambos sistemas y en la leucaena la mayor correlación negativa se encontró con la temperatura mínima. En cada pastizal se presentó diferente patrón de descomposición de la hojarasca. Entre las especies presentes la velocidad varió en el siguiente orden: leucaena mayor que guinea en el sistema silvopastoril mayor que pastizal de guinea. La composición química de la hojarasca en cada pastizal influyó y varió durante su proceso de descomposición. Es posible explicar el proceso de descomposición de la hojarasca en ambos pastizales a partir de la acción conjunta de la temperatura, la humedad relativa y la precipitación. La presencia de una diversa y estable fauna asociada a las bolsas influyó en el proceso de descomposición de la hojarasca. Los organismos que mayor presencia mostraron fueron los isópodos de forma general. Las lombrices, constituyeron los organismos más numerosos en los pastizales, con predominio de la especie *Polypheretina eleganta* en el sistema silvopastoril y *Onychochaeta elegans* en el pastizal de guinea en monocultivo. Los valores superiores de densidad y biomasa de individuos, el predominio de los oligoquetos, así como los mejores índices de diversidad, riqueza y uniformidad en el sistema silvopastoril, indican que la presencia de la leucaena en el pastizal de gramínea permite potenciar la actividad biológica del suelo y garantizar la estabilidad del sistema.

ÍNDICE

CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN.....	1
CAPITULO II. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA.....	4
II.1 Sistema de pastizales.....	4
II.2 Reciclaje de nutrientes en sistemas ganaderos.....	7
II.3 Importancia de la hojarasca en el reciclaje de los nutrientes.....	8
II.4 Acumulación de la hojarasca en los pastizales.....	9
II.5 Descomposición de la hojarasca en los pastizales.....	12
II.6 Factores que controlan la dinámica de la descomposición de la hojarasca.....	12
II.6.1 Efecto de los factores climáticos.....	12
II.6.2 Efecto de la composición química de la hojarasca.....	14
II.6.3 Efecto de los organismos del suelo.....	16
CAPITULO III. MATERIALES Y MÉTODOS.....	22
III.1 Ubicación y clima del área experimental.....	22
III.2 El suelo del área experimental.....	22
III.3 Pastizales investigados.....	23
III.3.1 Pastizal de <i>Panicum maximum</i> cv. Likoni.....	23
III.3.2 Sistema silvopastoril con <i>Panicum maximum</i> cv. Likoni y <i>Leucaena leucocephala</i> cv. Cunningham.....	23
III.4 Procedimientos empleados en los experimentos.....	24
III.4.1. Experimento 1. <i>Acumulación de hojarasca</i>	24
III.4.2 Experimento 2. <i>Descomposición de la hojarasca</i>	25
III.4.3 Experimento 3. <i>Evaluación de las comunidades de macroinvertebrados en el suelo de los pastizales</i>	26
III.5 Análisis estadístico.....	28
CAPÍTULO IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	30
IV.1. Experimento 1. Acumulación de hojarasca.....	30
Introducción.....	30
Resultados y discusión.....	30
IV.1.1 Pastizal de <i>Panicum maximum</i> cv. Likoni.....	30
IV.1.2 Sistema silvopastoril.....	33
IV.2 Experimento 2. Descomposición de la hojarasca.....	41
Introducción.....	41
Resultados y discusión.....	41
IV.2.1 Pastizal de <i>P. maximum</i>	41
IV.2.2 Sistema silvopastoril.....	52
IV.3 Experimento 3. Evaluación de las comunidades de macroinvertebrados en el suelo de los pastizales.....	66
Introducción.....	66
Resultados y discusión.....	67
IV.3.1 Pastizal de <i>P. maximum</i>	67
IV.3.2 Sistema silvopastoril de <i>Panicum maximum</i> cv. Likoni- <i>Leucaena leucocephala</i> cv. Cunningham.....	75
CAPÍTULO V. CONSIDERACIONES FINALES.....	84
CAPÍTULO VI. CONCLUSIONES.....	99
CAPÍTULO VII. RECOMENDACIONES.....	100
NOVEDAD CIENTÍFICA.....	102
REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS.....	103

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Cantidad de hojarasca por muestreo colectada en el pastizal de <i>P. maximum</i>	31
Tabla 2. Factores climáticos durante el período experimental.	31
Tabla 3. Coeficientes de correlación (r) entre los factores climáticos y la producción de hojarasca en el pastizal de <i>P. maximum</i>	32
Tabla 4. Composición química de la hojarasca en el pastizal de <i>P. maximum</i>	33
Tabla 5. Producción de hojarasca en el sistema silvopastoril.	33
Tabla 6. Cantidad de hojarasca de <i>P. maximum</i> por muestreo colectada en el sistema silvopastoril. ...	34
Tabla 7. Coeficientes de correlación (r) entre los factores climáticos y la producción de hojarasca de <i>P. maximum</i> en el sistema silvopastoril.....	35
Tabla 8. Composición química de la hojarasca de <i>P. maximum</i> en el sistema silvopastoril.	35
Tabla 9. Composición de la hojarasca producida por <i>L. leucocephala</i>	36
Tabla 10. Coeficientes de correlación (r) entre los factores climáticos y la producción de hojarasca de <i>L. leucocephala</i>	36
Tabla 11. Factores climáticos durante las colectas de hojarasca de <i>L. leucocephala</i>	39
Tabla 12. Composición química de la hojarasca de <i>L. leucocephala</i> en el sistema silvopastoril (% base seca).	40
Tabla 13. Tasa de descomposición de la hojarasca en el pastizal de <i>P. maximum</i>	42
Tabla 14. Relación entre el porcentaje de biomasa perdida de <i>P. maximum</i> y la composición química de la hojarasca remanente.	43
Tabla 15. Modelos de mejor ajuste entre la hojarasca perdida y los factores climáticos.	46
Tabla 16. Regresión múltiple lineal entre la biomasa perdida de la hojarasca de <i>P. maximum</i> y el clima.	46
Tabla 17. Composición taxonómica y funcional de la macrofauna asociada al proceso de descomposición de <i>P. maximum</i>	48
Tabla 18. Factores climáticos que prevalecieron durante el proceso de descomposición.	49
Tabla 19. Tasa de descomposición en las especies del sistema de <i>P. maximum</i> - <i>L. leucocephala</i>	54
Tabla 20. Correlaciones entre el porcentaje de biomasa perdida y la composición química de la hojarasca remanente de <i>L. leucocephala</i> y <i>P. maximum</i> en el sistema silvopastoril.....	54
Tabla 21. Mejores ajustes obtenidos entre el porcentaje de biomasa perdida de <i>L. leucocephala</i> en función de algunos indicadores del clima en el sistema silvopastoril.	57
Tabla 22. Mejores ajustes obtenidos entre el porcentaje de biomasa perdida de <i>P. maximum</i> en función de algunos factores del clima en el sistema silvopastoril.....	58

Tabla 23. Regresión múltiple lineal entre el porcentaje de biomasa perdida en función de algunos factores del clima en el sistema silvopastoril.	60
Tabla 24. Composición taxonómica y funcional de la macrofauna asociada al proceso de descomposición en el pastizal de <i>P. maximum</i> y <i>L. leucocephala</i>	62
Tabla 25. Densidad de la macrofauna descomponedora durante el proceso de descomposición.	63
Tabla 26. Composición taxonómica y funcional de la macrofauna del suelo en el pastizal de <i>P. maximum</i>	68
Tabla 27. Valores estacionales de diferentes indicadores bióticos y abióticos del suelo en el pastizal de <i>P. maximum</i>	70
Tabla 28. Comportamiento de los índices ecológicos del suelo en el pastizal de <i>P. maximum</i>	71
Tabla 29. Temperatura, humedad, densidad y biomasa de la macrofauna en los diferentes estratos del suelo en la época de lluvia.	72
Tabla 30. Temperatura, humedad, densidad y biomasa de la macrofauna en los diferentes estratos del suelo en la época de seca.	73
Tabla 31. Composición química del suelo del pastizal de <i>P. maximum</i>	74
Tabla 32. Composición taxonómica y funcional de la macrofauna del suelo en el pastizal silvopastoril.	77
Tabla 33. Comportamiento de los diferentes indicadores bióticos y abióticos en el suelo.	79
Tabla 34. Comportamiento de los índices ecológicos del suelo en el sistema silvopastoril.	79
Tabla 35. Temperatura, humedad, densidad y biomasa de la macrofauna en los diferentes estratos del suelo en la época de lluvia.	81
Tabla 36. Temperatura, humedad, densidad y biomasa de la macrofauna en los diferentes estratos del suelo en la época de seca.	82
Tabla 37. Composición química del suelo del sistema silvopastoril.	82

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Comportamiento de la producción de los diferentes componentes de la hojarasca de <i>L. leucocephala</i> en las diferentes colectas.....	38
Figura 2. Comportamiento de la descomposición de la hojarasca en el pastizal de <i>P. maximum</i>	41
Figura 3. Variaciones en la concentración del N-FND en la hojarasca del pastizal <i>P. maximum</i> durante su descomposición.....	44
Figura 4. Densidad de la fauna descomponedora durante el proceso de descomposición de la hojarasca.....	49
Figura 5. Abundancia proporcional (%) de los diferentes grupos de la fauna asociada a los diferentes tiempos de descomposición de la hojarasca.....	51
Figura 6. Relación entre el peso residual de la hojarasca y la frecuencia acumulada de la fauna en el pastizal de guinea.....	52
Figura 7. Dinámica de la descomposición de la hojarasca en las especies <i>P.maximum</i> y <i>L. leucocephala</i> en el sistema silvopastoril.....	52
Figura 8. Variaciones del contenido de lignina, relación lignina:nitrógeno y N-FND en la hojarasca remanente de <i>P. maximum</i> en el sistema silvopastoril.....	55
Figura 9. Variaciones del contenido de Nt, relación lignina:nitrógeno, celulosa y contenido celular en la hojarasca remanente de <i>L. leucocephala</i> en el sistema silvopastoril.....	56
Figura 10. Abundancia proporcional (%) de los diferentes grupos de la fauna asociada a los diferentes tiempos de descomposición de la hojarasca de <i>P. maximum</i>	64
Figura 11. Abundancia proporcional (%) de los diferentes grupos de la fauna asociada a los diferentes tiempos de descomposición de la hojarasca de <i>L. leucocephala</i>	65
Figura 12. Relación entre el peso residual de la hojarasca y la frecuencia acumulada de la fauna.....	66
Figura 13. Densidad y biomasa de la macrofauna edáfica en el pastizal de <i>P. maximum</i> en la época de lluvia y de seca.....	72
Figura 14. Densidad y biomasa de la macrofauna edáfica en el pastizal de <i>P. maximum-L. leucocephala</i>	80

CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN

La elevada área de deforestación en los países tropicales (17 millones de ha año⁻¹) no solamente ha producido efectos locales en la degradación de los suelos y la pérdida de su productividad, sino que contribuyó también con la cuarta parte de las emisiones de CO₂ y otros gases hacia la atmósfera, proceso que causa cambios climáticos globales que conducen a la disminución de la biodiversidad de los bosques naturales y al desequilibrio de otros ecosistemas terrestres. En América Latina, el incremento de las áreas de pastizales muchas veces es seguida por la rápida degradación, lo cual produjo deterioro ambiental de envergadura, debido a su amplia extensión en toda la región (**Pomareda y Steinfeld, 2000; Laurance et al., 2002 e Ibrahim y Mora, 2006**).

En el trópico latinoamericano, los pastos permanentes ocupan aproximadamente el 23% del área agrícola (402 millones de ha) y constituyen la fuente fundamental de alimento para bovinos, pues aportan el 90% de los alimentos que éstos consumen (**Crespo, 2001**); no obstante, cerca del 50% de estas áreas muestran estadios avanzados de deterioro. Por su parte, en Cuba se estima que la ganadería se desarrolla en un área de 1,8 millones de ha, las que no están exentas de los procesos de degradación que se producen en los pastizales a nivel mundial (**Holzer y Kriechbaum, 2001**) y, sobre todo, en las regiones tropicales (**Díaz Filho, 2003 y Snymana y Preezb, 2005**).

Las causas principales de esta situación son varias, tales como: intensas sequías, baja fertilidad de los suelos por la carencia de reposición de nutrientes, alta presión de pastoreo, agresividad de las plantas invasoras, pobre adaptación de las especies introducidas, deficiencia en los sistemas de establecimiento y manejo de los pastos, así como la poca utilización de las leguminosas, la quema indiscriminada, las políticas inadecuadas de desarrollo de los pastos, y la deficiente generación y transferencia de tecnologías pecuarias. Sin embargo, **Da Veiga et al. (2001)** señalaron que el establecimiento de vastas extensiones de monocultivo de gramíneas en las áreas ganaderas en el trópico, ha sido una de las causas fundamentales del deterioro de los pastizales.

La introducción de los árboles en los pastizales es una alternativa favorable en la restauración, el mantenimiento y la sostenibilidad de los recursos naturales en las áreas

ganaderas de América Latina (**Reinoso, 2001; Murgueitio, 2003 y Simón, 2006**). Estos ofrecen beneficios socioeconómicos y ecológicos, evidenciados por diversos estudios científicos y experiencias exitosas de productores ganaderos (**Ibrahim et al., 2006 y Suarez et al., 2006**). Por lo general, los árboles pueden ser el elemento de manejo eficaz para elevar la biodiversidad en los pastizales, extraer nutrientes y agua de las capas más profundas del suelo, producir biomasa en estratos distintos, propiciar un ambiente favorable para el desarrollo de los pastos asociados y el ganado, crear un microclima para la actividad de la fauna edáfica y lograr producciones de hojarasca que participen en el ciclo biogeoquímico de los nutrientes en el suelo (**Alegre et al., 2001; Luizao et al., 2001; Crespo et al., 2004; Lok et al., 2006 y Wencomo, 2006**)

La hojarasca constituye una importante fuente de nutrientes para el suelo. En el trópico, los procesos de descomposición y los flujos de nutrientes son complejos, debido, a las condiciones del clima y a las características de la biota. Dichos aspectos son poco estudiados en pastizales donde la sincronización de la liberación de los nutrientes y la asimilación de los mismos por las plantas resultan de gran importancia en la productividad del pastizal.

Debido a ello, en los últimos años cobra cada vez más fuerza la visión agroecológica del manejo de los pastizales, con énfasis en la profundización del conocimiento de la relación suelo-planta-animal y el funcionamiento sostenible de los ecosistemas ganaderos basados en la diversidad biológica.

Para desarrollar este manejo, se requiere el conocimiento adecuado de las características de la acumulación y la descomposición de la hojarasca que producen las diferentes especies vegetales que componen los ecosistemas de pastizales, así como la relación de estos procesos con los factores bióticos y abióticos que influyen en ellos, que incluyen el efecto del clima, la vegetación, el suelo y la fauna descomponedora

Por lo antes expuesto, la hipótesis del presente trabajo de tesis fue: **la acumulación y la descomposición de la hojarasca en los pastizales varía con la composición de las especies vegetales presentes en estos y puede ser regulada por factores bióticos y**

abióticos, lo cual pudiera influir en la actividad de la biota edáfica con diferentes hábitos alimentarios.

Para dar respuesta a esta hipótesis el objetivo general fue: Determinar la acumulación y la descomposición de la hojarasca y la relación de estos procesos con algunos de los factores bióticos y abióticos presentes en un pastizal de *Panicum maximum* y en un sistema silvopastoril de *P. maximum-Leucaena leucocephala*.

Para cumplir la hipótesis y el objetivo general, los objetivos específicos fueron:

1. Cuantificar la acumulación de hojarasca en el pastizal de guinea y en el sistema silvopastoril y su relación con algunos factores climáticos.
2. Conocer la evolución y la tasa de descomposición de la hojarasca y su relación con su composición química y algunos factores climáticos.
3. Determinar la macrofauna asociada con el proceso de descomposición de la hojarasca y la presente en el suelo de cada uno de los sistemas estudiados.

CAPITULO II. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

II.1 Sistema de pastizales

Los pastizales están constituidos por elementos bióticos y abióticos que conforman una unidad indisoluble, de cuya dinámica y armonía depende el adecuado funcionamiento del ecosistema **(Yado et al., 1996)**. Entre los componentes abióticos se encuentran las sustancias inorgánicas, que intervienen en los ciclos materiales, el régimen climático, el suelo, la topografía y la altitud. Entre los bióticos se ubican las plantas u organismos autótrofos, los consumidores de materia orgánica y los desintegradores. Todos los componentes poseen igual importancia y desarrollan una función específica, por lo que la estabilidad productiva del pastizal y su persistencia en el tiempo estarán influidas por su equilibrio dinámico del sistema.

Desde el punto de vista ecológico, sólo es posible el manejo sostenible de los pastizales si el ecosistema cuenta con elementos estabilizadores que reducen el riesgo de erosión, aportan recursos tróficos en la época de escasez, actúan de refugio para las especies más sensibles al pastoreo, favorecen la fertilidad y la existencia de materia orgánica en el suelo y crean condiciones microclimáticas que propician la mayor diversidad de organismos del suelo **(Rebollo y Gómez-Sal, 2003)**.

Un aspecto esencial en el uso sostenible de los pastizales es mantener los niveles de nutrientes en la vegetación y en el suelo a largo plazo. En este sentido es importante recordar la diferente composición en elementos químicos entre los productores primarios (formados principalmente a partir de C, H y O) y los herbívoros (que presentan además una proporción importante de N, P y Ca) **(Owen-Smith y Novellie, 1982)**. Esto hace que los herbívoros sean importantes acumuladores de N, P y Ca en los ecosistemas de pastizal, con la capacidad reguladora de estos elementos potencialmente elevada a través de sus producciones y deyecciones.

Simón (2006), Crespo y Fraga (2006) y Murgueitio et al., (2006) sugieren el uso de los sistemas silvopastoriles como alternativas viables para lograr la sostenibilidad ecológica y productiva de los pastizales tropicales, por su capacidad de potenciar la producción de

biomasa y crear ambientes más favorables para el ganado y la fauna edáfica. Además, estos sistemas constituyen una alternativa para la restauración, mantenimiento y sostenibilidad de los recursos naturales en paisajes ganaderos. Ofrecen además, beneficios socioeconómicos y ecológicos evidenciados por diversos estudios científicos y experiencias exitosas de productores ganaderos (**Ibrahim et al., 2006**).

El sistema silvopastoril es una opción agropecuaria que contempla la presencia de los árboles, en estrecha interacción con los componentes suelo, el estrato herbáceo y los animales. Este sistema, manejado integralmente, tiende a incrementar la productividad y el beneficio ambiental a largo plazo (**Pezo e Ibrahim, 1999 y Ruiz et al., 2005**).

Según **Giraldo (1995)**, el componente herbáceo en los sistemas silvopastoriles lo constituyen, básicamente, gramíneas y leguminosas perennes que son el alimento principal del componente animal y que cubren la mayor parte de sus requerimientos; mientras que el subsuelo comprende el estrato de suelo no explotado por el pasto, pero potencialmente alcanzable por los árboles.

Existen algunos beneficios de orden biológico y económico que se obtienen con la adopción de este sistema de producción. **Rincón (1995), Lamela et al. (2005) y Simón et al., (2005)** identifican las siguientes ventajas biológicas y económicas de los sistemas silvopastoriles:

- La energía solar se usa más eficientemente por la biomasa vegetal debido a la estratificación vertical de los componentes vegetativos del sistema. Además, el suelo se protege de la erosión severa.
- Usualmente se presenta cierta estratificación vertical del sistema radical de las diferentes especies de plantas. Al ocupar las raíces diferentes horizontes del suelo, se mejora la amplitud de absorción de los nutrientes esenciales.
- La presencia de los árboles en el pastizal facilita el reciclaje de los nutrientes extraídos y, simultáneamente, los residuos de las plantas protegen al suelo de la erosión.
- Los árboles leguminosos fijan nitrógeno atmosférico, lo que contribuye a mejorar la fertilidad del suelo.
- Reducen los costos de control de malezas.
- Contribuyen a la diversificación de la producción agropecuaria.

- Incrementan el egreso total de productos producidos por unidad de área en comparación con el monocultivo.

En este sentido, la mayoría de los estudios realizados en zonas tropicales demostraron que los árboles y arbustos leguminosos tienen la capacidad de fijar una alta cantidad de N (hasta 150 kg ha⁻¹) (**Ibrahim, 1994**) que contribuye al mejoramiento del nivel de N en el suelo y en el pasto (**Bustamante, 1991; Belsky, 1992 y Carvalho et al., 1994**). Además de fijar N, los árboles tienen raíces que pueden absorber nutrientes de las capas profundas del suelo, llevarlos a la superficie y hacerlos disponibles para la pastura (**Kass et al., 1985 y Mazzarino et al., 1993**), mejoran la materia orgánica, reducen la lixiviación y benefician las propiedades físicas del suelo (**Farell y Altieri, 1997**).

La presencia de árboles en las pasturas también puede influir en la concentración de minerales en el pasto. En diferentes estudios, al evaluar el comportamiento de algunas gramíneas tropicales con diferentes especies arbóreas, se encontró que los pastos sombreados presentaron un mayor porcentaje de P, K, Ca, B y Cu.

Ello se debe a que la sombra promueve cambios microclimáticos en el ecosistema de pastizal, principalmente la reducción de la temperatura del aire y del suelo, la disminución de la tasa de evaporación y el mantenimiento de un mayor tenor de humedad en el suelo. Así, **Ovalle y Avendaño (1984)** indicaron que la temperatura máxima debajo de *Acacia caven* fue 2-3°C más baja y la mínima fue ligeramente más alta comparada con un área sin sombra; mientras que la temperatura del suelo se redujo entre 3-10°C a 5 cm de profundidad, según la época del año.

Pequeñas variaciones de la temperatura del ambiente y del suelo disminuyen la capacidad del aire para evaporar el agua, lo cual favorece la disponibilidad de esta en el suelo y crea condiciones favorables para el crecimiento del estrato herbáceo en pastizales arborizados (**Wilson y Wild, 1991**). Lo anterior provoca incremento de la actividad biológica del suelo, que favorece la mayor mineralización y disponibilidad de nitrógeno (**Feijoo et al., 2004**).

La mejora del microclima debajo de los árboles influye en el confort de los animales, lo que incide de forma favorable en una mayor producción de leche y de carne. Los datos de Cuba indican que el ganado vacuno puede aumentar la ganancia de peso por día cuando pastorean en sistemas silvopastoriles con árboles de leucaena dispersos en el pastizal, en comparación con las gramíneas solas (550-800 g día⁻¹ en la época lluviosa y 300-670 g día⁻¹ en el período seco) (**Iglesias et al., 2006; Milera et al., 2006 y Ruiz et al., 2006**).

Evidentemente, la utilización del follaje de los árboles en la alimentación animal y todos los servicios ambientales que proveen los sistemas silvopastoriles, constituyen uno de los paradigmas fundamentales en los nuevos conceptos de intensificación de la ganadería en Cuba que, según **Simón (2006)**, ya se extiende a unas 20 000 ha.

En general, las diferencias a favor del silvopastoreo con relación a los monocultivos de gramíneas se manifiestan en una mayor disponibilidad de forraje y nutrientes y en una mejor calidad de la pastura. En estos sistemas los insumos provenientes del exterior son mínimos, pues la fertilidad del suelo proviene de la fijación del nitrógeno realizado por las leguminosas, las deyecciones de los animales y la hojarasca, unido al favorable reciclaje de nutrientes

II.2 Reciclaje de nutrientes en sistemas ganaderos

Para que el sistema suelo-planta-animal se mantenga siempre productivo, debe mantenerse el flujo adecuado de los nutrientes y la energía entre los diferentes componentes que lo conforman (**Jarvis, 1993**).

El suelo es el componente clave que regula los ciclos de los nutrientes en los ecosistemas terrestres. Según **Crespo et al., (2005)** constituye el almacén que recibe, acumula y libera la mayoría de los nutrientes esenciales de las plantas a través de los procesos físicos, químicos y biológicos. Las plantas absorben estos nutrientes para garantizar su crecimiento y reproducción, el ganado consume una proporción de las partes aéreas de los pastos y el material remanente (la hojarasca) puede retornar al suelo. Según estos autores más del 80% del N, P y K consumido por el ganado se devuelve de nuevo al pastizal a través de sus deyecciones.

Entre las principales vías naturales de entrada de nutrientes en el sistema suelo-planta-animal, **Hendrix et al., (1992)** identifican las excretas y la orina de los animales en pastoreo, la liberación de los minerales del suelo, la actividad de la biota edáfica, las lluvias, los microorganismos fijadores de nitrógeno y la hojarasca del pastizal.

Varios estudios hacen énfasis en el papel central que ejercen los animales en el reciclaje de los nutrientes en los pastizales, por su influencia en el retorno de cantidades significativas de nutrientes en sus deyecciones (**Lobo y Veiga, 1993; Crespo et al., 2001 y Rodríguez, 2001**); sin embargo, otros autores reconocen que la producción de hojarasca es la principal vía de transferencia de energía y nutrientes al suelo en la mayoría de los ecosistemas terrestres (**Thomas, 1992 y Keenan et al., 1995**).

II.3 Importancia de la hojarasca en el reciclaje de los nutrientes

Se entiende por hojarasca la acumulación de los residuos vegetales (hojas, tallos, etc.) que se acumulan sobre la superficie del suelo (**Crespo y Pérez, 1999**). Esta queda distribuida en toda el área pastada y contribuye, de forma significativa, al flujo de los nutrientes y la energía, así como a la constitución de las reservas húmicas del suelo.

Se reconoce que la hojarasca alimenta las cadenas tróficas en las que se suceden organismos descomponedores y consumidores. Los cadáveres de ambos tipos de organismos y las deyecciones de los consumidores, especialmente, alimentan otro nivel de estructura análoga y así sucesivamente, hasta el agotamiento de la energía de los aportes iniciales (**González y Gallardo, 1995**).

En la actualidad no hay duda de la importancia de la hojarasca para la estabilidad y el funcionamiento del ecosistema, pues constituye la fuente principal de circulación de materia orgánica, energía y nutrientes entre las plantas y el suelo. Es conocida su utilidad como mejoradora de las condiciones físico químicas y en la regulación del régimen de fluctuación diaria de la temperatura del suelo. La hojarasca desempeña, además, un importantísimo papel hidrológico y antierosivo y atenúa las bruscas fluctuaciones de la humedad de la superficie del suelo (**Kolmans y Vásquez, 1996**).

II.4 Acumulación de la hojarasca en los pastizales

El contenido de hojarasca en un ecosistema de pastizal depende del balance entre los procesos de su acumulación y su descomposición, lo cual está determinado por factores tales como: la especie de planta y su composición química, las condiciones climáticas, la intensidad de pastoreo y la actividad de la fauna edáfica.

Las especies de pastos difieren, en gran medida, en la cantidad y calidad de la hojarasca que producen y, por lo tanto, en la capacidad que ellas poseen de reciclar los nutrientes (**Palm y Sánchez, 1991; Crespo y Pérez, 1999; Porazinska et al., 2003 y Bardgett y Walker, 2004**).

La investigación de **Thomas y Asakawa (1993)** en Colombia, relacionada con la producción de hojarasca de un grupo de leguminosas y gramíneas que crecen de forma favorable en esas condiciones, indicó que *Andropogon gayanus* produjo más hojarasca que las otras gramíneas y leguminosas evaluadas; mientras que *Arachis pintoi* produjo la menor acumulación, con 214,4 g MS/m², en solo seis meses.

Robertson et al., (1995) indicaron que pastizales de *P. maximum* var. *Trichoglume*, en Australia, pueden formar una capa de hojarasca sobre la superficie de hasta 22 t MS ha⁻¹, lo cual es importante no solo para evitar la erosión y proteger la superficie del suelo del efecto de las altas temperaturas, sino también como fuente de carbono para los microorganismos del suelo.

Crespo et al., (2000) al evaluar la capacidad de acumular hojarasca de un amplio número de especies y variedades de leguminosas y gramíneas que se utilizan comúnmente en la ganadería en Cuba, encontraron que la mezcla *M. atropurpureum*/*G. wightii* acumuló una cantidad relativamente elevada de hojarasca (1 800 g m² año⁻¹), comparada con las restantes leguminosas, y que las gramíneas mostraron una menor capacidad de acumular hojarasca que las leguminosas, pues ninguna sobrepasó el valor de 300 g/m²/año.

La producción de algunas especies de pastos es superior cuando se encuentran bajo una cobertura arbórea, según **Wencomo (2006)** e **Iglesias et al. (2006)**. Esto se debe a que

reducen el potencial de evapotranspiración y, por lo tanto, hay una mayor economía del agua, lo que unido al incremento de la materia orgánica, la menor mineralización y la mayor permeabilidad del suelo, hace que la eficiencia de la fotosíntesis sea de cuatro a cinco veces mayor que cuando las gramíneas se encuentran a pleno sol (**Febles et al., 1995**).

Los estudios realizados sobre la producción de hojarasca en ecosistemas ganaderos indicaron que el árbol *A. lebbeck* acumuló, durante el período diciembre-marzo, 4 530 g de MS de hojarasca/planta, de la cual el 52,8% estuvo compuesta por vainas. El N, P, K, Ca y Mg retornados por la hojarasca de esta planta fueron de 115, 13, 66, 94 y 11 g, que equivalen a 11, 1, 7, 7 y 1 kg de dichos nutrientes en una hectárea, respectivamente, cuando la población de plantas fue de 100 árboles ha⁻¹ (**Crespo y Fraga, 2002**).

Estos mismos autores encontraron que el arbusto *Cajanus cajan* acumuló, durante el período de noviembre-abril, alrededor de 973 g MS de hojarasca, de la cual las hojas representaron el 86,6% del peso total. La hojarasca retornó un promedio de 19, 3, 13, 9 y 2 g de N, P, K, Ca y Mg, que representaron 63, 10, 44, 30 y 6 kg ha⁻¹, respectivamente, para una población de 3 300 plantas ha⁻¹.

La inclusión de *Leucaena leucocephala* en pastizales nativos, dedicados a la ceba de vacunos, contribuyó favorablemente al incremento de la acumulación de hojarasca y al balance de N en estos sistemas (**Crespo et al., 2004**).

Los estudios realizados en sistemas de gramíneas asociadas con leguminosas arbóreas pusieron de manifiesto que la existencia de especies arbustivas en el pastizal, permite alcanzar la producción de hojarasca más alta y de mejor calidad, lo cual puede contribuir a mantener la productividad del pastizal. Así lo demuestran los resultados informados por **Crespo et al., (2004); Xavier et al., (2004) y Sánchez y Crespo (2005)**.

La inclusión de árboles leguminosos en los sistemas ganaderos, aporta al suelo una cantidad significativa de nitrógeno, materia orgánica y otros elementos esenciales para el buen desarrollo de los pastizales.

En este sentido, **Arguello et al. (1987)** plantearon que el total de nutrientes contenidos en las podas de gliricidia contenía más potasio, menos magnesio y una cantidad de calcio intermedia, comparado con *Erythrina poeppigiana* y *Gmelina arborea*.

En otro estudio realizado en Filipinas, **Friday y Friday (1990)** informaron que el follaje de leucaena tenía un mayor contenido de N que el de gliricidia (3,7 vs 2,8%), los cuales se emplearon como setos en plantaciones de napier (*Pennisetum purpureum*).

Los estudios realizados en Costa Rica por **Bronstein (1984)** con asociaciones de *E. poeppigiana* y pasto estrella (*Cynodon nlemfuensis*) mostraron una tasa de crecimiento elevada en la gramínea, debido al reciclaje de nutrimentos provenientes de las hojas de los árboles (185,6; 12,2 y 64,1 kg de N, P y K ha⁻¹ año⁻¹, respectivamente).

La investigación realizada por **Libreros et al., (1994)** con una asociación de king grass y *E. poeppigiana*, en la cual todo el follaje de esta leguminosa se cortó y se dejó sobre la superficie del suelo, indicó que el retorno de N, P, K Ca y Mg fue de 376, 60, 767, 111 y 141 kg ha⁻¹ año⁻¹, respectivamente. Cuando no se aplicó el follaje se afectó negativamente la producción de biomasa de la gramínea acompañante, debido a que no se retornaron al suelo dichos nutrientes. Por su parte, **Menéndez (1988)** determinó un contenido promedio anual de 0,64% de N; 0,25% de P; 0,44% de K; 2,5% de Ca y 0,27% de Mg en la hojarasca de nueve especies de árboles de bosque siempre verde en Cuba.

En pastizales con diferentes poblaciones de árboles (*Leucaena leucocephala*, *Albizia lebeck*, y otros) **Crespo et al. (2006)** encontraron que la hojarasca aportó 55% más de N (41,9 vs 27,6 kg ha⁻¹), 144% más de P (11,0 vs 4,5 kg ha⁻¹) y 174% más de K (26,0 vs 9,7 kg ha⁻¹) que en el pastizal sin árboles.

Estos resultados manifiestan la importancia que representa el mantenimiento de leguminosas perennes en los pastizales, para incrementar la dinámica del reciclado de los nutrimentos a través de la hojarasca que ellas producen. Esto ayudaría a acelerar el proceso del reciclaje que ocurre en los pastizales de gramíneas puras, los cuales generalmente producen hojarasca de muy lenta capacidad de descomposición y liberación de nutrientes, debido al bajo contenido de nitrógeno y a la alta relación lignina:nitrógeno, que puede producir la inmovilización de los nutrientes durante períodos relativamente largos.

II.5 Descomposición de la hojarasca en los pastizales

La descomposición es el término que se emplea, en general, para referirse a todos sus cambios biológicos, químicos y físicos. **Wood (1974)** define la descomposición de las hojas de *Eucalyptus* como la pérdida de peso debido a varios factores, entre los que se encuentran: la eliminación o el consumo de tejidos por invertebrados que se alimentan de hojas, lixiviación, la degradación bioquímica por microorganismos, la degradación bioquímica a su paso por el tubo digestivo de los invertebrados y los agentes abióticos.

Durante el proceso de descomposición de la hojarasca primero se libera la fracción lábil (azúcares y proteínas) y después la fracción recalcitrante, de más lenta descomposición, como la ligninas y los fenoles (**Binkley, 1986**). En este sentido, se reconocen tres etapas fundamentales en el ciclo de descomposición de la hojarasca (**Martín, 1995**): En la primera se produce la biodegradación rápida de la mayoría de las sustancias hidrosolubles y polisacáridos por la acción microbiana y los pluviolavados, en la segunda ocurre disminución lenta de los hidrosolubles fenólicos y hemicelulosas por fragmentación, transporte, mezcla y biodegradación por la acción de la fauna edáfica y en la tercera se produce un aumento del contenido de lignina y proteína por transformación húmica y mineral, con lavado de los hidrosolubles neoformados, lo que retarda notablemente la velocidad de descomposición.

Se estima que los nutrientes liberados durante la descomposición de la hojarasca constituyen entre el 70-90% del total de nutrientes requeridos por las plantas (**Waring y Schlesinger, 1985**). Por lo tanto, la tasa de descomposición es el factor determinante de la biomasa y la productividad de estos ecosistemas (**Liu et al., 2000**).

II.6 Factores que controlan la dinámica de la descomposición de la hojarasca

II.6.1 Efecto de los factores climáticos

Numerosos autores coinciden en señalar que los factores climáticos influyen en el proceso de descomposición de la hojarasca de las diferentes especies vegetales, y en especial, identifican que la temperatura y las precipitaciones son los indicadores de mayor importancia (**Brown et al., 1994 y Mctierman et al., 2003**).

El clima modifica notablemente la naturaleza y la rapidez de la descomposición de los restos vegetales en la superficie del suelo, de modo que ejerce una importante influencia en el tipo y la abundancia de la materia orgánica.

La humedad y la temperatura aparecen entre las variables más determinantes (**Singh, 1969 y Brinson, 1977**), porque influyen tanto en el desarrollo de la vegetación como en las actividades de los microorganismos, que son factores muy críticos en la formación del suelo. **Kononova (1975)**, al analizar varias publicaciones, llegó a la conclusión de que la intensidad máxima de la descomposición de la materia orgánica se observa en condiciones de temperatura moderada (alrededor de 30°C) y con un contenido de humedad de alrededor del 60-80% de la capacidad máxima de retención de agua del suelo. Sin embargo, el aumento o disminución de la temperatura y de la humedad simultáneamente, más allá de los niveles óptimos, produce la disminución de la descomposición de la materia orgánica.

A pesar de ello, existen algunos autores que plantean que la temperatura explica en mayor medida el proceso de descomposición que las precipitaciones (**Brown et al., 1994 y Aerts, 1997**), debido a que este factor puede regular las poblaciones de los descomponedores, ya que según **Trofymow et al., (2002)** el decrecimiento de la temperatura reduce la actividad de los organismos descomponedores y la calidad de los materiales orgánicos que se incorporaran al suelo.

Otros, por su parte, señalan a la humedad como el factor determinante, asociado directamente al lavado de los compuestos más solubles e indirectamente al desarrollo de las condiciones favorables a la fauna descomponedora (**Jansson y Berg, 1985**).

Sin embargo, la hipótesis expuesta por **Berg y Laskowski (2005)** parece ser la más acertada, pues señalan que aunque ambos factores climáticos pueden influir en el proceso de descomposición, la combinación de la variación de la temperatura y la humedad puede ejercer un mayor efecto y predecir, a partir de ello, el comportamiento de la pérdida de biomasa durante el proceso de descomposición

II.6.2 Efecto de la composición química de la hojarasca

La descomposición de la hojarasca está fuertemente relacionada con su composición química, especialmente la concentración inicial de nitrógeno, la relación carbono:nitrógeno (C:N) y la relación lignina:N (**Preston et al., 2000**). Generalmente la tasa de pérdida de masa es mayor en la hojarasca con una mayor disponibilidad de nutrientes, pero se reduce cuando contiene una mayor concentración de lignina o polifenoles (**Preston et al., 2000 y Trofymow et al., 2002**).

Los estudios realizados en ecosistemas de pastizales indicaron que la tasa de descomposición de la hojarasca muestra marcadas variaciones entre las especies de pastos, y es más rápida en las leguminosas que en las gramíneas. En este sentido, **Crespo et al. (2001)** encontraron que la hojarasca de las leguminosas perennes *Desmodium ovalifolium*, *Pueraria phaseoloides*, *Stylosanthes guianensis* y la mezcla *Neonotonia wightii*/*Macroptilium atropurpureum* desapareció totalmente entre los 180 y 210 días después de colocadas en el pastizal, mucho más rápido que lo encontrado para la hojarasca de gramíneas perennes por **Thomas y Asahawa (1993)** en Colombia.

Este comportamiento puede estar relacionado con la composición química de las diferentes especies de pastos, pues por lo general la hojarasca de las gramíneas muestra mayor relación C/N y lignina/N que la de las leguminosas, y ello está muy relacionado con la tasa de descomposición en el pastizal (**Sandhu et al., 1990 y Tian, 1992**).

En la literatura abundan informaciones que señalan este comportamiento, e indican que la relación C/N y los contenidos de lignina, celulosa y polifenoles de la hojarasca frecuentemente se relacionan con la tasa de descomposición. Según **Sandhu et al. (1990)** y **Tian (1992)** la relación C/N tiene un notable efecto en el modelo de descomposición y se menciona en la literatura como el principal indicador de la actividad microbiana (**Muys et al., 1992**).

Existen varios estudios donde se explica el papel de la lignina como reguladora del proceso de descomposición de la hojarasca (**Tate, 1987 y Kinderman, citado por Tian et al., 1993**). Según **Tian (1992)**, el incremento del contenido de lignina disminuye el grado de

descomposición y puede provocar la inmovilización de nutrientes, principalmente del nitrógeno. Esto también fue demostrado por **Melillo et al. (1982)**.

Thomas y Asakawa (1993), al estudiar el comportamiento de la hojarasca en un grupo importante de leguminosas y gramíneas en Colombia, encontraron que la relación C:N explica de forma muy clara las diferencias en la descomposición, aunque también el contenido de lignina y de polifenoles muestran una influencia importante.

La celulosa, la hemicelulosa y la lignina son los componentes más importantes de la hojarasca, los que constituyen el 50-80% de la materia seca (**Berg 2000 y Trofymow et al. 2002**). Estas macromoléculas, previamente a la asimilación por los microorganismos, deben ser hidrolizadas a subunidades más simples, mediante enzimas extracelulares. La celulosa es uno de los componentes estructurales orgánicos más importantes de los tejidos vegetales y la capacidad para su utilización se considera una propiedad esencial de los hongos saprófitos que degradan la hojarasca. La hidrólisis de la celulosa a unidades de glucosa se realiza por enzimas denominadas celulasas.

Después de la celulosa, la lignina es el segundo componente más importante de la hojarasca. La lignina es un polímero constituido por unidades de fenilpropano con múltiples enlaces y se degrada por un complejo de enzimas, entre ellas lacasas, lignino peroxidasas y tirosinasas, que actúan sinérgicamente (**Fioretto et al., 2005**).

Es conocido que durante la descomposición de la hojarasca, las concentraciones de lignina, taninos, celulosas, hemicelulosas, nitrógeno y carbono pueden aumentar (**Edmon y Thomas, 1995 y Badejo et al., 1998**). Estos cambios se relacionan con la colonización y actividad de la flora y la fauna descomponedora. En este sentido, **Hunter et al. (2003)** y **Barajas-Guzmán y Álvarez-Sánchez (2003)** señalaron que la fauna del suelo y la hojarasca son los factores biológicos reguladores de la descomposición que causan cambios químicos en los compuestos de la hojarasca; sin embargo, los estudios más recientes señalan que esta relación es empírica y no se ha encontrado explicación aún a este fenómeno (**Berg y Laskowski, 2005**).

La calidad y la cantidad de nutrientes del suelo y la hojarasca influyen directamente en la abundancia, composición y actividad de la comunidad descomponedora. Por lo tanto, las interacciones entre el clima, la calidad de la hojarasca y la comunidad descomponedora ejercen controles importantes en la descomposición de la materia orgánica y la liberación de nutrientes (**Berg, 2000**).

II.6.3 Efecto de los organismos del suelo

El proceso de descomposición de la materia orgánica en los suelos del trópico se encuentra bajo el control de los factores biológicos. Como consecuencia, para preservar la fertilidad del suelo en estas regiones, se requiere del conocimiento de la actividad de los organismos edáficos.

La biota del suelo constituye una fracción primordial de la biodiversidad terrestre. La mayoría de la energía capturada por la vegetación se utiliza por la biota del suelo para una serie de funciones esenciales de la integridad y productividad del sistema (**Palm et al., 2001 y Martin y Lavelle, 1992**).

En general, la biomasa total de la biota edáfica constituye una fracción relativamente pequeña (1-8%) de la materia orgánica total del suelo. Sin embargo, se reconoce por numerosos autores que la importancia funcional de estos organismos en los ecosistemas no es directamente proporcional a su biomasa existente, pues pueden regular el comportamiento del sistema a través de sus efectos en el reciclaje de nutrientes y en la estructura del suelo (**Opperman et al., 1993; Hassink et al., 1994; Didden et al., 1994; Alegre et al., 2001; Decaens et al., 2004 y Feijoo, 2006**).

En el suelo la fauna se distribuye por su perfil; de acuerdo con sus hábitos alimenticios se les nombra epígeos a los que habitan sobre la superficie del suelo; endogeos a los que se encuentran por debajo de la superficie y anécicos a los que se mueven desde la superficie y por debajo de ella (**Lavelle, 1997**).

En la fauna epígea sobresalen los miriápodos, isópodos, caracoles y lombrices pigmentadas, que desmenuzan y disminuyen el tamaño de la hojarasca. En la endogeica se encuentran

principalmente lombrices no pigmentadas y termitas comedoras de humus, que se alimentan de materia orgánica y raíces muertas. En la anécica se encuentran lombrices y termitas que trasladan la hojarasca desde la superficie hacia otros horizontes más profundos, mejoran las características hidráulicas y la estructura del suelo **(Anderson e Ingram, 1993)**.

La fauna del suelo, que participa en el proceso de descomposición, se agrupó en descomponedores y detritívoros. Los organismos descomponedores son bacterias y hongos que participan en las primeras etapas de la descomposición y consumen principalmente azúcares y aminoácidos **(Martius et al., 2004)**.

Conforme avanza la descomposición, el proceso es más lento y participan hongos septados especializados, como Ascomycetes, Basidiomycetes y Actinomycetes que pueden degradar las celulosas, la lignina y las proteínas más complejas. Los organismos detritívoros son consumidores que se alimentan del detritus y de las poblaciones de microorganismos asociados a él. Una gran diversidad de invertebrados edáficos representan este grupo, y se les ha clasificado de acuerdo con su tamaño como micro, meso, macro y megafauna: la microfauna presenta un diámetro corporal menor que 100 µm y comprende protozoos, gusanos nemátodos y rotíferos; la mesofauna (diámetro corporal entre 100 µm y 2 mm), comprende a los Acari (ácaros del mantillo), Collembola y Enchytraeidae; la macrofauna (diámetro corporal entre 2 y 20 mm) y la megafauna (mayor que 20 mm) que comprenden Isópodos; Diplópodos, larvas de moscas (Diptera) y algunos escarabajos (Coleóptera); Oligoquetos, que son las lombrices de tierra; y Moluscosa que incluye a los caracoles y las babosas **(Decaens et al., 2004 y Jiménez y Decaens, 2004)**.

La interacción entre los desintegradores y los diferentes tipos de detritívoros regula el proceso de descomposición de la hojarasca. Se presentan en tres niveles **(Begon et al., 1988)**: 1) tramas alimentarias entre microorganismos y microfauna; 2) transformaciones de hojarasca en material fragmentado y materia fecal, por la mesofauna y algunos de la macrofauna; y 3) la macrofauna, que son los organismos que interactúan con los microorganismos mediante relaciones mutualistas como rumen externo e interno, y que además mejoran la estructura del suelo. El papel fundamental de estos organismos es el reciclaje de los nutrientes **(Stork y Eggleton, 1992)**.

Según **Xavier et al. (2004)** en los últimos años se ha revalorizado la importancia de la diversidad de la biota del suelo en el funcionamiento global del ecosistema; uno de los objetivos importantes es relacionar esta diversidad con funciones clave del subsistema, tales como la descomposición, el reciclaje de nutrientes y el secuestro de carbono (**Giller et al., 1997**). Como resultado de lo anterior el manejo de la biota edáfica ofrece grandes perspectivas para el mantenimiento e incremento de la fertilidad edáfica de los agroecosistemas. Recientemente se incrementaron los estudios sobre la diversidad de la biota del suelo (**Brussard et al., 1997**), así como las iniciativas globales para estudiar su importancia en el monitoreo y manejo de la fertilidad del suelo en ambientes naturales y manejados.

Las investigaciones realizadas en pastizales tropicales demostraron que los sistemas de producción animal basados en el empleo de pasturas mejoradas en asociación con leguminosas, tienen un impacto positivo en la actividad de la macrofauna y, especialmente, en la población de lombrices, las cuales incrementaron su biomasa de 4,8 a 51,1 g m² (**Decaens et al., 2001**).

De igual forma, en Perú **Sánchez y Ara (1989)** encontraron que en un sistema de manejo de *Brachiaria decumbens* asociada con *Desmodium ovalifolium*, después de seis años de pastoreo, la población de organismos en el suelo aumentó considerablemente, en especial la lombriz de tierra que triplicó su población. Por su parte, **Torres (1995)** encontró, en las condiciones de trópico húmedo de Costa Rica, que la población de lombrices se duplicó en pasturas asociadas de *Brachiaria brizantha* y *Arachis pintoii* en 371 lombrices/m², comparado con sólo 195 lombrices/m² en la gramínea sola.

De dichos resultados se deduce que la presencia de gramíneas y leguminosas en los pastizales contribuye a aumentar la diversidad vegetal sobre el suelo, lo que permite mantener la población biológicamente diversa de organismos en el suelo, aspecto este que debe ser considerado en el fomento de técnicas o prácticas que permitan la mayor sostenibilidad del sistema, según **Altieri (1997)** y **Kolmans y Vásquez (1996)**.

En Cuba, también se obtuvieron resultados alentadores; tal es así que **Sánchez et al. (1997)**, en un pastizal de *Andropogon gayanus* CIAT-621, así como con otras especies de gramíneas

y leguminosas rastreras, encontraron que la fauna de invertebrados del suelo aumentó de 194 a 346 individuos/m² cuando se aplicó un sistema de pastoreo rotacional durante cuatro años consecutivos y el suelo se autofertilizó a través de las deyecciones de los animales y el aporte de la hojarasca.

Este resultado mejoró cuando se introdujeron en estas áreas árboles leguminosos, los que posibilitaron un microclima adecuado que posibilitó una mayor colonización de individuos pertenecientes a la macrofauna y específicamente la presencia de órdenes de gran importancia económica y ecológica, como las lombrices de tierra y los coleópteros (**Sánchez y Milera, 2002**).

Rodríguez et al. (2002) señalaron que el establecimiento de *Leucaena leucocephala* en pastizales del país incrementaron las poblaciones de la macrofauna desde 36,28 ind.m⁻² (área sin *L. leucocephala*) hasta 181,28 ind.m⁻² (área con *L. leucocephala*) y su biomasa desde 11,89 gm⁻² hasta 41,49 gm⁻², respectivamente. Ellos lo asociaron principalmente a la calidad de la hojarasca que produce esta leguminosa, aunque otros factores, como la regulación del microclima, la diversidad de especies y la mayor retención de humedad del suelo, pudieron influir también en este resultado.

La mayor presencia de macroinvertebrados resulta de gran importancia, debido a que tienen diferentes efectos en los procesos que determinan la fertilidad del suelo. Según **Hendrix et al. (1990)**, estos organismos regulan la población microbiana responsable de los procesos de mineralización y humificación y, por ende, influyen en el reciclaje de materia orgánica y en la liberación de nutrientes asimilables para las plantas (**Huhta et al., 1994**). Además, mediante su acción mecánica en el suelo contribuyen a la formación de agregados estables que permiten proteger una parte de la materia orgánica de la rápida mineralización y pueden modificar las propiedades físicas y de textura en los horizontes del suelo donde habitan (**Hassink et al., 1994**). Por las razones antes expuestas, numerosos investigadores expertos en la materia coinciden en la hipótesis de que la diversidad y abundancia de la macrofauna edáfica, así como la presencia de determinados grupos en un sistema, pueden ser usadas como indicadores de la calidad de los suelos (**Stork y Eggleton, 1992; Lavelle et al., 1994; Senapati et al., 1994; Socarrás, 1998; Velásquez et al., 2004 y Lok, 2005**).

Según **Lee y Pankhurst (1992)** las lombrices ocupan la mayor proporción en la biomasa total de la fauna del suelo, su población puede variar entre 10 y 2 000 individuos m^{-2} y su biomasa de 1-2 $g m^{-2}$ hasta 300 $g m^{-2}$. Por otra parte, algunos autores destacan su excelente papel como reguladores de la dinámica de la hojarasca y la materia orgánica del suelo en los ecosistemas (**Lavelle y Martín, 1992; Lavelle, 2000**). Otros señalan su relación con las propiedades físicas de los suelos, especialmente las hídricas, a través de las galerías, canales y madrigueras, las cuales pueden extenderse hasta varios metros bajo la superficie del suelo (**Smettem, 1992; Didden y Marinissen, 1994 y Langmaack et al., 1999**). Se señaló además que las lombrices de tierra producen grandes cantidades de excretas y que por lo general, el contenido de nutrientes en dichas excretas es superior en comparación con el suelo. **Buck et al. (2000)** encontraron cantidades elevadas de C orgánico, Nt y Pi en las excretas. Por su parte **Schrader y Zhang (1997)** observaron que el contenido de C orgánico y $CaCO_3$ son también superiores. Ambos resultados contribuyen, de manera significativa, en el reciclaje de nutrientes, lo cual fue señalado por **Brussaard et al. (1996) y Kolmans y Vásquez (1996)**, quienes plantearon que las excretas de las lombrices pudieran aumentar de tres a 11 veces el contenido de fósforo, potasio y magnesio en forma disponible en el suelo, así como de cinco a 10 veces el de nitrato y calcio.

Los diplópodos constituyen otro grupo importante en el proceso de descomposición de la hojarasca. Verhoeff (citado por **Burges y Raw, 1971**) consideró que este grupo representa la reliquia de la fauna del bosque, debido a que consumen grandes cantidades de hojas, lo que trae como consecuencia la desintegración, alguna hidrólisis de la celulosa, hemicelulosa y pectina, y la activación de microorganismos en los peles fecales, los cuales pueden ser reingeridos después de días o semanas. Esta estrategia alimentaria permite considerar este grupo dentro de los de mayor impacto en la descomposición de la hojarasca (**Tian et al., 1993; Didden et al., 1994; Scheu y Poser, 1996; Setälä et al., 1996 y Reinés, 1998**).

Los isópodos son de particular interés, ya que son representantes terrestres de una clase de organismos predominantemente marinos o dulciacuícolas, los crustáceos (**Burges y Raw, 1971**). Se alimentan principalmente de materia orgánica muerta o en estado de putrefacción, por lo que pueden desempeñar un papel significativo en la descomposición de la hojarasca. **Moldenke et al. (1994)** plantearon que existen interesantes relaciones entre los isópodos y los miriápodos; sin embargo, en la actualidad no hay estudios que demuestren tal hipótesis.

Las termitas y las hormigas digieren la celulosa y algunas especies de estos grupos la lignina **(Anderson y Flanagan, 1989 y Tian *et al.*, 1993)**.

De manera general, los estudios realizados demuestran que el uso sostenible de los pastizales y el empleo de los sistemas silvopastoriles es una alternativa viable para lograr la sostenibilidad ecológica y productiva de los pastizales tropicales. La hojarasca como principal vía de nutrientes en los pastizales determina la estabilidad y el funcionamiento del ecosistema, pues constituye la fuente principal de circulación de materia orgánica, energía y nutrientes entre las plantas y el suelo, su contenido, depende del balance entre los procesos de su acumulación y su descomposición, lo cual está determinado por factores tales como: la especie de planta y su composición química, las condiciones climáticas, la intensidad de pastoreo y la actividad de la fauna edáfica. Esta última desempeña un papel muy importante en los procesos biogeoquímicos de los nutrientes al realizar un conjunto de funciones esenciales que incluyen: la descomposición, el reciclaje de nutrientes, la síntesis y la mineralización de la materia orgánica, entre otros, por lo que el empleo de sistemas que contribuyan a aumentar la diversidad vegetal y la colonización en el suelo de una población biológicamente diversa de organismos garantiza la mayor sostenibilidad del sistema.

CAPITULO III. MATERIALES Y MÉTODOS

III.1 Ubicación y clima del área experimental

Las investigaciones se realizaron en la Estación Experimental de Pastos y Forrajes “Indio Hatuey”, situada entre los 22°, 48' y 7" de latitud Norte y los 81° y 2' de longitud Oeste, a 19,01 msnm, en el municipio de Perico, provincia de Matanzas, Cuba (**Academia de Ciencias de Cuba, 1989**).

En los últimos 15 años la temperatura promedio anual de la zona fue de 24,38°C, julio fue el mes más cálido, con 28,60°C y enero el más frío, con 20,6°C. Las temperaturas máximas alcanzan 33,48°C en agosto y las mínimas bajan hasta 14,24°C en enero. La suma promedio de la precipitación anual es de 1 331,18 mm, con el mayor valor en junio (235,88 mm) y el menor en febrero, (solo 27,48 mm). La lluvia caída durante la estación lluviosa (mayo-octubre) representa como promedio el 79,80% del volumen total anual. La evaporación en la zona aumenta a partir de enero, con valores máximos en abril (220 mm). La humedad relativa promedio anual es de 82,6%, con el mayor valor en julio (89,09%) y el menor en abril (75,57%).

III.2 El suelo del área experimental

El suelo donde se llevó a cabo la fase experimental se clasifica como Ferralítico Rojo lixiviado (**Hernández et al., 1999**), de topografía plana, el cual predomina en el 15% (aproximadamente) de la superficie del país y se encuentra con mayor frecuencia en los territorios de las provincias de La Habana, Matanzas, Ciego de Ávila y algunas zonas de Cienfuegos, Villa Clara y Camagüey.

De acuerdo con la descripción que hacen **Mesa y Suárez (1986)** de los suelos ganaderos de Cuba, este se corresponde con el tipo latosólico, que poseen buen drenaje y fertilidad media. Sin embargo, son resecentes, por lo que los pastos sufren escasez de agua durante los períodos secos; además sus principales factores limitantes son la fuerte fijación de fósforo y la prontitud del punto de marchitez durante las sequías.

III.3 Pastizales investigados

Los pastizales evaluados se encontraban en explotación continua diez años antes del estudio y durante ese tiempo no se realizaron labores culturales, tales como fertilización, riego, renovación o rehabilitación y control de plagas.

Cada uno de ellos tenía características propias, determinadas por la vegetación dominante, la carga y el manejo empleado. Ambos se manejaron para la ceba de animales vacunos y la producción de semillas. Las principales peculiaridades de cada uno de estos pastizales se indican a continuación.

III.3.1 Pastizal de *Panicum maximum* cv. *Likoni*

La composición botánica de este pastizal (también 1,3 ha) al inicio de la investigación indicó 80% de *P. maximum*; 9,6% de pastos naturales (*Paspalum notatum* y *Sporobolus indicus*); 6% de *C. nlemfuensis*; 2,5% de leguminosas herbáceas y 1,9% de suelo descubierto.

La masa animal estaba formada por bovinos de la raza Cebú en la fase de crecimiento-ceba. Durante el período evaluado la carga global promedio fue de 1,2 UGM ha⁻¹, con intensidades de pastoreo de 50 UGM ha⁻¹día⁻¹ y 83 UGM ha⁻¹día⁻¹ y rotaciones del pastizal entre 54-63 días y entre 36-45 días en las épocas de seca y lluvia, respectivamente. Además, la presión de pastoreo varió entre 11 y 6,4 kg MS/100 kg de peso vivo y la disponibilidad de pastos entre 3,1 y 2,4 t MS ha⁻¹ para los períodos de lluvia y de seca, respectivamente.

III.3.2 Sistema silvopastoril con *Panicum maximum* cv. *Likoni* y *Leucaena leucocephala* cv. *Cunningham*

Al comenzar la evaluación en este pastizal (1,3 ha) *P. maximum* representaba el 79,7% de la composición botánica, seguido por 8,9% de pastos naturales (*Sporobolus indicus* y *Paspalum notatum*) y 7,6% de *Cynodon nlemfuensis* y 3,4% de leguminosas herbáceas. La población de *L. leucocephala* era de 595 plantas ha⁻¹.

La masa animal estaba formada por bovinos de la raza Cebú en la fase de crecimiento-ceba. Durante el período evaluado la carga global promedio fue de 1,2 UGM ha⁻¹, con intensidades de pastoreo de 50 UGM ha⁻¹día⁻¹ y 83 UGM ha⁻¹día⁻¹ y rotaciones del pastizal entre 54-63 días y entre 36-45 días en las épocas de seca y lluvia, respectivamente. Además, la presión de pastoreo varió entre 17 y 8 kg MS/100 kg de peso vivo y la disponibilidad de pastos entre 4,8 y 3,3 t MS ha⁻¹ para los períodos de lluvia y de seca, respectivamente.

En ambos sistemas se realizaron tres experimentos:

- Experimento 1. Acumulación de hojarasca
- Experimento 2. Descomposición de hojarasca
- Experimento 3. Evaluación de las comunidades de macroinvertebrados en el suelo de los pastizales

III.4 Procedimientos empleados en los experimentos

III.4.1. Experimento 1. *Acumulación de hojarasca*

La acumulación de la hojarasca en los pastizales de *P.maximum* de ambos sistemas se determinó durante 14 meses consecutivos (febrero 2003 a abril 2004), mientras que la hojarasca de *L. leucocephala* acumulada en el sistema silvopastoril se determinó durante un año (diciembre 2002 a diciembre 2003). Los datos se expresan en kilogramos de materia seca ha⁻¹día⁻¹ para cada colecta.

Para el estudio de la hojarasca que acumula el pastizal de guinea se utilizó la técnica propuesta por **Bruce y Ebershon (1982)**, para ello se colocaron, de forma aleatoria, 40 marcos de 1 x 0,5 m cada uno en el área, que fueron fijados con una varilla metálica para evitar su movimiento por el ganado. Las muestras se colectaron en seis ocasiones en el año.

La hojarasca de la especie *L. leucocephala* se colectó en trampas recolectoras, según **Santa Regina et al. (1997)**, ubicadas debajo de la copa de 10 árboles (cuatro por árbol) seleccionados de forma aleatoria, y los muestreos se realizaron de forma sistemática.

Las trampas consistieron en rectángulos de hierro de 0,50 x 1,00 m de superficie, con mallas que permitieron la colecta de la hojarasca. Las mismas estaban separadas del suelo a 60 cm para permitir la filtración del agua y la aireación del material según **Vitousek, (1984) y Donoso (1993)**. Se realizaron siete colectas por año. Para conocer el aporte en biomasa de los distintos componentes de la hojarasca, ésta se separó en hojas, tallos y vainas en cada colecta.

Para el análisis químico de la hojarasca acumulada se tomaron 10 muestras representativas del total del material recolectado de cada especie de pasto, las que primeramente fueron lavadas con agua destilada y desionizada y se pusieron a secar en estufa a 60°C hasta peso constante. Las muestras secas se molió a tamaño de partícula menor que 1 mm, se envasaron en frascos de cristal con cierre hermético y se almacenaron a temperatura ambiente, hasta su análisis químico (**Herrera, 1981**). A cada muestra se le determinó N, P y calcio en base seca, según las técnicas de la **AOAC (1995)**. Se analizaron las fracciones de fibra (fibra ácido detergente, fibra neutro detergente, lignina y celulosa), según **Van Soest y Wine (1968)**.

Durante el período de estudio se registró diariamente el comportamiento de las temperaturas mínima, máxima y media, la humedad relativa, la evaporación y las precipitaciones en la estación meteorológica situada a 1 km del área experimental.

III.4.2 Experimento 2. Descomposición de la hojarasca

La investigación se inició en febrero del 2004 y se extendió hasta septiembre de ese año. La descomposición de la hojarasca se determinó como la pérdida de biomasa a través del tiempo, con relación al peso inicial (**Liu et al., 2000 y Steubing et al., 2001**).

Para el estudio de la dinámica de la descomposición se utilizó el método de bolsas de hojarasca (litter bags) de **Caldentey et al. (2001)**. Las bolsas medían 10 x 10 x 10 cm, con poros de 1 cm de diámetro, lo cual permite el acceso al interior de un amplio rango de la biota edáfica. En el sistema silvopastoril se distribuyeron al azar 40 bolsas que contenían hojarasca de *P. maximum* y 40 con hojarasca de *L. leucocephala*. Por su parte, en el pastizal de guinea se distribuyeron al azar 40 bolsas que contenían hojarasca de *P. maximum*. En

cada bolsa se colocaron 20 g de hojarasca (base seca) previamente colectada en la investigación anterior. Las bolsas se enumeraron y se colocaron de manera que toda su superficie estuviera en contacto con el horizonte orgánico y se fijaron al suelo mediante estacas metálicas.

Se escogieron al azar cuatro bolsas a los 30, 60, 90, 120, 150, 180 y 210 días de situadas en el pastizal. En cada fecha de recolección, a la hojarasca remanente de cada bolsa se le determinó la población de macrofauna (organismos con diámetro mayor que 2 mm) mediante la separación manual, según la metodología del Programa de Investigación Internacional “Biología y Fertilidad del Suelo Tropical” (TSBF), propuesta por **Anderson e Ingram (1993)** y se calculó el valor promedio de la densidad (individuos m⁻²), así como la abundancia proporcional (%) para cada taxón. La densidad se determinó a partir del número de individuos y la abundancia relativa mediante la relación entre la cantidad de individuos que pertenecen a un grupo taxonómico y el total de individuos de todos los grupos taxonómicos. Posteriormente, cada muestra se lavó con agua destilada y desionizada y se puso a secar en estufa a 60°C hasta peso constante. Se calculó, entonces, la diferencia entre el peso inicial y el peso remanente. La muestra seca se molió a tamaño de partícula menor que 1 mm y se le determinó N, P y Ca en base seca, según las técnicas de la **AOAC (1995)**. Se analizaron las fracciones de la fibra (fibra ácido detergente, fibra neutro detergente, lignina, celulosa, el N unido a la fibra neutro detergente, N-FND y a la fibra ácido detergente, N-FAD de acuerdo con **Van Soest y Wine (1968)**). La hemicelulosa se calculó mediante la diferencia de la FND-FAD y el contenido celular mediante 100-FND (**Herrera, 1981**).

Durante el proceso de descomposición se registró diariamente el comportamiento de la temperatura, la humedad relativa, las precipitaciones y la distribución de los días con lluvias.

III.4.3 Experimento 3. *Evaluación de las comunidades de macroinvertebrados en el suelo de los pastizales.*

Para el estudio de las comunidades de la macrofauna se realizaron seis colectas durante los años 2002, 2003 y 2004 (uno en la época de seca y uno en la lluviosa de cada año). Para ello se tomaron 40 muestras de suelo en cada una de las áreas descritas según la Metodología del Programa de Investigación Internacional “Biología y Fertilidad del Suelo

Tropical” (**Anderson e Ingram, 1993**), que consistió en la extracción de monolitos de 25 x 25 x 30 cm, en un transecto cuyo punto de origen y dirección se determinó al azar. La macrofauna se colectó manualmente *in situ* y por estratos de suelo: hojarasca, 0-10, 10-20 y 20-30 cm (para un total de 160 muestras), con el propósito de estudiar su distribución vertical. Las lombrices se preservaron en solución de formalina al 4% y alcohol 70%; el resto de la fauna se conservó en alcohol 75%.

La macrofauna se identificó hasta el nivel más bajo posible, según **Brusca y Brusca (1990)** y **Fuente (1994)** y se emplearon las claves de **Brinkhurst y Jamieson (1972)** y **Sims (1980)** para Oligochaeta; **Borrer et al. (1976)** para Insecta; **Matic et al. (1977)** para Chilopoda y **Pérez-Asso (1995; 1996; 1998)** y **Hoffman et al. (1996)** para Diplopoda. La clasificación desde el punto de vista funcional (epígeos, anécicos y endógeos) se realizó de acuerdo con lo recomendado por **Lavelle (1997)**.

Se calcularon los valores promedios de densidad (individuos m⁻²) y biomasa (g m⁻²) para las comunidades edáficas, para cada taxón, por estrato y estación del año. La densidad se determinó a partir del número de individuos y la biomasa sobre la base del peso húmedo en la solución preservante.

En cada punto de muestreo y por estrato de suelo se registró la temperatura y la humedad se determinó por el método gravimétrico (**Anderson e Ingram, 1993**). Se calculó el promedio de cada factor por estrato y estación del año; también se tomaron muestras de suelo en cada estrato. Estas después de secadas al aire, se pasaron por un tamiz con malla de 0,5 mm y se les determinó el contenido de MO, N y K mediante las técnicas de la **AOAC (1995)**, el fósforo por el método de **Oniani (1964)**; el Ca y Mg mediante las técnicas de **Paneque (1965)** y el pH por el método potenciométrico.

A partir de los datos de densidad y biomasa de la fauna se determinarían los índices ecológicos descritos por **Odum (1989)** para el análisis de la biodiversidad.

❖ Índice de Shannon de la diversidad general (H)

$$H = \sum (n_i/N) \log (n_i/N)$$

Donde n_i = Valor de importancia para cada especie

N = Total de los valores de importancia

❖ Índice de riqueza (R)

$$R = S/\sqrt{N}$$

S= Número de especies

N= Número de individuos

❖ Índice de uniformidad (e)

$$e = H / \log S$$

H= Índice de Shannon

S= Número de especies

III.5 Análisis estadístico

Se determinaron los estadígrafos media, desviación estandar y coeficiente de variación para las variables hojarasca acumulada y composición química en el experimento 1

Se realizó análisis de varianza según modelo lineal de clasificación simple, considerando como efecto los días para el experimento 1 y 2 y la profundidad del suelo en el experimento 3. Se aplicó la dócima de **Duncan (1955)** en los casos necesarios.

Se comprobaron los supuestos de normalidad de los errores por la prueba modificada de Shapiro Wilk (**Royston, 1982**), así como la homogeneidad de la varianza según la prueba de **Bartlex (1937)** para verificar la normalidad de los datos y para la uniformidad de la varianza; en los casos de no cumplirse, se transformó la variable según \sqrt{x} .

Se utilizó el análisis de correlación y regresión lineal y múltiple para conocer la interrelación entre las variables y los modelos de mejor ajuste. Se consideró como variables independientes: los días, los factores climáticos estudiados, la frecuencia acumulada de la macrofauna y como variable dependiente la composición química de la hojarasca remanente, el por ciento de biomasa perdida y el peso de la hojarasca residual.

Para el procesamiento de la información se utilizó el software estadístico **INFOSTAT 2001. Versión 1.**

Como norma de selección del modelo de mejor ajuste los criterios de selección según **Guerra et al. (2003)** fueron:

- a) Nivel de significación
- b) Coeficiente de determinación, R^2 mayor que 0,70
- c) Varianza residual $V(e)$
- d) Análisis de los residuos (e_i)
- e) Error estándar de los parámetros estimados $ES(\beta_i)$

CAPÍTULO IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

IV.1. Experimento 1. Acumulación de hojarasca

Introducción

El porcentaje de utilización de los pastos por los rumiantes en pastoreo suele variar en el orden de 40–60%. En estas condiciones, el retorno de nutrientes vegetales al suelo a través de la hojarasca producida por el pastizal, puede ser mayor que el retornado por las excretas de los animales (Thomas, 1992) y puede ser manipulado mediante la selección de especies de pastos que produzcan elevada cantidad de hojarasca de fácil descomposición, y a través del manejo animal que permita una adecuada acumulación de la hojarasca. Estos aspectos pueden ser manejados de forma tal que permitan sincronizar el suministro de nutrientes al suelo por esta vía y la demanda del pasto (Sánchez y Ara, 1989).

Para desarrollar este manejo se requiere un conocimiento adecuado de las características de la acumulación de hojarasca producida por las diferentes especies de gramíneas y leguminosas empleadas comúnmente en las condiciones de pastoreo.

Resultados y discusión

IV.1.1 Pastizal de *Panicum maximum* cv. Likoni

En el pastizal de *P. maximum* se colectó, durante el período experimental, 2,66 t de MS de hojarasca ha⁻¹ año⁻¹. En la tabla 1 se indica la cantidad de hojarasca colectada en cada muestreo. No se encontraron diferencias significativas entre los períodos febrero-marzo, marzo-abril, mayo-junio y diciembre-abril, y el menor valor se obtuvo en el período junio-diciembre, etapa en la que se presentaron los mayores valores de precipitación, días con lluvias, temperatura media y humedad relativa (tabla 2).

La menor acumulación de hojarasca que ocurrió en el período junio-diciembre pudiera explicarse, entre otros factores, por el hecho de que en dicha etapa este pasto tiene el mayor desarrollo vegetativo, influido por las temperaturas más altas y las abundantes precipitaciones, con una menor senescencia de su follaje. Precisamente, esta es una de las

especies de pastos que logra mayor efectividad en su actividad fotosintética (Alonso, 2004) cuando las condiciones de luz, temperatura y humedad son más favorables.

Tabla 1. Cantidad de hojarasca por muestreo colectada en el pastizal de *P. maximum*.

Período de colecta	Hojarasca acumulada kg MS/ha/día
Febrero-marzo	7,84 ^a
Marzo-abril	8,83 ^a
Abril-mayo	5,60 ^b
Mayo-junio	8,82 ^a
Junio-diciembre	3,07 ^c
Diciembre-abril	7,83 ^a
EE±	0.74 ^{***}

*** p<0,001

a,b y c Medias con letras diferentes entre filas difieren significativamente p<0,05 (Duncan, 1955)

Tabla 2. Factores climáticos durante el período experimental.

Períodos de colecta	Temperatura media, °C	Humedad relativa, %	Precipitación, mm	Evaporación, mm	Días con lluvias
Febrero-marzo	23,32	82,17	32,3	4,94	16
Marzo-abril	23,87	78,89	123,4	5,66	7
Abril-mayo	24,47	77,18	296,4	6,59	11
Mayo-junio	25,97	81,62	247,9	5,89	13
Junio-diciembre	25,15	83,22	780,5	4,51	75
Diciembre-abril	21,33	76,09	61,3	5,69	21

Los altos valores del coeficiente de correlación hallados entre las precipitaciones y los días con lluvias y la hojarasca acumulada (tabla 3), indican la estrecha relación que existe entre estas variables. Los valores negativos de estas correlaciones señalan que en la medida que aumentan los valores de estos dos factores climáticos, disminuye la acumulación de hojarasca.

Tabla 3. Coeficientes de correlación (r) entre los factores climáticos y la producción de hojarasca en el pastizal de *P. maximum*

Factores climáticos	r
Temperatura máxima	-0,458
Temperatura mínima	-0,334
Temperatura media	-0,373
Humedad relativa	-0,281
Precipitaciones	-0,873*
Evaporación	0,369
Días con llluvias	-0.842*
P<0,05	

El efecto que producen las abundantes lluvias pudo favorecer el lavado de los compuestos más hidrosolubles en la hojarasca. Además, en estas condiciones la actividad de los organismos detritívoros y descomponedores es mayor (**Martín, 1995 y Decaens et al., 2004**), lo cual acelera notablemente la descomposición y, por tanto disminuye la hojarasca que se acumula en este pastizal.

Similar comportamiento encontraron **Solórzano et al. (1998)**, **Rezende et al. (1999)** y **Sandoval (2006)** en pastizales de gramíneas en Venezuela, Brasil y Nicaragua, respectivamente.

El conocimiento de la concentración de nutrientes en la hojarasca de las plantas es de gran importancia, ya que estos residuos vegetales que se producen sobre la superficie del suelo, contribuyen de forma importante en el flujo de los nutrientes (**Thomas y Asakawa, 1993 y Crespo y Pérez, 1999**).

El análisis químico de la hojarasca se muestra en la tabla 4. Esta composición química puede indicar que la descomposición debe ocurrir lentamente, debido a su bajo contenido de N (**Tian et al., 1993 y Thomas y Asakawa, 1993**). Según **Xu et al. (2006)** la composición química de la hojarasca desempeña un importante papel en la etapa inicial de descomposición.

Tabla 4. Composición química de la hojarasca en el pastizal de *P. maximum*.

Indicador	Media % base seca	DS	CV, %
Nt	1,00	0,03	3,27
P	0,17	0,03	19,31
Ca	0,99	0,05	5,85
Celulosa	39,24	0,61	1,55
Hemicelulosa	22,70	0,64	2,83
Contenido celular	15,17	0,94	6,19
FND	84,83	0,94	1,11
FAD	62,13	0,70	1,13
Lignina	13,78	0,57	4,16
Lignina:Nt	13,73	0,57	4,16

IV.1.2 Sistema silvopastoril

La producción anual de hojarasca en el sistema *Panicum maximum*-*Leucaena leucocephala* durante el período experimental fue de 12,49 t de MS ha⁻¹año⁻¹, donde *L. leucocephala* aportó el 72, 8% de la hojarasca total (tabla 5).

Tabla 5. Producción de hojarasca en el sistema silvopastoril.

	<i>P. maximum</i>	<i>L. leucocephala</i>	Total
Hojarasca acumulada (t/MS/ha/año)	3,40	9,10	12,50
DS	1,06	4,06	-
CV,%	31,27	44,62	-

Constituye un hecho de mucha importancia que los árboles de leucaena hagan un aporte adicional de hojarasca en este tipo de pastizal en silvopastoreo, ya que el contenido de N de esta hojarasca es mayor que en las gramíneas (Alonso, 2004), lo cual propicia el rápido ataque de los organismos del suelo que producen la descomposición más rápida de su materia orgánica, la que será una importante fuente de nutrientes, que pondrá a disposición

del estrato herbáceo cuando se complete el ciclo biogeoquímico de los nutrientes que contiene (Crespo y Fraga, 2006).

La cantidad de hojarasca acumulada del estrato herbáceo de *Panicum maximum* presentó el menor valor durante el período junio-diciembre (tabla 6). Este comportamiento ocurrió también en el pastizal de guinea y las causas fueron analizadas anteriormente. No obstante, se nota que la caída del valor de hojarasca acumulada no fue tan marcada como en el caso anterior y esto puede deberse a la influencia favorable que ejerce el árbol en el estrato herbáceo, porque precisamente una de sus ventajas es la mayor capacidad de extracción de agua de las capas más profundas del suelo; además de crear un microclima favorable que hace que la acción combinada de la radiación solar y los vientos sea menor sobre el suelo, lo cual favorece la mayor conservación de la humedad y mejora ecológicamente las condiciones del pastizal (Lok, 2005).

Tabla 6. Cantidad de hojarasca de *P. maximum* por muestreo colectada en el sistema silvopastoril.

Períodos de colecta	Hojarasca acumulada kg
	MS/ha/día
	Media
Febrero-marzo	9,19 ^{ab}
Marzo-abril	11,26 ^a
Abril-mayo	8,98 ^{ab}
Mayo-junio	9,61 ^b
Junio-diciembre	5,58 ^c
Diciembre-abril	8,26 ^b
EE±	0.62 ^{***}

a,b,c Medias con letras diferentes difieren a $p < 0,05$
(Duncan, 1955)

*** $p < 0,001$

Al aplicar la correlación de Pearson (tabla 7) se evidencia dependencia negativa y estadísticamente significativa, entre la producción de hojarasca y la distribución de las precipitaciones, comportamiento que coincide con lo hallado en el pastizal de guinea sin árboles, y que se atribuyó principalmente al efecto que este factor climático produce en la descomposición.

Tabla 7. Coeficientes de correlación (r) entre los factores climáticos y la producción de hojarasca de *P. maximum* en el sistema silvopastoril.

	Hojarasca acumulada
Temperatura máxima	-0,299
Temperatura mínima	-0,303
Temperatura media	-0,013
Humedad relativa	-0,343
Precipitación	-0,771
Evaporación	0,549
Días con lluvias	-0.916*

* P<0,05

La caracterización de la composición química en la hojarasca del estrato herbáceo (guinea) en este sistema (tabla 8) indica que los valores numéricos no se diferencian mucho de los obtenidos en la hojarasca que acumuló el pastizal de guinea en monocultivo. Aunque el contenido de nutrientes en las plantas de guinea en el sistema silvopastoril con leucaena suele ser mayor que cuando se encuentra en monocultivo (**Belsky, 1992; Carvalho et al., 1994; Carvalho et al., 1995 y Alonso, 2004**), esto no ocurrió así en el presente experimento. Quizás será necesario obtener un mayor número de muestras para conocer con mayor exactitud la composición de la hojarasca en este sistema con árboles.

Tabla 8. Composición química de la hojarasca de *P. maximum* en el sistema silvopastoril.

Indicador	X	DS	CV (%)
Nt	1,08	0,09	8,65
P	0,19	0,01	4,78
Ca	1,01	0,07	6,60
Celulosa	37,90	0,65	1,71
Hemicelulosa	22,78	0,95	4,16
Contenido celular	16,73	0,49	2,93
FND	83,27	0,49	0,59
FAD	60,50	0,80	1,33
Lignina	11,93	0,64	5,35
Lignina:Nt	11,12	0,55	4,95

Por su parte, entre los componentes de la hojarasca acumulada por *L. leucocephala* (tabla 9) las hojas representaron el mayor porcentaje, seguido de los tallos y las vainas. La baja contribución de las vainas en la hojarasca se debió a que se realizaron cosechas de semillas de esta leguminosa en el sistema.

Tabla 9. Composición de la hojarasca producida por *L. leucocephala*.

Componente	Hojarasca acumulada (t de MS/ha/año)	DS	CV, %
Hojas	7,69	3,46	45.2
Tallos	1,09	0,49	44.87
Vainas	0,32	0,16	48.53
Biomasa total	9,10	4.06	44.62

Según **Martius et al. (2004)** en la mayoría de las plantas arbóreas las hojas representan la fracción mayor (60-85%) de la hojarasca caída; sin embargo, esto puede variar entre especies. Así, **Crespo y Fraga (2002)** encontraron que las vainas constituyeron el 52,8% de la hojarasca total producida en el año por el árbol *Albizia lebbek*; mientras que en *Cajanus cajan* las hojas representaron el mayor porcentaje, con 86,6% del total recolectado por árbol.

Al aplicar la correlación de Pearson entre la producción de hojarasca y los factores climáticos (tabla 10) se evidenció una dependencia negativa y estadísticamente significativa, entre la producción de componentes (hojas, tallos y biomasa total) y la temperatura mínima.

Tabla 10. Coeficientes de correlación (r) entre los factores climáticos y la producción de hojarasca de *L. leucocephala*.

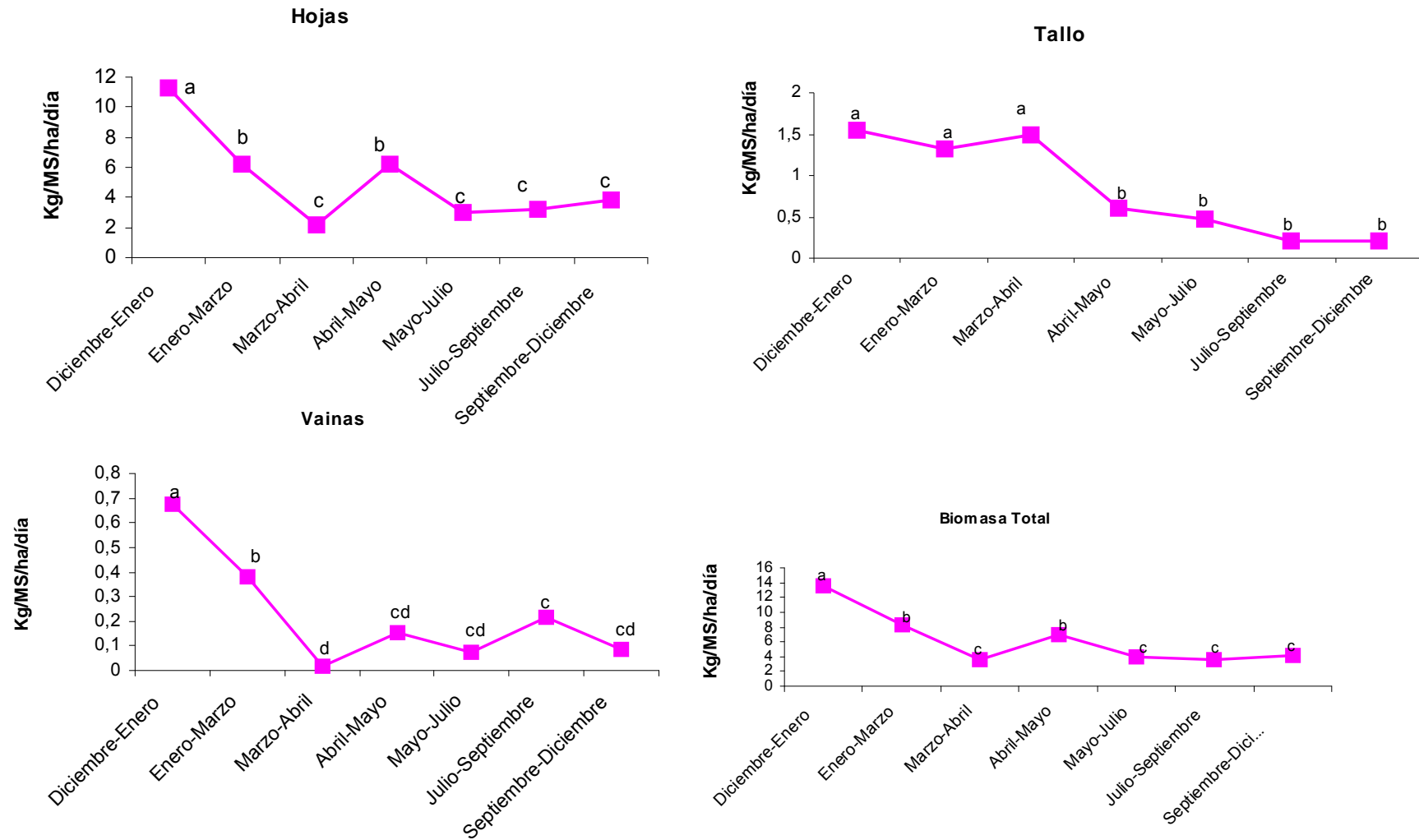
Factores climáticos	Biomasa total	Hojas	Tallos	Vainas
Temperatura máxima	-0,768	-0,687	-0,704	-0,473
Temperatura mínima	-0,884**	-0,771*	-0,871*	-0,685
Temperatura media	-0,563	-0,415	-0,715	-0,508
Humedad relativa	0,197	0,201	-0,073	0,560
Precipitaciones	-0,613	-0,549	-0,728	-0,547
Evaporación	-0,464	-0,446	-0,266	-0,643

*P<0,05 ** P<0,01

Esta relación pudiera explicar el comportamiento de la producción de los diferentes componentes de la hojarasca de *L. leucocephala* entre las fechas de recolección (figura 1). De forma general, los mayores valores ocurrieron durante el período comprendido entre diciembre y enero, que coincide con la caída natural de las hojas que se produce en este período del año, donde prevalecen las temperaturas y la humedad del suelo más bajas (tabla 11).

Sandhu et al. (1990) reportaron que la producción de hojarasca de *L. leucocephala* en la India fue de 10 t ha⁻¹ y encontraron una relación inversa entre la caída de la hojarasca y el período lluvioso, así como que la mayor cantidad coincide con el período menos lluvioso. Similares comportamientos señalaron **Álvarez-Sánchez y Guevara (1993)**; **Natarajan y Paliwal (1995)** y **Jamaludheen y Kumar (1999)**.

En lo referente a la composición química de la hojarasca que produjo la leucaena en este sistema silvopastoril, se encontró que los contenidos de N y Ca en sus componentes hojas y vainas fueron numéricamente mayores que en el componente tallos (tabla 12). Tal comportamiento también fue señalado por **Guodao et al. (1994)** y **Wencomo (2006)**, y se reconoce que ello posibilita la tasa de descomposición más rápida de estas dos fracciones de la hojarasca en el suelo (**Jamaludheen y Kumar, 1999**).



Letras distintas difieren a $p < 0,05$ (Duncan, 1955)

Figura 1. Comportamiento de la producción de los diferentes componentes de la hojarasca de *L. leucocephala* en las diferentes colectas.

Tabla 11. Factores climáticos durante las colectas de hojarasca de *L. leucocephala*.

Períodos de colecta	Temperatura Máxima °C	Temperatura Mínima °C	Temperatura Media °C	Humedad relativa %	Precipitación mm	Evaporación mm	Días con lluvias
Diciembre-enero	27,04	14,16	20,33	84,47	42,2	3,33	4
Enero-marzo	27,97	13,89	20,44	81,84	32,7	4,3	6
Marzo-abril	31,58	17,55	24,11	78,95	141,7	5,73	7
Abril-mayo	31,86	17,64	30,29	77,18	278,1	6,62	10
Mayo-julio	32,89	20,87	26,13	82	494,3	5,52	31
Julio-septiembre	37,58	20,75	29,16	83,15	314,7	5,21	27
Septiembre-diciembre	30,6	20,51	23,91	83,28	174,4	3,87	30

Tabla 12. Composición química de la hojarasca de *L. leucocephala* en el sistema silvopastoril (% base seca).

Componente	Indicador	X	DS	CV, %	
Hojas	Nt	3,31	0,24	7,22	
	P	0,14	0,01	7,53	
	Ca	3,84	0,22	5,78	
	FND	64,55	1,08	1,68	
	FAD	60,78	0,73	1,20	
	Lignina	26,94	0,90	3,36	
	Celulosa	35,17	0,68	1,94	
	Hemicelulosa	3,77	1,19	31,52	
	Contenido celular	35,45	1,08	3,05	
	Lignina:Nt	8,19	0,70	8,58	
	Nt	1,66	0,11	6,50	
	P	0,17	0,02	12,41	
	Tallos	Ca	1,83	0,11	6,16
FND		81,32	0,90	1,10	
FAD		64,43	0,40	0,62	
Lignina		21,22	0,37	1,73	
Celulosa		42,63	0,42	0,98	
Hemicelulosa		16,89	0,98	5,80	
Contenido celular		18,68	0,90	4,79	
Lignina:Nt		12,81	0,92	7,16	
Nt		2,88	0,09	3,13	
P		0,22	0,02	7,87	
Ca		1,75	0,06	3,35	
Vainas		FND	70,58	0,56	0,79
		FAD	66,73	0,60	0,90
	Lignina	22,50	0,37	1,64	
	Celulosa	43,22	0,11	0,26	
	Hemicelulosa	3,85	1,14	29,70	
	Contenido celular	29,42	0,56	1,90	
	Lignina:Nt	7,81	0,27	3,39	

IV.2 Experimento 2. Descomposición de la hojarasca

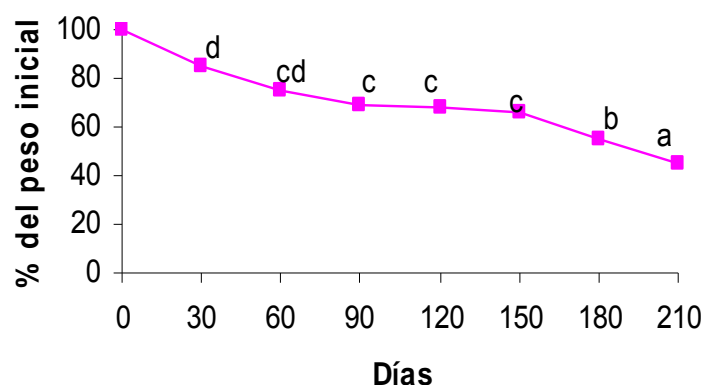
Introducción

La descomposición de la hojarasca constituye la vía de entrada principal de los nutrientes en el suelo y es uno de los puntos clave del reciclado de la materia orgánica y nutrientes (Vitousek *et al.*, 1994; Aerts y De Caluwe, 1997). Varios autores han estudiado con detalle la dinámica de la descomposición de la hojarasca de plantas leñosas, tanto en climas templados, como en el mediterráneo (González y Gallardo, 1995; Alvarez-Sánchez y Becerra, 1996 y Berg, 2000). Sin embargo, hay pocos estudios sobre la dinámica de la descomposición de la hojarasca en pastizales (Bardgett y Shine, 1999), a pesar de su importancia en la producción primaria y secundaria, sobre todo en sistemas donde los nutrientes disponibles para la vegetación escasean, como ocurre en los ecosistemas de pastizales.

Resultados y discusión

IV.2.1 Pastizal de *P. maximum*

La disminución del peso de la hojarasca en este pastizal fue significativa entre las diferentes fechas de descomposición, aunque a los 210 días de colecta la hojarasca aún presentaba el 45,3% de su peso inicial (figura 2) y la mayor tasa de descomposición ocurrió en los primeros 30 días (tabla 13).



Letras distintas indican diferencias significativas entre las medias $p < 0,05$ (Duncan, 1955)

Figura 2. Comportamiento de la descomposición de la hojarasca en el pastizal de *P. maximum*.

Tabla 13. Tasa de descomposición de la hojarasca en el pastizal de *P. maximum*.

Días	Tasa g g ⁻¹ día ⁻¹
30	0.10 ^a
60	0.03 ^b
90	0.02 ^b
120	0.01 ^b
150	0.009 ^b
180	0.013 ^b
210	0.008 ^b
EE±	0.014 ^{***}

a,b Medias con letras diferentes difieren significativamente $p < 0,05$ (Duncan, 1955)

*** $p < 0,001$

Esta mayor tasa de descomposición en las primeras etapas coincide con lo informado por **Martín (1995)**, quién señaló que el ciclo de descomposición de la hojarasca consta de 3 etapas: 1) biodegradación rápida de la mayoría de los compuestos hidrosolubles y polisacáridos, debido a la acción microbiana y a los pluviolavados que ocurren en los primeros 20 ó 30 días; 2) disminución lenta de los compuestos hidrosolubles fenólicos y las hemicelulosas por la fragmentación, el transporte, la mezcla y la biodegradación de la hojarasca, debido al ataque microbiano y faunístico; y 3) aumento en el contenido de ligninas y proteínas, por las transformaciones húmica y mineral con el lavado de los hidrosolubles neoformados. Por ello la velocidad de descomposición decrece en el tiempo, debido a que las sustancias más fáciles de descomponer se agotan primero y queda posteriormente un sustrato línico más biorresistente.

La tasa media de descomposición de la hojarasca de esta gramínea (0,026 g g⁻¹día⁻¹) fue cercana a lo encontrado por otros autores en la hojarasca de otras gramíneas. Así **Sandoval (2006)**, en pastizales de *Brachiaria brizantha*, obtuvo una tasa de 0,02 g g⁻¹ día⁻¹ durante el período evaluado (9 meses), y **Boddey et al. (2004)** encontraron una tasa de 0,030 g g⁻¹ día⁻¹ en el estudio de reciclaje de N en pastizales de *Brachiaria humidicola* en Brasil, con un clima tropical húmedo.

La correlación entre el porcentaje de biomasa perdida y la composición química de la hojarasca remanente (tabla 14) muestra un mayor valor con el N-FND y la lignina. Precisamente estos dos indicadores se señalan por **Melillo et al. (1982)** y **Tian (1992)** como materiales de difícil descomposición, por lo que en la medida que disminuyen los compuestos más lábiles, se produce un aumento en la concentración de los más recalcitrantes.

Al tomar en consideración las mayores correlaciones encontradas con las concentraciones de lignina y de N-FND, se determinó la variación que experimentaron estos indicadores durante el proceso de descomposición de la hojarasca. En este sentido, solo se encontró que la concentración de N-FND mostró ajuste significativo ($R^2 = 0,73$, $P < 0,005$) al modelo lineal (figura 3) e indica que a medida que transcurre el proceso de descomposición se incrementa la concentración de este indicador.

Tabla 14. Relación entre el porcentaje de biomasa perdida de *P. maximum* y la composición química de la hojarasca remanente.

Indicadores químicos	r
Nitrógeno total	0,28
FND	-0,44*
FAD	-0,34
Lignina	0,70**
Celulosa	0,09
Hemicelulosa	0,35
Contenido celular	-0,53**
Relación lignina/Nt	0,64**
N-FND	0,85**
N-FAD	0,63**

*P < 0,05 **P < 0,001

Estos cambios pudieran ser la respuesta al efecto que produce la fauna del suelo en la hojarasca durante su proceso de descomposición, tales como: la degradación bioquímica producida por los microorganismos, las estrategias alimentarias que se establecen entre algunos invertebrados y microorganismos, y la acción de los excrementos ricos en minerales

de la mayoría de los invertebrados; aunque también se ha encontrado que en la medida que transcurre el proceso de descomposición, se agotan las sustancias de más fácil ataque microbiano y quedan en la hojarasca remanente aquellas sustancias de difícil descomposición. No obstante, será necesario profundizar en el conocimiento de las causas del aumento de la concentración de determinados compuestos químicos en la hojarasca en la medida que se produce su proceso de descomposición.

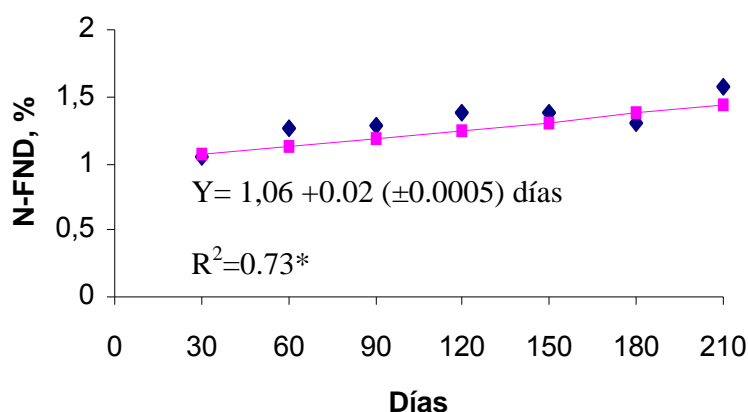


Figura 3. Variaciones en la concentración del N-FND en la hojarasca del pastizal *P. maximum* durante su descomposición.

En la literatura se citan aumentos en la concentración de diversos indicadores de la composición química presentes en la hojarasca durante el proceso de descomposición. Por ejemplo, **Edmon y Thomas (1995)** y **Badejo et al. (1998)** encontraron aumentos de la concentración de lignina, taninos, celulosa, hemicelulosa, nitrógeno y carbono. Estos cambios se relacionan con la colonización y actividad de la fauna descomponedora (**Hunter et al., 2003** y **Barajas-Guzmán y Álvarez-Sánchez, 2003**).

Diferentes modelos se estudiaron para determinar el efecto de los factores climáticos en el proceso de descomposición. En este sentido, los modelos que explicaron con mayor bondad de ajuste esta relación (tabla 15) presentaron elevados coeficientes de determinación (R^2); sin embargo, el modelo que contempla la distribución de las lluvias (días con lluvias) como variable independiente, mostró el mayor valor. Esta acción marcada de las lluvias en el proceso de descomposición puede deberse tanto a su acción directa en la fragmentación de la hojarasca, como en la provisión de humedad adecuada del sustrato, que unido a la acción

de la temperatura, puede ofrecer condiciones más favorables para la actividad de la biota responsable de la descomposición (**Smith y Bradford, 2003**).

Vanlauwe et al. (1997) encontraron que la pérdida de biomasa tuvo mejor correlación con el número de días con lluvias que con la cantidad total de lluvias caídas, aunque estos resultados se basaron en regímenes de lluvias aplicados artificialmente y no se tomó en consideración el efecto combinado de otras variables climáticas.

En la presente investigación resulta interesante destacar que cuando se contemplaron los factores climáticos combinados, como la temperatura, la humedad relativa y la precipitación, el modelo mostró el mejor ajuste, de modo que su uso pudiera contribuir a predecir, con determinada exactitud, la hojarasca que se pierde en el pastizal en cierto período de tiempo. Por ello es preciso comprobar este modelo en pastizales en otras condiciones ambientales.

Tabla 15. Modelos de mejor ajuste entre la hojarasca perdida y los factores climáticos.

Indicador	Modelo	Probabilidad	R ²	V(e)	Parámetros		
					β ₁	β ₂	β ₃
Temperatura	Lineal	P<0,01	0,82	35,37	-101,47 ±27,93	5,37 ±1,12	
Humedad relativa	Lineal	P<0,01	0,77	45,22	-157,51 ±46,10	2,45 ±0,59	
Precipitación	Cuadrático	P<0,01	0,92	20,44	7,96 ±4,68	0,48 ±0,12	-0.001 ±0,0005
Días llluvias	Lineal	P<0,001	0,95	9,05	4,15 ±3,00	1,99 ±0,19	

Tabla 16. Regresión múltiple lineal entre la biomasa perdida de la hojarasca de *P. maximum* y el clima.

Ecuación	R ²	Significación	V(e)
$Y = -227,59 + 4,52 (\pm 0,47)T + 1,98 (\pm 0,24)HR - 0,06 (\pm 0,001)P$	0,96	P< 0.05	6,68

Y: Biomasa perdida, %
T: Temperatura del aire, °C
HR: Humedad Relativa, %
P: Precipitación. mm

La composición taxonómica de la macrofauna asociada a la descomposición de la hojarasca constituye otro aspecto de vital importancia para la comprensión de este proceso en los pastizales. La caracterización de la macrofauna en el pastizal de *P. maximum* aparece en la tabla 17 y estuvo constituida por tres Phylum, cinco clases, ocho órdenes, siete géneros y siete especies. El Phylum Arthropoda resultó el más representativo con tres clases y dentro de ellas la clase Insecta fue la más representada. La comunidad estuvo constituida por el 77% de organismos detritívoros y 11,11% de herbívoros y depredadores.

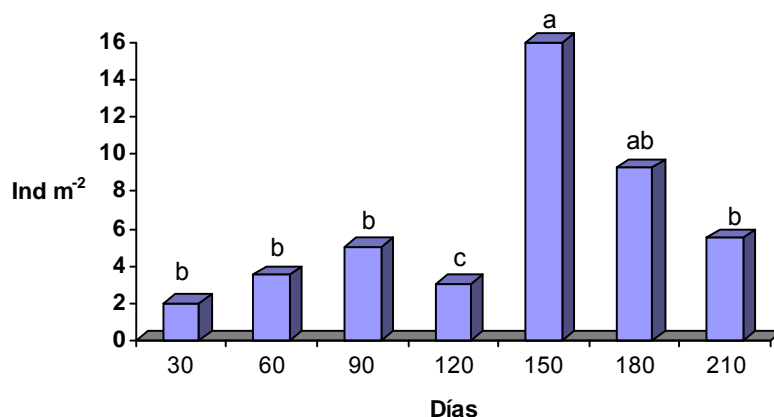
La presencia de organismos detritívoros resulta de gran importancia, pues su función principal, según **Stork y Eggleton (1992)** es el reciclaje de los nutrientes, debido a que son consumidores que se alimentan del detritus y de las poblaciones de microorganismos asociados a él.

La mayor densidad de invertebrados se encontró en la hojarasca remanente a los 150 días de la descomposición (figura 4), lo cual debe estar asociado con las complejas interacciones de los factores que influyen durante el proceso de descomposición, entre ellos los elevados valores de la temperatura media y la mayor cantidad de días con lluvias que ocurrieron en dicho período de tiempo (tabla 18). No obstante, pueden existir otros factores no estudiados en la presente tesis, que pudieran haber incidido también en este comportamiento, tales como, la variación en las concentraciones de las sustancias en la hojarasca remanente y las interacciones de diferente índole que se presentan en la cadena trófica entre las comunidades de la biota. De ahí la necesidad de profundizar en la investigación sobre la caracterización del resto de los organismos que participan en la descomposición del detritus vegetal.

Tabla 17. Composición taxonómica y funcional de la macrofauna asociada al proceso de descomposición de *P. maximum*.

Phylla	Clase	Orden	Familia	Género	Especie	Grupo trófico
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Scarabaeidae	Phyllophaga	<i>Phyllophaga</i> sp.	Detritívoro
		Ortoptera	Blaberidae	Pycnocelus	<i>Pycnocelus surinamensis</i>	Detritívoro
		Lepidoptera	Noctuidae	-	-	Herbívoro
		Dermaptera	-	-	-	
	Diplopoda	Spirobolida	Trigoniulidae	Leptogoniulus	<i>Leptogoniulus sorormus</i>	Detritívoro
		Polydesmida	Paradoxomatidae	Condromorpha	<i>Condromorpha xantrotricha</i>	Detritívoro
	Aracnida	Araneae	Gnaphosidae	-	-	Depredador
	Malacostraca	Isopoda	Armadillidae	Venezillo	<i>Venezillo</i> sp.	Detritívoro
Trachelipidae			Nagarus	<i>Nagarus</i> sp.	Detritívoro	
Mollusca	Gastropoda	Stylommatophora	Bradybaenidae	Bradybaena	<i>B. similaris</i>	Detritívoro

(-) No determinado



Letras diferentes entre columnas difieren significativamente $p < 0,05$ (Duncan, 1955)

Figura 4. Densidad de la fauna descomponedora durante el proceso de descomposición de la hojarasca.

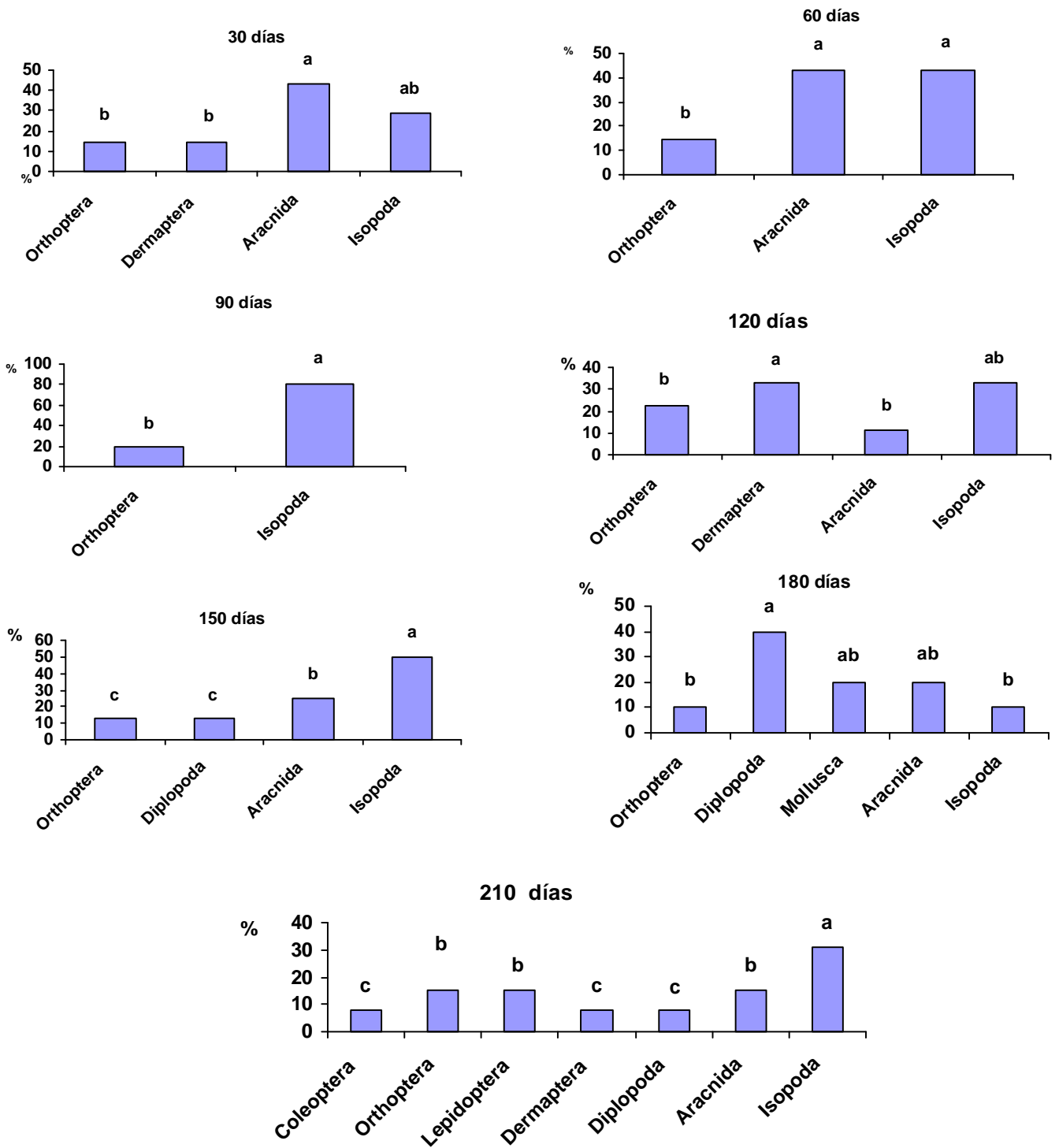
Tabla 18. Factores climáticos que prevalecieron durante el proceso de descomposición.

Variable	Días						
	30	60	90	120	150	180	210
Temperatura media, °C	21,44	22,60	24,38	26,04	27,06	26,20	26,76
Humedad relativa media, %	75	73,53	72,32	75,78	80,19	83,65	83,06
Precipitación, mm	23,5	23,1	54,5	68,4	243,3	189,9	165,6
Días con lluvias	5	6	3	11	16	17	16

Los organismos de la macrofauna que participaron en el proceso de descomposición de la hojarasca en el pastizal de *P. maximum* se muestra en la figura 5. La presencia de los órdenes varía con los días de descomposición. La preferencia de los grupos faunísticos en cada etapa muestra un proceso dinámico, donde se manifiesta la sucesión de organismos como respuesta a los requerimientos propios de cada uno de ellos. En este sentido, existen poblaciones que solo acuden a la hojarasca como nido o refugio cuando las condiciones de humedad y temperaturas son idóneas y otros por la preferencia de algún tipo específico de alimento de origen vegetal, animal o fúngico (Ayres *et al.*, 2006).

Es importante señalar que los órdenes Isopoda y Ortóptera, representados principalmente por las especies *Venezillo* sp., *Nagarus* sp. y *Pycnocelus surinamensis* fueron los de mayor presencia durante todo el proceso. Se considera que ambos grupos son dependientes de la hojarasca, pues constituye su principal fuente de alimento, lo que sugiere que la presencia de ellos durante todo el proceso influye en la descomposición de la materia orgánica en el sistema (**Cabrera, 2003**). Otros individuos como los arácnidos y los dermápteros, se presentan indistintamente en cualquier etapa del proceso de descomposición, lo cual requiere investigaciones futuras.

La figura 6 muestra la regresión lineal ($R^2= 0,88$, $P<0,01$) entre el incremento de la frecuencia acumulada de la macrofauna y el peso remanente de hojarasca durante el proceso de descomposición, e indica que en la medida que fue mayor la frecuencia de aparición de estos individuos resultó menor el peso de hojarasca residual, o sea, hubo un mayor grado de descomposición. Este efecto puede estar relacionado con el desmenuzamiento mecánico que produce esta fauna en la hojarasca, lo que también debe facilitar la acción de otros organismos que participan en el proceso de descomposición. En investigaciones realizadas por **Attignon et al. (2004)** en otras condiciones climáticas y especies de plantas diferentes, se encontró una tendencia similar; mientras que **Ouédraogo et al. (2004)** informaron altas correlaciones entre la frecuencia acumulada de organismos (principalmente las térmitas) y la disminución del peso remanente de la hojarasca en descomposición, en sistemas agrícolas de bajos insumos en África.



Letras distintas entre columnas indican diferencias significativa a $P < 0,05$ (Duncan, 1955)

Figura 5. Abundancia proporcional (%) de los diferentes grupos de la fauna asociada a los diferentes tiempos de descomposición de la hojarasca.

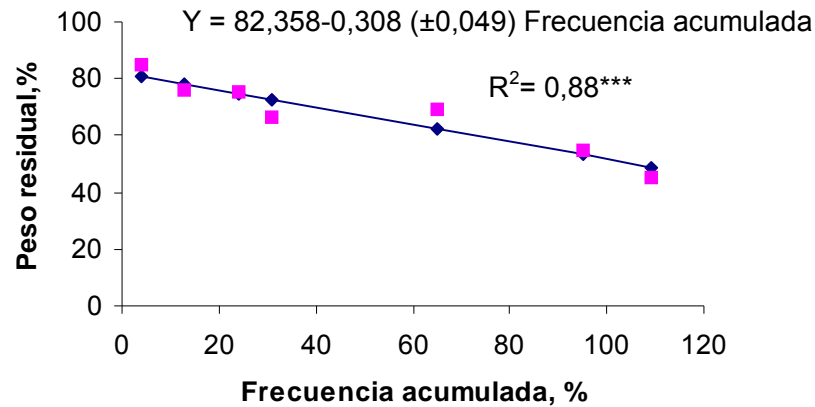
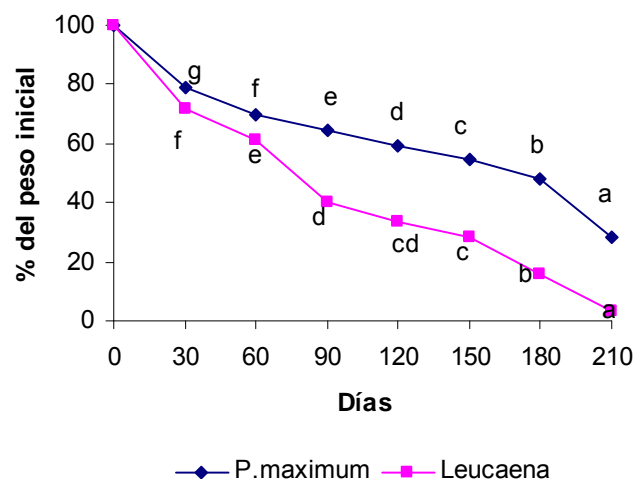


Figura 6. Relación entre el peso residual de la hojarasca y la frecuencia acumulada de la fauna en el pastizal de guinea.

IV.2.2 Sistema silvopastoril

La dinámica de descomposición de la hojarasca de la leucaena y de la guinea en el sistema silvopastoril se muestra en la figura 7. La cantidad de material descompuesto fue mayor y más rápida en *L. Leucocephala*, con diferencias altamente significativas entre los días de descomposición. A los 210 días quedó sin descomponer solo el 3,12% de la hojarasca de leucaena; sin embargo, en similar tiempo la hojarasca de la guinea aún representaba el 28,2% del peso inicial.



Letras distintas difieren a $p < 0,05$ (Duncan, 1955) $P < 0,001$

Figura 7. Dinámica de la descomposición de la hojarasca en las especies *P.maximum* y *L. leucocephala* en el sistema silvopastoril.

Jamaludheen y Kumar (1997) describieron el proceso de descomposición de la hojarasca de la leucaena en la India, donde fue totalmente descompuesta a los ocho meses, y lo correlacionaron con su alto contenido de nitrógeno. Por su parte, **Vanlauwe et al. (1997)** señalaron que *L. leucocephala*, en condiciones subhúmedas tropicales, logró su total descomposición a los 112 días y este proceso fue más rápido que en la hojarasca de *Senna siamea*, que presentó una menor concentración de N.

Patrones semejantes de descomposición de hojarasca informaron otros investigadores (**Mtambanengwe y Kirchmann, 1995; Crespo et al., 2001**), tanto de la gramínea como de la leguminosa, y señalaron que las diferencias marcadas en la velocidad de desaparición de la hojarasca entre las especies, están íntimamente relacionada con su composición química, ya que por lo general, en las gramíneas las relaciones C/N y lignina/nitrógeno son mayores que en las leguminosas, lo cual hace más lenta la velocidad de descomposición.

La tasa promedio de descomposición de la hojarasca de leucaena fue mayor que en la guinea (tabla 19). En ambas especies se encontró una rápida pérdida de peso durante los primeros 30 días; después de este primer mes el proceso fue más lento, con diferencias significativas entre los días de descomposición. Este comportamiento fue encontrado también por otros autores en diversos países (**Wieder y Lang, 1982; King y Hutchinson, 1992; Aceñolaza y Gallardo, 1995 y Saviozzi et al., 1995**), quienes plantearon que este fenómeno puede ser explicado por la descomposición microbiana de sustancias fácilmente degradables y por el lavado de sustancias lábiles en las primeras etapas de descomposición de la hojarasca de numerosas plantas (**Martín, 1995**).

Estas tasas de descomposición de hojarasca en pastizales constituyen los primeros resultados que se obtienen en el país y pueden constituir el punto de partida para conocer este aspecto en otras especies de pastos y sistemas ganaderos.

El porcentaje de biomasa perdida de la hojarasca de *L. leucocephala* presenta una mayor correlación con las concentraciones del contenido celular ($r=-0,98$), la relación lignina:nitrógeno ($r= 0,94$), la celulosa ($r= 0,91$) y el Nt ($-0,84$). En cuanto a la hojarasca de *P. maximum* se observó una dependencia significativa y negativa con las concentraciones de la

FND y la hemicelulosa; mientras que se relacionó de forma positiva con las de N-FND y la relación lignina/nitrógeno (tabla 20).

Tabla 19. Tasa de descomposición en las especies del sistema de *P. maximum*-*L. leucocephala*.

Días	<i>L. leucocephala</i>	<i>P. maximum</i>
30	0,19 ^a	0,14 ^a
60	0,03 ^b	0,03 ^b
90	0,04 ^b	0,01 ^b
120	0,01 ^c	0,008 ^b
150	0,01 ^c	0,006 ^b
180	0,01 ^c	0,007 ^b
210	0,01 ^c	0,019 ^b
EE±	0,007 ^{***}	0,003 ^{***}

a,b,c Medias con letras diferentes entre filas difieren significativamente $p < 0,05$ (Duncan, 1955)

*** $p < 0,001$

Tabla 20. Correlaciones entre el porcentaje de biomasa perdida y la composición química de la hojarasca remanente de *L. leucocephala* y *P. maximum* en el sistema silvopastoril.

	<i>L. leucocephala</i>	<i>P. maximum</i>
Nitrógeno total	-0,84^{**}	-0,27
FND	0,85^{**}	-0,74^{**}
FAD	0,85^{**}	0,45 [*]
Lignina	0,49 ^{**}	0,84 ^{**}
Celulosa	0,91^{**}	0,31
Hemicelulosa	-0,01	-0,70^{**}
Contenido celular	-0,98^{**}	-0,13
Relación lignina/Nt	0,94^{**}	0,82^{**}
N-FND	-0,21	0,83^{**}
N-FAD	-0,23	-0,20

* $P < 0,05$

** $P < 0,01$

Al tomar en consideración las mayores correlaciones encontradas, se determinó la variación que experimentaron estos indicadores durante el proceso de descomposición de la hojarasca.

En la hojarasca de *P. maximum* (figura 8) la concentración de lignina y del N-FND mostraron ajustes significativos al modelo lineal, e indica que a medida que ocurre el proceso de descomposición se incrementa la concentración de ambos indicadores. Por su parte, la relación lignina/Nt se incrementó también en el material remanente, con mayor ajuste al modelo cuadrático.

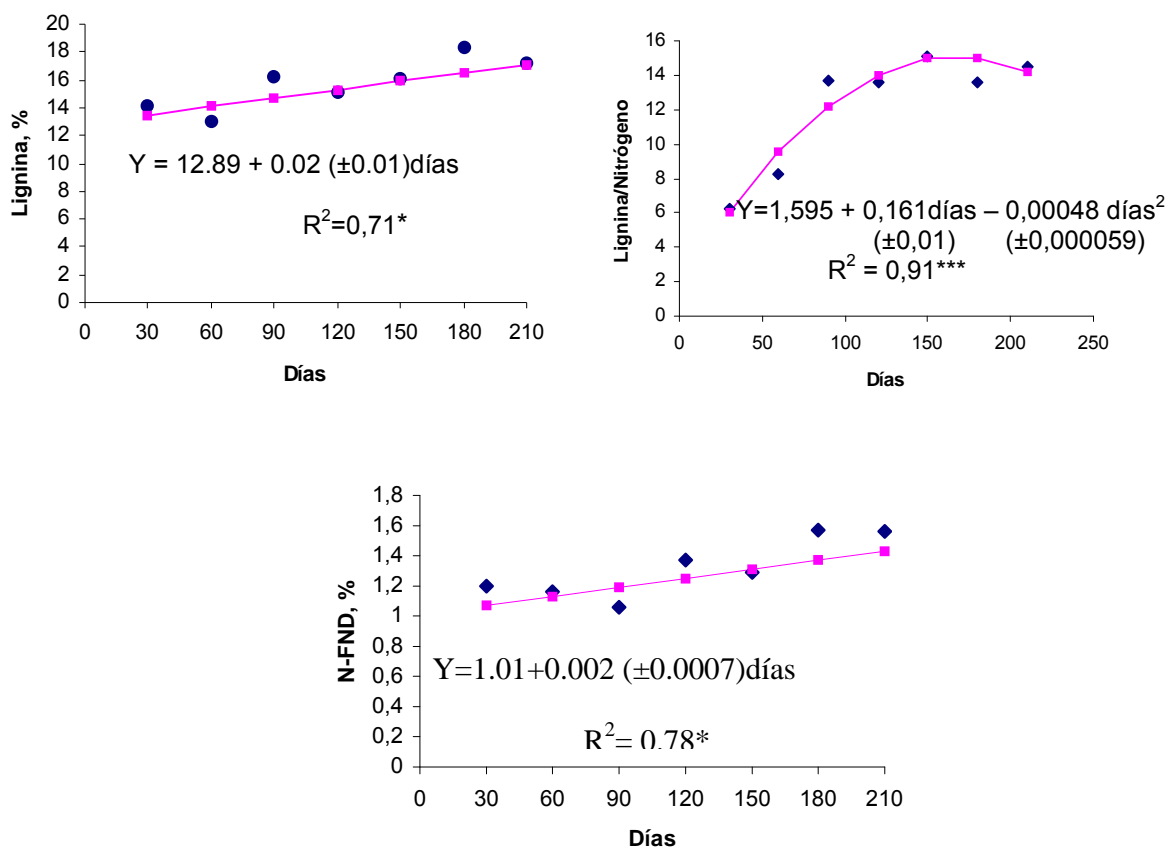


Figura 8. Variaciones del contenido de lignina, relación lignina:nitrógeno y N-FND en la hojarasca remanente de *P. maximum* en el sistema silvopastoril.

En la hojarasca de la leucaena (figura 9) el contenido celular y el nitrógeno mostraron una tendencia a disminuir; mientras que la concentración de la celulosa y la relación lignina/Nt mostraron un incremento lineal en la medida que transcurrió el proceso de descomposición.

Este comportamiento puede atribuirse a lo apetecible que resultan los primeros constituyentes a la fauna descomponedora y como resultado de ello, existe un aumento en la proporción de los más recalcitrantes.

Debido a ello, existe el criterio generalizado y ampliamente discutido en la literatura de que la fauna desempeña un importante efecto en los cambios que sufre la hojarasca, pero aún no existen estudios profundos que lo demuestren, por lo que este es un aspecto que deberá ser abordado con mayor precisión.

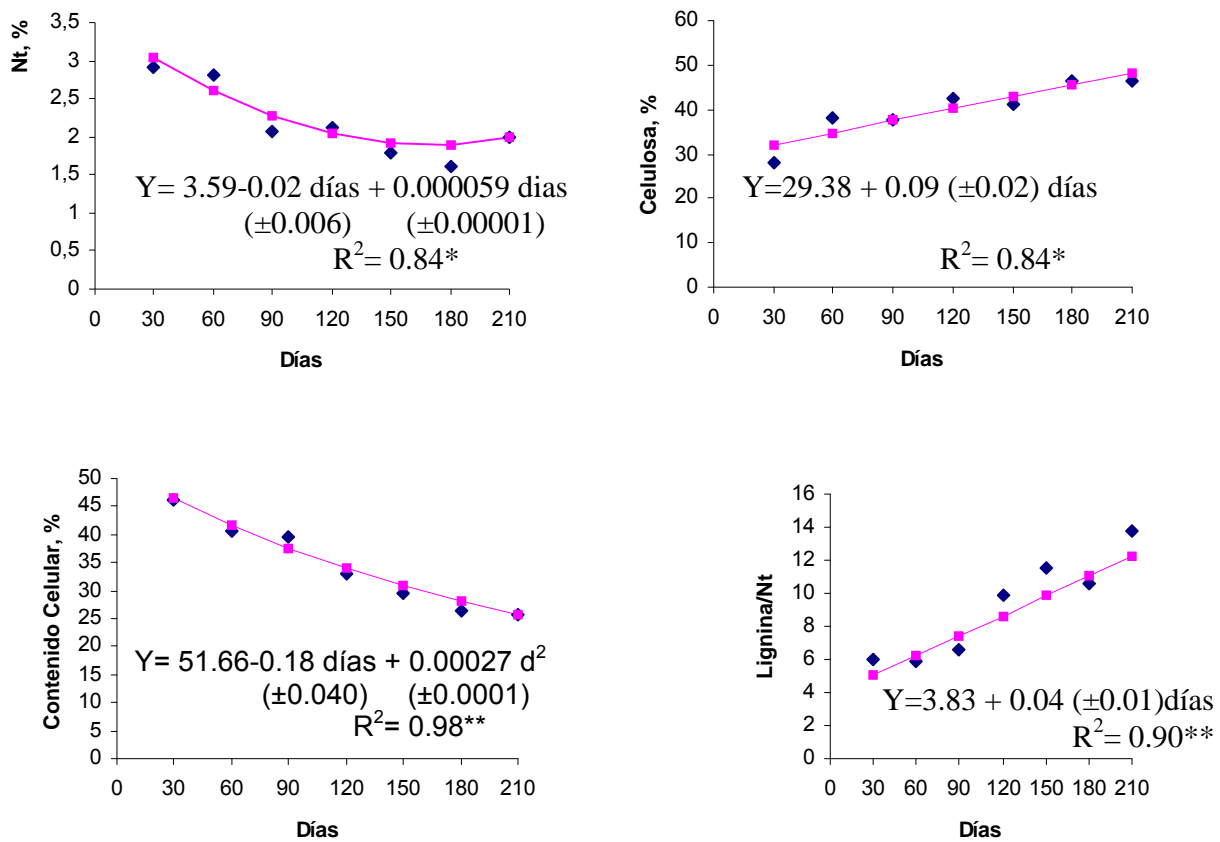


Figura 9. Variaciones del contenido de Nt, relación lignina:nitrógeno, celulosa y contenido celular en la hojarasca remanente de *L. leucocephala* en el sistema silvopastoril.

Los resultados del análisis de regresión simple entre el porcentaje de biomasa perdida y los factores climáticos que prevalecieron durante la etapa experimental en el sistema silvopastoril, reafirman el criterio de que los factores climáticos contribuyen en la descomposición de la hojarasca (tablas 21 y 22). La precipitación y la distribución de las lluvias fueron las variables que mostraron la mayor influencia, con una contribución positiva mayor de 90%.

Tabla 21. Mejores ajustes obtenidos entre el porcentaje de biomasa perdida de *L. leucocephala* en función de algunos indicadores del clima en el sistema silvopastoril.

Indicador	Modelo	Significación	R ²	V(e)	Parámetros		
					β_1	β_2	β_3
Temperatura	Lineal	P<0.01	0,82	134,80	-199,35	10,49	
					±54.52	±2.18	
Humedad relativa	Lineal	P<0.01	0,77	172,37	-308,75	4,78	
					±90.00	±1.16	
Precipitación	Cuadrático	P<0.01	0,92	77,9300	14,28	0,94	-0.002
					±9.15	±0.23	±0.001
Días llluvias	Lineal	P<0.001	0,95	34.49	6.85	3.89	
					±5.86	±0.38	

Tabla 22. Mejores ajustes obtenidos entre el porcentaje de biomasa perdida de *P. maximum* en función de algunos factores del clima en el sistema silvopastoril.

Indicador	Modelo	Significación	R ²	V(e)	Parámetros		
					β_1	β_2	β_3
Temperatura	Lineal	P<0.01	0,82	76,93	-146,83	7,93	
					±41.19	±11.65	
Humedad relativa	Lineal	P<0.01	0,77	98,38	-229,47	67,99	
					±67.99	±0.87	
Precipitación	Cuadrático	P<0.01	0,92	44,48	14,57	0,71	-0.002
					±6.91	±0.18	±0.007
Días luvias	Lineal	P<0.001	0,95	19,68	8,96	2,94	
					±4.43	±0.29	

Cuando se contemplaron en el modelo lineal todos los factores climáticos estudiados, se encontró mayor bondad de ajuste que los encontrados para los factores por separado (tabla 23). Similar comportamiento ocurrió en el pastizal anterior.

Jansson y Berg (1985) encontraron que los cambios en los factores climáticos pueden dominar las variaciones en la biomasa perdida, con valores de R^2 entre 0,85 y 0,99 y **Berg y Laskowski (2005)** señalaron que la humedad y la temperatura pueden limitar el proceso de descomposición. Según estos autores los efectos combinados de la variación de la temperatura y la humedad pueden predecir mejor el comportamiento de la pérdida de hojarasca.

Brown et al. (1994) plantearon que la temperatura explica en mayor medida el proceso de descomposición que las precipitaciones. Sin embargo, **Aerts (1997)** y **Trofymow et al. (2002)** señalaron que el decrecimiento de la temperatura implica la reducción en la actividad de los descomponedores y reduce la calidad de los materiales orgánicos que se incorporaran en el suelo. Por su parte, las precipitaciones no solo influyen en el proceso directamente mediante el lavado de los compuestos más solubles, sino que también modifican las condiciones para el desarrollo de la fauna descomponedora, por lo que ambos factores actúan en la dinámica de la descomposición de la hojarasca de las diferentes especies vegetales.

Tabla 23. Regresión múltiple lineal entre el porcentaje de biomasa perdida en función de algunos factores del clima en el sistema silvopastoril.

Espece de pasto	Ecuación	R ²	Significación	V(e)
<i>L. leucocephala</i>	$Y = -445,62 + 8,80 T (\pm 0,92) + 3,88 HR (\pm 0,48) - 0,12 P (\pm 0,03)$	0,96	P < 0,05	25,46
<i>P. maximum</i>	$Y = -332,88 + 6,65 T (\pm 0,69) + 2,93 HR (\pm 0,36) - 0,094 P (\pm 0,02)$	0,96	P < 0,05	14,53

Y: Biomasa perdida, %
 T: Temperatura del aire, °C
 HR: Humedad relativa, %
 P: Precipitación, mm

En la tabla 24 se muestra la composición taxonómica de la macrofauna asociada al proceso de descomposición de la hojarasca en el sistema silvopastoril, la que estuvo constituida por tres Phylum, cinco clases, nueve órdenes, siete géneros y siete especies. En el Phylum Arthropoda, tres Clases fueron las más representativas, dentro de las cuales Insecta fue la más destacada. La comunidad estuvo constituida por el 56% de organismos detrítivoros, 35% de herbívoros y 9% de depredadores.

El efecto de los invertebrados edáficos en la descomposición de la materia orgánica es esencial, ya que mediante su alimentación hacen el material más asequible a la acción de los microorganismos descomponedores, además de contribuir a la diseminación de hongos y bacterias y al transporte vertical de la materia orgánica desde la superficie hacia las capas más profundas del suelo, lo cual aumenta la velocidad de descomposición (**Prieto y Rodríguez, 2001; Cotrufo et al., 2005 e Isaac y Nair, 2005**).

La selección de alimento depende mucho de la categoría ecológica del invertebrado. Los invertebrados epígeos, que viven y se alimentan de la hojarasca superficial (**Cabrera, 2003**), producen *in situ* modificaciones importantes de la hojarasca y de la madera en descomposición. Los artrópodos epígeos poseen una importancia adicional, ya que participan en infinidad de procesos que ocurren en el suelo, como la reducción de los fragmentos vegetales y el reciclado de nutrientes (**Rivera y Carrasco, 1991 y Torres et al. 2005**).

El comportamiento de la densidad de invertebrados durante el proceso de descomposición de la hojarasca se muestra en la tabla 25. La mayor cantidad de individuos en la hojarasca de la guinea se alcanzó a los 120–180 días y en la leucaena a los 90–120 días.

Las condiciones de humedad y temperatura que genera la presencia del árbol en este sistema parecen haber incidido en este comportamiento, pues la hojarasca de ambas se mantuvo colonizada desde las primeras etapas y no se incrementó aceleradamente con los factores climáticos. La mayor colonización en la leucaena pudiera estar relacionada con lo apetecible que resulta la hojarasca de esta leguminosa por la fauna del suelo, debido fundamentalmente a su alto contenido de nitrógeno (**Mwiinga et al., 1994**).

Tabla 24. Composición taxonómica y funcional de la macrofauna asociada al proceso de descomposición en el pastizal de *P. maximum* y *L. leucocephala*.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Género	Especie	Grupo trófico		
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Scarabaeidae	Phyllophaga	<i>Phyllophaga</i> sp.	Detritívoro		
				<i>Ataenius</i>	<i>Ataenius</i> sp.	Detritívoro		
			Elateridae	-	-	Herbívoro		
			Ortoptera	Blaberidae	<i>Pycnocelus</i>	<i>Pycnocelus surinamensis</i>	Detritívoro	
			Lepidoptera	Noctuidae	-	-	Herbívoro	
			Dermaptera	-	-	-		
			Diplopoda	Spirobolida	Trigoniulidae	<i>Leptogoniulus</i>	<i>Leptogoniulus sorormus</i>	Detritívoro
				Polydesmida	Paradoxomatidae	<i>Condromorpha</i>	<i>Condromorpha xantrotricha</i>	Detritívoro
			Aracnida	Araneae	Gnaphosidae	-	-	Depredador
			Malacostraca	Isopoda	Armadillidae	<i>Venezillo</i>	<i>Venezillo</i> sp.	Detritívoro
				<i>Cubaris</i>	<i>Cubaris murina</i>	Detritívoro		
			Trachelipidae	<i>Nagarus</i>	<i>Nagarus</i> sp.	Detritívoro		
Mollusca	Gastropoda	Stylommatophora	Bradybaenidae	<i>Bradybaena</i>	<i>B. similaris</i>	Detritívoro		

(-) No determinado

Tabla 25. Densidad de la macrofauna descomponedora durante el proceso de descomposición.

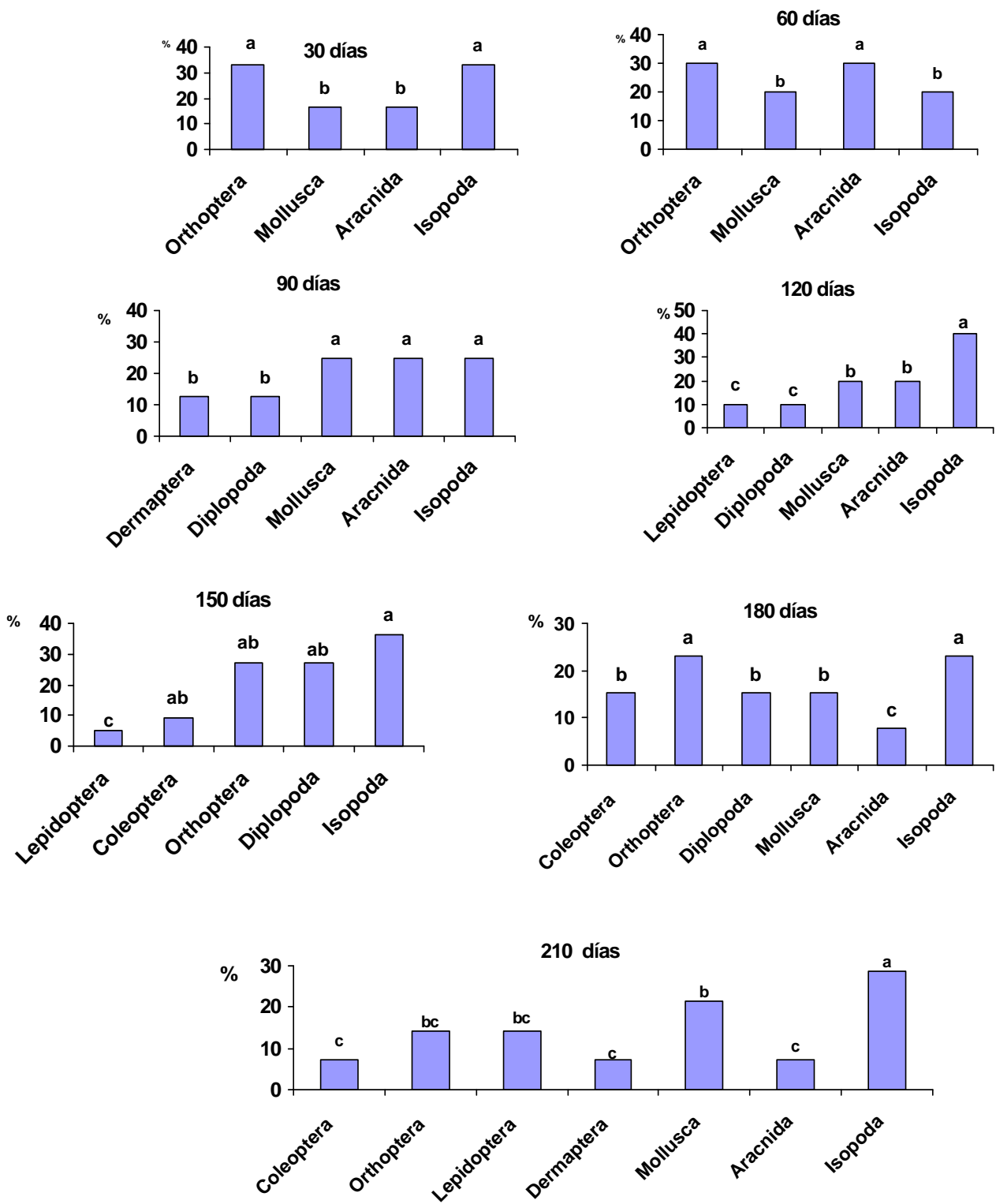
Especies	Días							EE±
	30	60	90	120	150	180	210	
<i>P. maximum</i>	1.88 ^c (3.75)	1.92 ^{bc} (4.00)	2.34 ^b (5.50)	3.76 ^{ab} (15,25)	3.91 ^{ab} (17.75)	3.76 ^{ab} (15,25)	2.18 ^b (5,00)	0,48**
<i>L. leucocephala</i>	2,22 ^{bc} (5,25)	2,39 ^{bc} (6,25)	3,99 ^{1ab} (17,75)	4,23 ^a (18,5)	1,85 ^{bc} (3,75)	1,58 ^{bc} (3,50)	0,71 ^c (2,00)	0,52**

a,b,c Medias con letras diferentes por filas difieren a $p < 0,05$ (Duncan, 1955)

() Medias originales ** $p < 0,01$ * $p < 0,05$

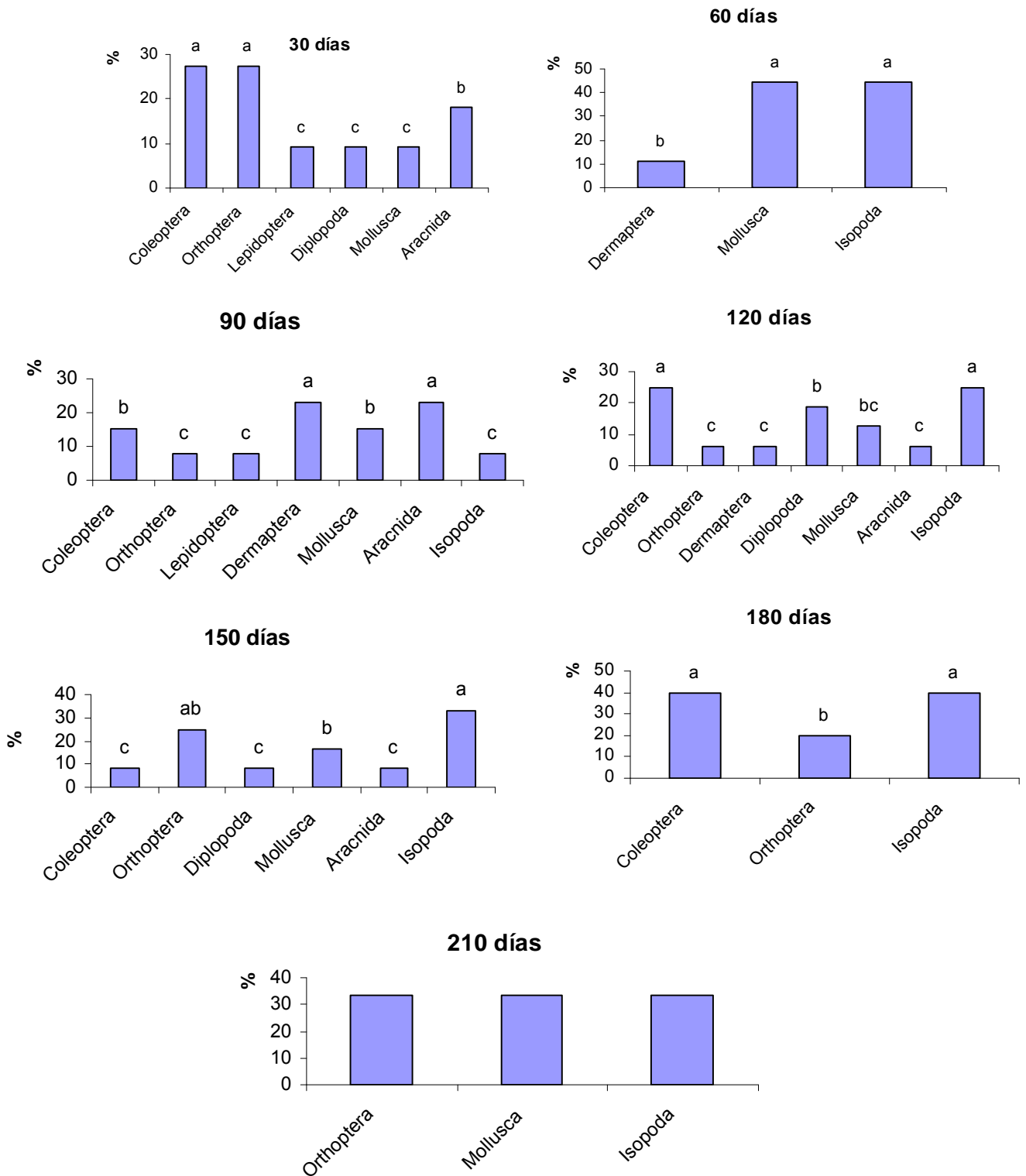
La presencia de los diferentes órdenes de la macrofauna en los distintos días de descomposición de la hojarasca de *P. maximum* en el sistema se muestra en la figura 10. Se observa que existe una mayor riqueza de órdenes durante todo el proceso de descomposición e incremento de esta a partir de los 90 días; a los 210 días se encontró representatividad de siete ordenes. En las bolsas que contenían la hojarasca de leucaena se observó una mayor frecuencia de los órdenes desde el primer mes de colocadas en el pastizal, y por lo general hubo riqueza de órdenes entre seis y siete organismos, excepto a los 60, 180 y 210 días. Este comportamiento pudo deberse a la disminución del alimento disponible en las bolsas en la última etapa, pues transcurrido este tiempo existía muy poca hojarasca remanente (figura 11).

Según **Maity y Joy (1999)**, **Tian et al. (2000)** y **Zimmer y Topp (2002)** los invertebrados del suelo difieren entre los tipos de hojarasca, lo cual también pudo estar relacionado con la abundancia de los invertebrados en cada etapa de descomposición; por otra parte, los organismos de la macrofauna prefieren los restos vegetales algo descompuestos, con una relación C:N relativamente baja; esto hace que presenten una fuerte selectividad con respecto a la vegetación que existe sobre el suelo (**Bastardie y Capowiez, 2004**). Los restos de especies con contenidos en nitrógeno superiores al 1.4% son ingeridos con facilidad; mientras que aquellos cuyo contenido es inferior al 1%, les resultan menos atractivos.



Letras distintas entre indican diferencias a $P < 0,05$ (Duncan, 1955)

Figura 10. Abundancia proporcional (%) de los diferentes grupos de la fauna asociada a los diferentes tiempos de descomposición de la hojarasca de *P. maximum*.



Letras distintas indican diferencias a $P < 0,05$ (Duncan, 1955)

Figura 11. Abundancia proporcional (%) de los diferentes grupos de la fauna asociada a los diferentes tiempos de descomposición de la hojarasca de *L. leucocephala*.

Numerosos investigadores determinaron el efecto de la diversidad de la macrofauna en la velocidad de descomposición mediante la relación entre la frecuencia acumulada de la fauna y la hojarasca remanente en las bolsas (**Attignon et al., 2004; Gartner y Cardon, 2004 y Shadler y Brandl, 2005**). En la figura 15 se muestran los resultados entre la frecuencia acumulada de la fauna y el peso residual de la hojarasca en *P. maximum* y *L. leucocephala* en la presente investigación; dicho efecto fue mayor en la leguminosa.

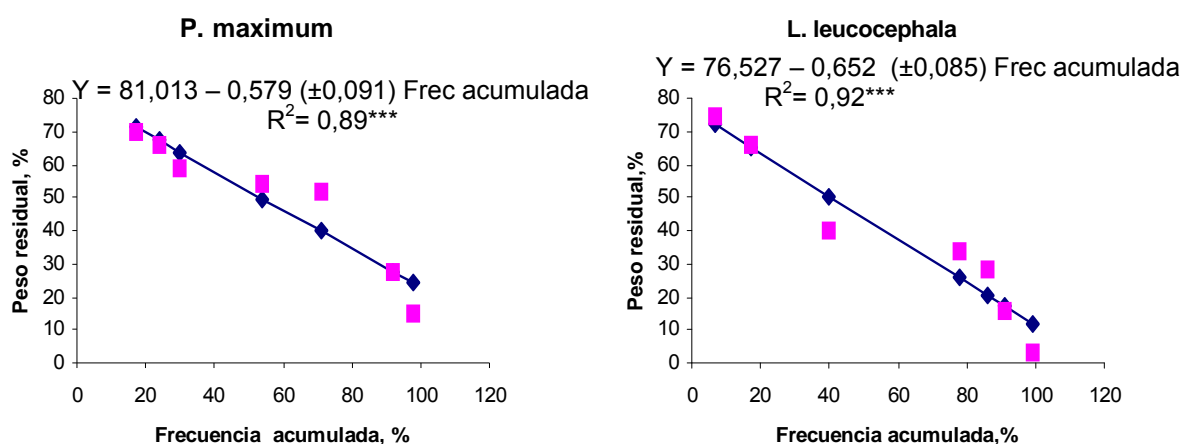


Figura 12. Relación entre el peso residual de la hojarasca y la frecuencia acumulada de la fauna.

Estos resultados confirman, de nuevo, que la frecuencia acumulada de la fauna durante el tiempo de descomposición de la hojarasca en ambas especies se relaciona con el papel que desempeña en este proceso. En este sentido, **Franklin et al. (2005)** señalaron que esta alteración puede ser de forma directa a través de la fragmentación de la hojarasca e indirecta mediante la alteración de la comunidad microbiana y la excreción de nutrientes.

IV.3 Experimento 3. Evaluación de las comunidades de macroinvertebrados en el suelo de los pastizales.

Introducción

El proceso de descomposición en los suelos del trópico encuentra bajo el control de los factores biológicos. Como consecuencia, para preservar la fertilidad del suelo estas regiones, se requiere un buen conocimiento de la actividad de los organismos edáficos

Las poblaciones bióticas del suelo y los procesos que efectúan, proveen una variedad de funciones e influencia a las propiedades, en interacción con el medio ambiente físico-químico del ecosistema. La macrofauna, tiene diferentes efectos en los procesos que determinan la fertilidad del suelo. Según **Hendrix et al. (1990)**, estos organismos regulan la población microbiana responsable de los procesos de mineralización y humificación y, por ende, influyen en el reciclaje de materia orgánica y en la liberación de nutrientes asimilables para las plantas (**Huhta et al., 1994**).

Resultados y discusión

IV.3.1 Pastizal de *P. maximum*

Los resultados indican que en el suelo de este pastizal se identificaron un total de 864 individuos de la macrofauna (tabla 26), representados en tres Phylum, seis clases, 15 familias, 10 órdenes, 12 géneros y 11 especies.

La mayor cantidad de organismos corresponden a las clases Insecta y Oligochaeta (con 52,31 y 34,37%, con respecto al total). En la primera, el orden Coleoptera fue el más representado, y se destacó la presencia de *Phyllophaga* sp.; mientras que en la segunda, *Onychochaeta elegans* fue la que estuvo mejor representada dentro del orden Haplotaenida. Esta última especie de anélido se identificó por **Feijoo et al. (2007)** como de frecuente presencia en pastizales carentes de sombra, como sucedió en el presente estudio.

De un total de 10 órdenes de invertebrados colectados, ocho de ellos estuvieron presentes también en el estudio de descomposición de la hojarasca, de manera que una alta proporción de la fauna presente en el suelo participa también en dicho proceso.

La comunidad de la macrofauna estuvo constituida por 66,08% de organismos epigeos y 34,37% endógeos. Según **Cabrera (2006)** el predominio de la fauna epígea favorece la velocidad de descomposición y el ciclo de los nutrientes, al evitar la acumulación de materia orgánica que entra a estos sistemas.

Tabla 26. Composición taxonómica y funcional de la macrofauna del suelo en el pastizal de *P. maximum*.

Phylum Subphylum*	Clase	Orden Suborden*	Familia Sufamilia*	Género	Especie	Grupo trófico	Categoría ecológica	No de individuos
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Scarabaeidae Melolonthinae*	<i>Phyllophaga</i>	<i>Phyllophaga</i> sp.	Detritívoro	Epigea	184
			Elateridae	-	-	Herbívoro	Epigea	10
			Blaberidae	<i>Pycnocelus</i>	<i>Pycnocelus</i> <i>surinamensis</i>	Detritívoro	Epigea	48
		Orthoptera	Grillidae	-	-	Herbívoro	Epigea	3
	Lepidoptera	Noctuidae	-	-	Herbívoro	Epigea	8	
	Diplopoda	Spirobolida	Trigoniulidae	<i>Leptogoniulus</i>	<i>Leptogoniulus</i> <i>sorormus</i>	Detritívoro	Epigea	90
	Polydesmida	Paradoxomatidae	<i>Condromorpha</i>	<i>Condromorpha</i> <i>xantrotricha</i>	Detritívoro	Epigea	23	
Aracnida	Araneae	Gnaphosidae	-	-	Depredador	Epigea	86	

(-) No determinado

Tabla 26. Continuación.

Phylum Subphylum*	Clase	Orden Suborden*	Familia Sufamilia*	Género	Especie	Grupo trófico	Categoría ecológica	No. de individuos	
Arthropoda Crustacea*	Malacostraca	Isopoda Oniscoidea*	Armadillidae	<i>Venezillo</i>	<i>Venezillo</i> sp.	Detritívoro	Epigea	20	
				<i>Cubaris</i>	<i>Cubaria murina</i>	Detritívoro	Epigea	6	
				Trachelipidae	<i>Nagarus</i>	<i>Nagarus</i> sp.	Detritívoro	Epigea	60
Mollusca	Gastropoda	Stylommatophora	Bradybaenidae	<i>Bradybaena</i>	<i>B. similaris</i>	Detritívoro	Epigea	5	
				Subulinidae	<i>Subulina</i>	<i>S. octona</i>	Detritívoro	Epigea	24
				Veronicellidae	<i>Veronicella</i>	<i>V. cubenses</i>	Herbívoro	Epigea	4
Annelida	Oligochaeta	Haplotaxida Lumbricina*	Megascolecidae	<i>Polypheretina</i>	<i>Polypheretina elongata</i>	Detritívoro (Geófago)	Endógea mesohúmica	56	
				Glossoscolecidae	<i>Onychochaeta</i>	<i>Onychochaeta elegans</i>	Detritívoro (Geófago)	Endógea mesohúmica	241

La densidad y la biomasa de la macrofauna en el suelo presentaron el mayor valor en la estación lluviosa (tabla 27), cuando inciden también los mayores valores de la temperatura y la humedad del suelo.

Tabla 27. Valores estacionales de diferentes indicadores bióticos y abióticos del suelo en el pastizal de *P. maximum*.

Indicador	Época de lluvias	Época de seca	EE±
Densidad, Individuos/m ²	8,48 ^a (88,87)	5,60 ^b (37,43)	0,38***
Biomasa, g/m ²	6,51 ^a	3,67 ^b	0,54***
Temperatura del suelo, °C	24,00 ^b	20,69 ^a	0,07***
Humedad del suelo, %	20,65 ^a	18,42 ^b	0,08***

a,b Medias con letras diferentes por filas difieren a $p < 0,05$ (Duncan, 1955)

() Medias originales; datos transformados según \sqrt{X} *** $p < 0,001$

Esta alta actividad de la macrofauna del suelo en los pastizales durante la estación lluviosa la encontraron también **Jiménez y Decaens (2004)** y **Decaëns et al. (2004)**, quienes lo asociaron con la mayor humedad y temperatura del suelo en esta estación climática.

Los valores de índices ecológicos (tabla 28) indican la existencia de la diversidad de organismos de la macrofauna en el suelo del pastizal, lo cual puede ser la respuesta al manejo recibido durante los diez años anteriores, en los que no se aplicó insumos químicos externos y el suelo solo recibió nutrientes provenientes de la hojarasca y de las excretas del ganado vacuno. Además, la capa de hojarasca que se acumuló gradualmente durante este tiempo, parece haber influido en el establecimiento de la población de organismos en el suelo, aunque **Cabrera (2003)**, **Geoffroy (2004)** y **Lok (2005)** señalaron que en pastizales con predominio de una sola especie de pasto, se limita la diversidad de las fuentes de alimento para la fauna edáfica.

Según **Rodríguez (2006)** y **Hernández y Sánchez (2006)** estos índices presentan mayores valores cuando existe una mayor diversidad vegetal, de forma especial cuando se introducen árboles en estos sistemas.

Tabla 28. Comportamiento de los índices ecológicos del suelo en el pastizal de *P. maximum*.

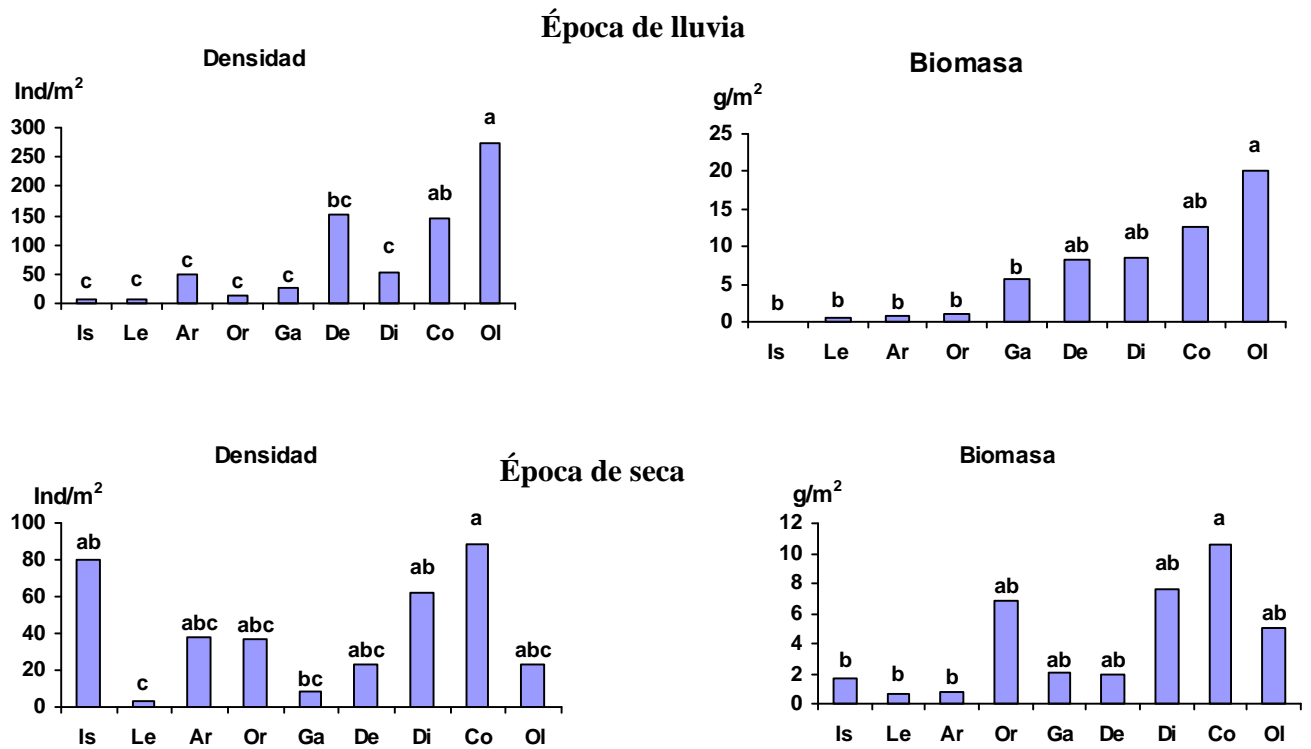
Índices ecológicos	Época de lluvia	EE±	Época de seca	EE±
Índice de Shannon, H	0,89	0,008	0,87	0,005
Índice de Riqueza, R	16	0,0001	15	0,0001
Índice de Uniformidad, e	0,74	0,005	0,74	0,003

Los organismos que mayor aportaron a la densidad y a la biomasa en la época de lluvia (figura 13) fueron los oligoquetos, con valores promedios de 275 individuos m⁻² y 20,05 g m⁻², respectivamente, mientras que en la época seca los coleópteros presentaron mayor densidad (88,88 individuos m⁻²) y biomasa (10,56 g m⁻²).

Por lo general, las lombrices y los coleópteros constituyen las mayores poblaciones de la macrofauna en los pastizales, con una elevada abundancia en aquellos que producen hojarasca de diversas especies de plantas y estimulado por las excretas de los animales (Rodríguez *et al.*, 2002; Sánchez y Milera, 2002 y Lok, 2005).

El estudio de la distribución vertical de la macrofauna del suelo en este sistema para cada estación del año, mostró diferencias significativas entre los estratos. Así, en la época de lluvia (tabla 29) la densidad varió de 37,50 individuos m⁻² en la capa de hojarasca a 4,93 individuos m⁻² en la profundidad de 20-30 cm. La biomasa mostró diferencias similares; la temperatura y la humedad del suelo mostraron variaciones entre los estratos, aunque este último indicador presentó menos variación.

Por su parte, en la época de seca (tabla 30) la densidad y la biomasa de la macrofauna fueron mayores en los primeros estratos. La temperatura no mostró diferencias entre los estratos y la humedad tuvo un comportamiento similar a lo encontrado en la época de lluvia, aunque con valores más bajos.



Letras distintas por columnas difieren a $p < 0,05$ (Duncan, 1955)

Is: Isópodos Le: Lepidópteros Ar: Arácnidos Or: Ortópteros Ga: Gasterópodos
 De: Dermápteros Di: Diplópodos Co: Coleópteros Ol: Oligoquetos

Figura 13. Densidad y biomasa de la macrofauna edáfica en el pastizal de *P. maximum* en la época de lluvia y de seca.

Tabla 29. Temperatura, humedad, densidad y biomasa de la macrofauna en los diferentes estratos del suelo en la época de lluvia.

Indicador	Estrato				EE±
	Hojarasca	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm	
Densidad (individuos m ⁻²)	4,79 ^a	4,74 ^a	3,31 ^b	1,01 ^c	0,28***
	(37,50)	(27,84)	(18,61)	(4,93)	
Biomasa (g m ⁻²)	2,41 ^a	2,28 ^a	1,43 ^b	0,40 ^c	0,26***
Temperatura (°C)	24,61 ^a	24,37 ^{ab}	24,27 ^b	24,15 ^b	0,09***
Humedad del suelo (%)		20,17 ^b	20,64 ^b	21,24 ^a	0,17***

a,b Medias con letras diferentes por filas difieren a $p < 0,05$ (Duncan, 1955)

() Medias originales

*** $p < 0,001$

Tabla 30. Temperatura, humedad, densidad y biomasa de la macrofauna en los diferentes estratos del suelo en la época de seca.

Indicador	Estrato				EE±
	Hojarasca	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm	
Densidad (individuos m ⁻²)	2,20 ^a (14,30)	3,16 ^a (15,76)	3,31 ^b (6,39)	1,51 ^c (1,04)	0,35 ^{***}
Biomasa (g m ⁻²)	1,07 ^{ab}	1,73 ^a	0,96 ^b	0,15 ^c	0,18 ^{***}
Temperatura (°C)	20,63	20,68	20,55	20,47	0,15
Humedad del suelo (%)		18,06 ^b	18,50 ^b	18,61 ^a	0,12 ^{**}

a,b Medias con letras diferentes por filas difieren a $p < 0,05$ (Duncan, 1955)

() Medias originales *** $p < 0,001$

La distribución de los organismos en los horizontes del suelo está muy relacionada con la disponibilidad de alimento. Así, la mayor colonización en los primeros estratos en ambas épocas del año pudo estar dada por: a) mayor presencia de alimentos a partir de la capa de hojarasca que paulatinamente se forma sobre el suelo, lo que debe aumentar la diversidad de los recursos tróficos al modificar el microhábitat, facilitar la filtración del agua, así como moderar la insolación de la superficie, la temperatura y la evaporación (**Dormaar y Carefoot, 1996**); b) la existencia de una mayor cantidad de raíces de las gramíneas en los primeros 20 cm de profundidad (**Lok, 2005 y Crespo y Fraga, 2006**), las que estimulan la actividad de la fauna edáfica, debido a sus exudados (**Kolmans y Vásquez, 1996; Licona et al., 2004 y Córdova et al., 2004**); y c) la presencia de una mayor cantidad de microorganismos que sirven como fuente de alimento a esta fauna (**Reynolds y Hunter, 2001**).

La variación de las comunidades edáficas en los diferentes estratos del suelo en el trópico, se observó también por diferentes autores en ecosistemas de pastizales (**Decaens et al., 2004 y Feijoo, 2007**).

Debido a la fuerte estacionalidad ambiental, los organismos del suelo desarrollan ciertos mecanismos de adaptación. Así, las lombrices que son particularmente sensibles a la disminución de la cobertura vegetal y a las modificaciones del clima ante condiciones desfavorables de temperatura y humedad, descienden hasta 80 cm de profundidad, donde

permanecen enrolladas en cámaras de estivación; mientras que otras combinan la diapausa facultativa y la producción de capullos al final de la época lluviosa (**Motalib y Rida, 1993 y Decaens et al., 2001**).

En el análisis químico efectuado al suelo de este pastizal (tabla 31) se encontró que los contenidos de materia orgánica y nitrógeno fueron mayores en el horizonte de 0-10 cm, lo cual pudo haber favorecido también la elevada actividad biológica en este estrato.

Estos resultados coinciden con los de **Barros et al. (2004)** y **Araujo-Vergara (2000)** quienes señalaron que el contenido de materia orgánica, el estatus nutricional, el pH y también la textura del suelo, pueden determinar la composición, la abundancia y la biomasa de las comunidades edáficas.

Tabla 31. Composición química del suelo del pastizal de *P. maximum*.

Profundidad	Nitrógeno (%)	Fósforo (ppm)	Ca (cmol kg ⁻¹)	Mg (cmol kg ⁻¹)	pH	Materia orgánica (%)
0-10	0,19 ^a	57,24	2,26	0,21	5,416	3,68 ^a
10-20	0,17 ^b	56,66	2,47	0,22	5,30	3,16 ^b
20-30	0,16 ^c	56,88	2,40	0,22	5,27	3,05 ^b
ES±	0,005 ^{**}	2,75	0,07	0,02	0,07	0,12 ^{**}

a,b,c Medias con letras diferentes por columna difieren a $p < 0,05$ (Duncan, 1955)

** $p < 0,01$

Lavelle (2000) indicó que las variaciones locales del contenido de materia orgánica influyen en la distribución de los animales edáficos. **Hendrix et al. (1992)** obtuvieron una correlación positiva entre el número de lombrices y el contenido de materia orgánica en diversos ecosistemas; mientras que **Lavelle et al. (1994)** destacaron que el pH fue el factor determinante en las características de las comunidades de invertebrados y señalaron la dominancia de artrópodos epígeos en suelos con pH neutro.

IV.3.2 Sistema silvopastoril de *Panicum maximum* cv. Likoni-*Leucaena leucocephala* cv. Cunningham

El estudio de las comunidades de la macrofauna edáfica en el sistema silvopastoril evidenció una gran cantidad de ejemplares. La composición taxonómica de estas comunidades (tabla 32) describe un total de 2 443 individuos agrupados en tres Phylum, siete clases, 11 órdenes, 16 familias, 14 géneros y 15 especies.

En las clases Oligochaeta e Insecta se registró la mayor cantidad de organismos, (30,29 y 28,81%, respecto al total, respectivamente). Dentro de la primera, el orden Dictyoptera fue el más representado con la presencia de la especie *Pycnocelus surinamensis*, y en la segunda, la especie endógena mesohúmica *Polypheretina elongata* fue la mejor representada dentro del orden Haplotaenida. Según **Fragoso y Rojas (2001)** esta especie es común en la mayoría de los ambientes tropicales de todo el mundo y se caracteriza por una gran plasticidad ecológica, que le permite proliferar en ambientes perturbados. Además, la clase Diplopoda representó el 14,06% del total de especies y *Leptogoniulus soromus* fue la más representada.

De las 15 especies determinadas, el 90% presenta un extenso ámbito de distribución geográfica y de hábitat; mientras el 10% restante está representado por especies endémicas de Cuba. La alta proporción de especies de amplia distribución colectadas en este sistema coincide con los registros realizados por **Rodríguez et al. (2002)**, **Sánchez y Crespo (2005)** y **Cabrera (2006)** en los sistemas con características similares a este.

La mayor presencia de especies como las lombrices, los coleópteros y los diplópodos, resulta de vital importancia, pues son consideradas dentro de la macrofauna edáfica como activos consumidores de materia orgánica (**Velásquez et al., 2004**).

De un total de 11 órdenes de invertebrados colectados, ocho de ellos estuvieron presentes también en el estudio de descomposición de la hojarasca.

La comunidad estuvo constituida por 69,71% de organismos epígeos y 30,29% endógenos. El predominio de organismos epígeos, fundamentalmente detritívoros, resulta un factor de gran

importancia en la estabilidad y el mejoramiento de la fertilidad del suelo y la productividad de los cultivos, pues constituye el pasaje obligatorio de la materia orgánica en los ecosistemas (**Vannier, 1985**) y aumenta notablemente su velocidad de descomposición.

En los ecosistemas donde hay una mayor protección y cobertura del suelo, y existe un mayor aporte de hojarasca, como es el caso de los sistemas silvopastoriles, las comunidades del suelo están dominadas por la fauna epígea (**Brussaard et al., 1996**).

Por su parte, los organismos endógeos estuvieron representados por las lombrices de tierra y el 100% de las especies son mesohúmicas, que se alimentan del suelo dentro de los 10-20 cm superiores (**Lavelle et al. 1994**), y son excavadores activos que pueden fortalecer la formación de bioporos y de agregados estables en este (**Anderson e Ingram, 1993**).

El comportamiento de la densidad y la biomasa de la macrofauna, así como la temperatura y la humedad del suelo se muestran en la tabla 33. Como se aprecia, la actividad de invertebrados fue significativamente mayor en la época de lluvia, tanto en densidad como en biomasa, donde también se presentan la temperatura y la humedad más altas.

Este comportamiento estacional de la macrofauna del suelo, fue señalado también por numerosos autores, pues estos organismos son muy sensibles a los cambios de humedad y temperatura entre las diferentes épocas (**Cabrera, 2003; Decaens et al. 2004 y Lok, 2005**), aunque es importante señalar que estos indicadores muestran mejores valores en sistemas con árboles, lo cual influye de forma positiva en la fauna del suelo.

Sánchez y Milera (2002), al evaluar la dinámica de la macrofauna en pastizales de gramíneas después de la introducción de las leguminosas arbóreas *Leucaena leucocephala* y *Albizia lebbek*, concluyeron que los árboles en el pastizal determinaron un notable aumento de la diversidad de estos organismos.

Rodríguez et al. (2002) encontraron que la siembra de *Leucaena leucocephala* en pastizales del país influyó en las comunidades de la macrofauna en el suelo, que incrementaron su densidad desde 36,28 individuos m⁻² (área sin *L. leucocephala*) hasta 181,28 individuos m⁻² (área con *L. leucocephala*), y su biomasa de 11,89 g m⁻² a 41,49 g m⁻², lo cual estuvo asociado con la calidad de la hojarasca aportada por la leguminosa.

Tabla 32. Composición taxonómica y funcional de la macrofauna del suelo en el pastizal silvopastoril.

Phylum Subphylum*	Clase	Orden Suborden*	Familia Sufamilia*	Género	Especie	Grupo trófico	Categoría ecológica	No. de individuos		
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Scarabaeidae Melolonthinae*	Phyllophaga	<i>Phyllophaga</i> sp.	Detritívoro	Epigea	200		
				<i>Ataenius</i>	<i>Ataenius</i> sp.	Detritívoro	Epigea	9		
			Elateridae	-	-	Herbívoro	Epigea	20		
				Orthoptera	Blaberidae	<i>Pycnocelus</i>	<i>Pycnocelus</i> . <i>surinamensis</i>	Detritívoro	Epigea	400
					Grillidae	-	-	Herbívoro	Epigea	27
				Lepidoptera	Noctuidae	-	-	Herbívoro	Epigea	48
			Chilopoda	Scolopendromorpha	Cryptopidae Cryptopinae*	<i>Neuportia</i>	<i>Neuportia</i> sp.	Depredador	Epigea	5
			Diplopoda	Spirobolida	Trigoniulidae	<i>Leptogoniulus</i>	<i>Leptogoniulus</i> <i>sorormus</i>	Detritívoro	Epigea	270
				Polydesmida	Paradoxomatidae	<i>Condromorpha</i>	<i>Condromorpha</i> <i>xantrotricha</i>	Detritívoro	Epigea	59
			Aracnida	Araneae	Gnaphosidae	-	-	Depredador	Epigea	248

(-) No determinado

Tabla 32. (Continuación).

Phylum Subphylum*	Clase	Orden Suborden*	Familia Sufamilia*	Género	Especie	Grupo trófico	Categoría ecológica	No. de individuos
Arthropoda	Malacostraca			<i>Venezillo</i>	<i>Venezillo</i> sp.	Detritívoro	Epigea	80
Crustacea*		Isopoda	Armadillidae	<i>Cubaris</i>	<i>Cubaria murina</i>	Detritívoro	Epigea	36
		Oniscoidea*	Trachelipidae	<i>Nagarus</i>	<i>Nagarus</i> sp.	Detritívoro	Epigea	120
Mollusca	Gastropoda		Bradybaenidae	<i>Bradybaena</i>	<i>B. similaris</i>	Detritívoro	Epigea	82
		Stylommatophora	Subulinidae	<i>Subulina</i>	<i>S. octona</i>	Detritívoro	Epigea	70
		Soleolifera	Veronicellidae	<i>Veronicella</i>	<i>V. cubenses</i>	Herbívoro	Epigea	29
			Megascolecidae	<i>Polypheretina</i>	<i>Polypheretina elongata</i>	Detritívoro (Geófago)	Endógea	520
		Haplotaxida			<i>Onychochaeta elegans</i>	Detritívoro (Geófago)	mesohúmica Endógea mesohúmica	33
Annelida	Oligochaeta	Lumbricina*	Glossoscolecidae	<i>Onychochaeta</i>	<i>Onychochaeta windlei</i>		Endógea mesohúmica	187

Tabla 33. Comportamiento de los diferentes indicadores bióticos y abióticos en el suelo.

Indicador	Época lluvia	Época de seca	EE ±
Densidad, Individuos/m ²	14,12 ^a (220,31)	9,50 ^b (101,35)	0,4500***
Biomasa, g/m ²	38,66 ^a	20,66 ^b	2,1940***
Temperatura del suelo, (°C)	23,59 ^b	18,67 ^a	0,0920***
Humedad del suelo, %	22,54 ^a	21,76 ^b	0,0619***

a,b Medias con letras diferentes por filas difieren a $p < 0,05$ (Duncan, 1955)

() Medias originales *** $p < 0,001$

Cabrera (2006), al valorar diferentes manejos agroecológicos empleados en sistemas ganaderos, llegó a la conclusión de que la alternativa de asociar gramíneas con leguminosas herbáceas o arbóreas favorece el establecimiento de las comunidades de la macrofauna, y señaló que la presencia de la leguminosa arbórea *L. leucocephala* posibilitó que las comunidades de invertebrados edáficos fueran 1,8 veces más altas respecto a pastizal de gramínea.

Los índices ecológicos del suelo indican que el sistema silvopastoril garantiza una favorable diversidad biológica de los organismos pertenecientes a la macrofauna, pues el índice de Shannon, con valores superiores a 1 en ambas épocas, así lo demostró (tabla 34). Este valor supera a lo encontrado en sistemas de monocultivo de gramíneas y debe estar relacionado con el mayor espectro alimenticio, a partir de la variabilidad florística y la calidad de la hojarasca (principal fuente de alimento de la fauna) y del microclima que propicia el sistema, el cual favorece la fauna del suelo.

Tabla 34. Comportamiento de los índices ecológicos del suelo en el sistema silvopastoril

Índice ecológico	Época de lluvia	EE±	Época de seca	EE±
Índice de Shannon, H	1,07	0,006	1,04	0,006
Índice de Riqueza, R	19	0,0001	19	0,0001
Índice de Uniformidad ,e	0,84	0,005	0,81	0,005

Los organismos que aportaron más a la densidad y a la biomasa en la época de lluvia fueron los oligoquetos, con valores promedio de 589 individuos m^{-2} y 131,46 $g m^{-2}$, respectivamente; mientras que en la época de seca estos individuos tuvieron un mayor peso y la densidad no difirió de la de otros organismos, como los isópodos, ortópteros, dermápteros, diplópodos y coleópteros (figura 14).

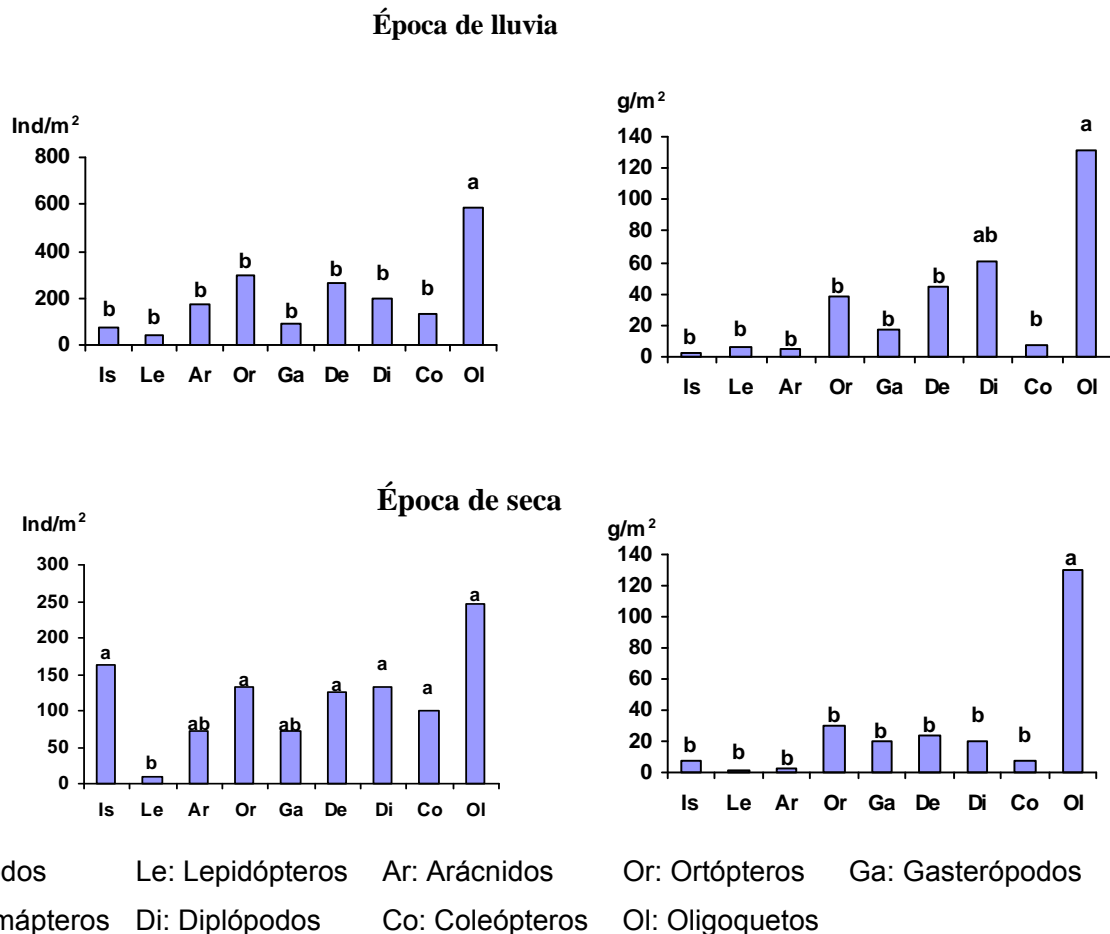


Figura 14. Densidad y biomasa de la macrofauna edáfica en el pastizal de *P. maximum-L. leucocephala*.

Según **Beare et al. (1995)** la biodiversidad de organismos del suelo es importante para mantener las numerosas y complejas interacciones entre dichos organismos y su contribución al ciclo biogeoquímico.

Decaens et al. (2001) encontraron que la introducción de leguminosas herbáceas en los pastizales de gramíneas incrementó las densidades de diferentes organismos pertenecientes a la macrofauna y en especial de las lombrices, que aumentaron su biomasa de 4,8 a 51, 1 $g m^{-2}$.

El estudio de la distribución vertical de la macrofauna del suelo en este sistema para cada estación del año, mostró diferencias significativas entre los estratos. Así, en la época de lluvia (tabla 35) la densidad varió de 108,53 individuos m⁻² en la capa de hojarasca a 5,69 individuos m⁻² en la profundidad de 20-30 cm y la biomasa mostró similar comportamiento. La temperatura y la humedad del suelo difirieron entre los estratos, aunque este último indicador presentó menos variación.

Tabla 35. Temperatura, humedad, densidad y biomasa de la macrofauna en los diferentes estratos del suelo en la época de lluvia.

Indicador	Estrato				EE±
	Hojarasca	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm	
Densidad (Individuos m ⁻²)	9,63 ^a (108,53)	7,11 ^b (59,72)	5,48 ^c (36,41)	3,29 ^d (5,69)	0,28***
Biomasa (g m ⁻²)	16,01 ^a	9,49 ^b	8,72 ^b	4,40 ^c	0,90***
Temperatura (°C)	24,20 ^a	24,06 ^a	23,97 ^{ab}	23,72 ^b	0,09***
Humedad suelo (%)		22,32 ^b	22,55 ^{ab}	22,76 ^a	0,08***

a,b,c,d Medias con letras diferentes por filas difieren a p< 0,05 (Duncan, 1955)

() Medias originales *** p<0,001

Por su parte, en la época de seca (tabla 36) la densidad y la biomasa de la macrofauna fueron mayores en los primeros estratos. La temperatura no mostró diferencias entre los estratos y la humedad tuvo un comportamiento similar a lo encontrado en la época de lluvia, aunque con valores más bajos.

Este comportamiento puede deberse a la interacción de varios factores relacionados con: a) el ambiente que propician en la rizosfera la introducción de árboles en el sistema (**Alonso, 2004 y Lok, 2005**); b) la existencia de una mayor cantidad de raíces de las gramíneas y de los árboles en los primeros 20 cm (**Crespo y Fraga, 2006 y Giraldo et. al., 2006**) que estimulan la actividad biológica (**Kolmans y Vásquez, 1996**); y c) la presencia de alimentos de alta calidad para la fauna, debido a la mezcla de hojarasca proveniente del pasto base y de la arbórea (**Alfarado et al., 2001; Licona et al., 2004 y Lok, 2005**).

Tabla 36. Temperatura, humedad, densidad y biomasa de la macrofauna en los diferentes estratos del suelo en la época de seca.

Indicador	Estrato				EE±
	Hojarasca	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm	
Densidad (Individuos m ⁻²)	5,29 ^a (38,61)	5,60 ^a (37,15)	3,35 ^b (18,61)	1,71 ^c (7,01)	0,28 ^{***}
Biomasa (g m ⁻²)	5,23 ^b	7,92 ^a	4,26 ^{bc}	3,29 ^c	0,64 ^{***}
Temperatura (°C)	19,09	18,89	18,84	18,75	0,24
Humedad suelo (%)		21,59 ^b	21,85 ^{ab}	22,07 ^a	0,11 ^{***}

a,b,c Medias con letras diferentes por filas difieren a $p < 0,05$ (Duncan, 1955)

() Medias originales

*** $p < 0,001$

Fragoso et al. (1999) plantearon, además, que la distribución vertical de las fuentes de alimento utilizadas en el suelo por la macrofauna, promueve la estratificación de sus comunidades. En los trópicos estas explotan el espectro completo de las fuentes disponibles a lo largo del perfil del suelo, donde habitan desde los horizontes más profundos, con bajos contenidos de materia orgánica, hasta la hojarasca en la superficie.

La mayor actividad biológica del suelo en los primeros estratos del perfil parece corresponderse con los mayores indicadores de fertilidad que presentan dichos estratos (tabla 37), donde el contenido de nitrógeno fue significativamente mayor en la capa de 0-10 cm.

Tabla 37. Composición química del suelo del sistema silvopastoril.

Profundidad	Nitrogeno (%)	Fósforo (ppm)	Ca (ccmol kg ⁻¹)	Mg (ccmol kg ⁻¹)	pH	Materia orgánica (%)
0-10	0,22 ^a	76,34	2,85	0,22	6,65	4,53
10-20	0,18 ^b	66,56	2,88	0,26	6,77	4,12
20-30	0,17 ^b	71,19	2,70	0,23	6,64	4,06
EE±	0,008 ^{**}	5,65	0,08	0,0017	0,12	0,16

a,b,c Medias con letras diferentes por columnas difieren a $p < 0,05$ (Duncan, 1955)

** $p < 0,01$

Los mecanismos a través de los cuales los árboles de los sistemas silvopastoriles contribuyen al mejoramiento de la fertilidad de los suelos incluyen: la fijación de nitrógeno (dada principalmente por las leguminosas); el reciclaje de nutrientes (deposición y descomposición de hojarasca); el bombeo y la mejora en la eficiencia del uso de nutrientes; el mantenimiento de la materia orgánica y el control de la erosión. El efecto de este conjunto de mecanismos provoca mejoras en la productividad del suelo, y en ocasiones puede ser tan fuerte que sobrepasa las pérdidas en rendimiento de la pastura, ocasionadas por el sombreadamiento. **(Serrao y Toledo, 1996; Schroth, 2003 y Alonso et al., 2005).**

Según **Lok (2005)** un suelo con adecuados tenores de materia orgánica tendrá mejor agregación y tenderá a ser menos denso, lo que permite un mejor desarrollo y penetración de las raíces, mejores tasas de infiltración y estimulación de la acción de la fauna edáfica, todo lo cual se manifiesta en la mayor calidad del suelo **(Betancourt et al., 2005).**

Hernández y Sánchez (2006), al evaluar el comportamiento de diferentes indicadores químicos y biológicos de un amplio número de unidades pecuarias en la zona occidental de Cuba, encontraron que la introducción de los árboles en los pastizales contribuyó a incrementar la densidad y la biomasa de los individuos pertenecientes a la macrofauna del suelo, lo que influyó en su contenido de nutrientes. Después de 10 años de explotación, el suelo en los sistemas silvopastoriles presentó un mayor contenido de materia orgánica en comparación con el monocultivo de gramíneas. Similares resultados reportaron también **Dueñas et al. (2006).**

Los resultados ponen de manifiesto la importancia que representa el mantenimiento de la leguminosa arbórea en el pastizal para incrementar la producción de hojarasca y la mayor presencia de la fauna en el suelo, lo cual, junto con el aporte comprobado de N a través de la fijación biológica, podría acelerar el proceso de reciclaje de nutrientes en los pastizales de gramíneas puras.

CAPÍTULO V. CONSIDERACIONES FINALES

En los últimos años cobra cada vez más fuerza la visión agroecológica del manejo de los pastizales, con énfasis en la búsqueda de conocimiento más acertado acerca de la relación suelo-planta-animal y el funcionamiento sostenible de los ecosistemas ganaderos, basado en la diversidad biológica.

El manejo agroecológico de los pastizales exige, entre otros aspectos, un conocimiento adecuado sobre los procesos de acumulación y descomposición de la hojarasca producida por las diferentes especies de pastos presentes en los ecosistemas, así como la relación de dichos procesos con los factores bióticos y abióticos que los caracterizan. Ello incluye el efecto del clima, la vegetación, el suelo y la comunidad de organismos descomponedores.

La presente investigación muestra resultados importantes que resaltan las complejas interacciones existentes entre los factores bióticos y abióticos presentes en el sistema, los cuales contribuyen al reciclaje de los nutrientes.

De los sistemas estudiados, el silvopastoril permitió la mayor acumulación de hojarasca, como consecuencia de la presencia de los árboles. La hojarasca de la guinea en este sistema superó en 1,28 veces lo obtenido en el sistema de gramíneas en monocultivo.

La menor acumulación de hojarasca de la gramínea en ambos sistemas en el período junio-diciembre pudiera explicarse por el hecho de que en dicha etapa este pasto produce el mayor desarrollo vegetativo, influido por las temperaturas más altas y las abundantes precipitaciones, con una menor senescencia de su follaje. Por otro lado, el efecto que ocasiona la presencia de abundantes lluvias en el lavado de los compuestos más lábiles presentes en la hojarasca y la acción de los organismos detritívoros y descomponedores, pudieran haber influido también.

El proceso de descomposición de la hojarasca mostró un patrón similar en ambos sistemas de pastizales. Se pudieron definir dos etapas de descomposición: una durante los primeros 30 días, caracterizada por una rápida pérdida de peso, y la segunda etapa de descomposición más lenta.

La velocidad de descomposición varió entre los sistemas, y fue más intensa en el sistema silvopastoril que en el monocultivo de gramíneas. Entre las especies evaluadas, la velocidad varió en el siguiente orden: *L. leucocephala* mayor que *P. maximum* en el sistema silvopastoril mayor que *P. maximum* en el sistema de monocultivo. La presencia de la leucaena en el sistema silvopastoril desempeñó un papel determinante en la intensidad y calidad de descomposición de la hojarasca, debido a las interacciones benéficas que propició en el sistema; estas se manifiestan, según la literatura, a través de: el nitrógeno fijado, un aumento del reciclaje de nutrientes por el retorno al suelo de hojas, frutos, ramas de las plantas y las heces y la orina de los animales; y la mejora en la estructura del suelo, a través del aporte que hacen las raíces de los árboles en cuanto a materia orgánica, aireación e infiltración de las lluvias, entre otros aspectos.

El porcentaje de hojarasca remanente de la guinea a los 210 días en el presente sistema silvopastoril fue mucho menor que lo encontrado para esta misma especie en el sistema de monocultivo (45,3% del peso inicial), lo cual puede estar asociado al favorable microclima que se crea en el primer sistema por la presencia de los árboles, que favorece la actividad de organismos descomponedores.

Las condiciones más favorables de temperatura y humedad del suelo en el sistema silvopastoril, favorecieron el establecimiento de individuos de la macrofauna edáfica en una cifra superior a 2,82 veces respecto a la encontrada en el sistema de monocultivo. Los valores superiores de densidad y biomasa de individuos, el predominio de anélidos, así como los mejores índices de diversidad, riqueza y uniformidad en el sistema silvopastoril, son elementos que sugieren que la presencia de leguminosas arbóreas en los pastizales de gramíneas permite potenciar la actividad biológica del suelo y garantizar una mayor estabilidad.

Los organismos del suelo aportan una serie de funciones fundamentales para la sostenibilidad de todos los ecosistemas. La macrofauna constituye el grupo de animales del suelo de mayor efecto sobre sus propiedades, puesto que interviene no solamente en los procesos de desintegración y distribución de los restos orgánicos, sino que también modifica su estructura mediante la formación de macroporos y agregados. Estos servicios son decisivos para el funcionamiento de los ecosistemas naturales y constituyen un importante recurso para la gestión sostenible de los sistemas agrícolas.

El estudio del componente suelo, y especialmente de los organismos que en él habita, resultan un aspecto esencial en esta tesis, de ahí que la identificación taxonómica de la macrofauna edáfica, así como de la fauna asociada al proceso de descomposición de la hojarasca en pastizales constituyen resultados relevantes en el conocimiento holístico de estos sistemas.

A pesar que en la literatura se discute ampliamente el efecto de los factores del clima en los procesos de acumulación y descomposición de la hojarasca, los resultados de la presente tesis permiten demostrar, desde el punto de vista matemático, cómo los factores climáticos inciden en ambos procesos en dos sistemas de producción animal ampliamente utilizados en el trópico.

La relevancia y el enfoque de lo que hasta aquí se ha planteado, relacionado con la producción y descomposición de la hojarasca y su relación con los factores del clima y los organismos del suelo, están implícitamente expresados en la hipótesis y objetivo de esta tesis, vinculados con las potencialidades que presentan estos dos sistemas de producción animal.

No obstante, existen aspectos que deben ser profundizados, que no fueron objeto de estudio de esta tesis y que permitirán un análisis más integral de estos procesos, dentro de los que se encuentran el estudio de otros organismos que participan en el proceso de descomposición de la hojarasca en pastizales (mesofauna y microorganismos), así como el papel que desempeña esta fauna descomponedora en los cambios químicos que ocurren en la hojarasca durante su proceso de descomposición.

CAPÍTULO VI. CONCLUSIONES

1. En ambos pastizales la guinea acumuló una menor cantidad de hojarasca durante el período junio-diciembre, etapa en la que se produce su mayor desarrollo vegetativo. En la leucaena la mayor producción de hojarasca ocurre en el período de diciembre a enero, asociada con la caída natural de sus hojas que se produce por efecto de las temperaturas más bajas y la escasa humedad en el suelo.
2. En el sistema silvopastoril la hojarasca de leucaena representó el mayor porcentaje de peso dentro de la producción total, con un contenido más alto de nitrógeno y de calcio que el de la hojarasca del estrato herbáceo.
3. En la guinea la lluvia fue el factor climático que mayor correlación negativa presentó con la producción de hojarasca en ambos sistemas, y en la leucaena la mayor correlación negativa se encontró con la temperatura mínima.
4. En cada pastizal se presentó diferente un patrón de descomposición de la hojarasca. Entre las especies presentes la velocidad varió en el siguiente orden: leucaena mayor que guinea en el sistema silvopastoril mayor que pastizal de guinea.
5. La composición química de la hojarasca en cada pastizal influyó y varió durante su proceso de descomposición.
6. Es posible explicar el proceso de descomposición de la hojarasca en ambos pastizales a partir de la acción conjunta de la temperatura, la humedad relativa y la precipitación.
7. La presencia de una diversa y estable fauna asociada a las bolsas influyó en el proceso de descomposición de la hojarasca. Los organismos que mayor presencia mostraron fueron los isópodos de forma general.
8. Las lombrices, constituyeron los organismos más numerosos en los pastizales, con predominio de la especie *Polypheretina elongata* en el sistema silvopastoril y *Onychochaeta elegans* en el pastizal de monocultivo.
9. Los valores superiores de densidad y biomasa de individuos, el predominio de los oligoquetos, así como los mejores índices de diversidad, riqueza y uniformidad en el sistema silvopastoril, indican que la presencia de la leucaena en el pastizal de gramínea permite potenciar la actividad biológica del suelo y garantizar la estabilidad del sistema.

CAPÍTULO VII. RECOMENDACIONES

1. Proponer la introducción de árboles leguminosos en pastizales de gramíneas como vía para lograr producciones de hojarasca de diferente naturaleza que favorezcan la sincronía entre los procesos de nutrientes fácilmente disponibles y el contenido de humus del suelo.
2. Tener en cuenta la influencia conjunta de la temperatura, humedad relativa y precipitaciones para desarrollar modelos múltiples lineales con la finalidad de explicar el proceso de descomposición en diversos sistemas de pastizales en el país
3. Ampliar las investigaciones relacionadas con la producción de hojarasca y los procesos de descomposición en otras especies arbustivas y herbáceas de interés en la ganadería y continuar investigaciones que permitan esclarecer las relaciones entre la biota del suelo y la presente en las diferentes fases de descomposición de la hojarasca en los pastizales.
4. Divulgar e incorporar los resultados de la presente tesis en la investigación, la docencia y la producción.

NOVEDAD CIENTÍFICA

1. El estudio de la acumulación y descomposición de la hojarasca de leucaena en el pastizal constituye la primera investigación que se realiza en Cuba.
2. Se determina, por primera vez en Cuba, la relación entre algunos factores del clima y la descomposición de la hojarasca de guinea y leucaena en pastizales.
3. Por primera vez en el país, se ofrece resultados acerca de los organismos que aparecen en las diferentes fases de descomposición de la hojarasca de guinea y leucaena en pastizales.
4. Se realiza, por primera vez en el país, la determinación de diversos indicadores químicos de la hojarasca de guinea y leucaena durante las diferentes etapas de descomposición en el pastizal.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

1. Academia de Ciencias de Cuba. 1989. Nuevo Atlas Nacional de Cuba. Instituto Cubano de Geodesia y Cartografía. La Habana, Cuba. p. 41.
2. Aceñolaza, P.G y Gallardo, J.F. 1995. Influencia de la edad del bosque en la evolución de la perdida de peso seco en hojarasca de *Alnus acuminata* en alisedas de la provincia de Tucuman (Argentina). *Investigación Agraria. Sistemas y Recursos Forestales*. 4: 177.
3. Aerts R. 1997. Climate, leaf litter chemistry and leaf-litter decomposition in terrestrial ecosystems- a triangular relationship. *Oikos* 79:439.
4. Aerts R y De Caluwe H. 1997. Nutritional and plant mediated controls on leaf litter decomposition of *Carex* species. *Ecology* 78: 244-260.
5. Alegre, J.; Pashanasi; B; Arévalo, L. y Palm, C. 2001. Efecto del manejo del suelo sobre las propiedades biológicas del suelo en los trópicos húmedos del Perú. XV Congreso Latinoamericano y V Cubano de la Ciencia del Suelo. Centro de Convenciones Plaza América, Varadero, Cuba. Boletín 4. p. 60.
6. Alfarado, E.; Alvarado, A. y Chaverri, A. 2001. Cambios edáficos asociados a tres etapas sucesionales de bosque tropical seco en Guanacaste, Costa Rica. *Agronomía Costarricense* 25: 7.
7. Alonso, J. 2004. Factores que intervienen en la producción de biomasa durante el manejo del sistema silvopastoril *Leucaena* (*Leucaena leucocephala* cv. Perú) y guinea (*P. maximum*). Tesis Dr. Cs. Agríc. Instituto de Ciencia Animal. La Habana, Cuba. p.120.
8. Alonso, J.; Febles, G.; Rodríguez; I.; Achang, G. y Fraga, S. 2005. Efectos de la evolución de un sistema leucaena-guinea en la macrofauna del suelo. *Rev. Cubana Cienc. Agríc.* 39:85.
9. Altieri, M.A. 1997. Agroecología. Bases científicas para una agricultura sostenible. Consorcio Latino Americano sobre Agroecología y Desarrollo (CLADES). La Habana, Cuba 249 p.
10. Álvarez-Sánchez, J y Guevara, S. 1993. Litterfall dynamics in a Mexican lowland tropical rain forest. *Trop. Ecol.* 34: 127.
11. Anderson J.M e Ingram, J. (Eds). 1993. Tropical soil biology and fertility. A handbook of methods. 2nd edition. CAB International. Wallingford, UK. 221p.

12. Anderson, J.M y Flanagan, P. 1989. Biological processes regulating organic matter dynamics in tropical soils. In: Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems. (Eds D.C Coleman, G.M Oades y G. Uehara). University of Hawaii Press. Honolulu, Hawaii. p 97.
13. AOAC. 1995. Official methods of analysis. Ass. Off. Agric. Chem. Washington, D.C
14. Araujo-Vergara, Y.M. 2000. Oligoquetos Sob Adição de Liteira e sua Relação com a disponibilidade de nitrogênio em solos de Capoeira na Amazônia Central. Dissertação de Mestrado. INPA/FUA. Manaus, AM 88 p.
15. Arguello, H.; Kass, D. y Bermudez, W. 1987. Nutrient release from prunnings of *Gliricidia sepium*. In: *Gliricidia sepium* (Jacq) Walp: Management and improvement. Proceedings of a Workshop held at CATIE. Turrialba, Costa Rica. NFTA Special Publication 87-01, p. 73
16. Attignon, S.E.; Weibel, D.; Lachat, T.; Sensin, B.; Nagel, P. y Peveling, R. 2004. Leaf litter breakdown in natural and plantation forest of the Lama forest reserve in Benin. *Applied Soil Ecology* 27:109
17. Ayres, E.; Dromph, K.M y Bardgett, R.D. 2006. Do plant species encourage soil biota that specialise in the rapid decomposition of their litter?. En: <http://www.elsevier.com/locate/soilbio>. [Fecha de consulta 21 de Junio 2007]
18. Badejo, M.A.; Nathaniel, T.H y Tian, G. 1998. Abundance of springtails (Collembola) under four agroforestry trees species with contrasting litter quality. *Biology and Fertility of Soil*. 27:15
19. Barajas-Guzmán, G. y Álvarez-Sánchez, J. 2003. The relationships between litter fauna and rates of litter decomposition in a tropical rain forest. *Applied Soil Ecology* 24:91
20. Bardgett, R.D. y Shine, A. 1999 Linkages between plant litter diversity, soil microbial biomass and ecosystem functioning temperate grasslands. *Soil Biology & Biochemistry* 31:317
21. Bardgett, R.D y Walker, L.R. 2004. Impact of coloniser plant species on the development of decomposer microbial communities following deglaciation. *Soil Biology & Biochemistry* 36: 555
22. Barros, E.; Grimaldi, M.; Sarrazin, M.; Chauvel, A.; Mitja, D.; Desjardins, T.y Lavelle, P. 2004. Soil physical degradation and changes in macrofaunal communities in Central Amazon. *Appl. Soil Ecol.* 26: 157.

23. Bartlett, M.S. 1937. Properties of sufficiency and statistical test. Proceedings of the Royal Society of London, Sr. A 160:268.
24. Bastardie, F y Capowiez, Y. 2004. Análisis of earthworm behavior: putting ecological types to tes. XIV Internacional Colloquium on Soil Zoology and Ecology. Functional groups and valuation as indicators of soil fauna. Abstracts. p. 236.
25. Beare, M.H., Coleman, D.C., Crossley, D.A., Hendrix, P.F. y Odum, E.P. 1995. A hierarchical approach to evaluating the significance of soil biodiversity to biogeochemical cycling. Plant and Soil. 5:170.
26. Begon, M., Haper, J.L. y Townsend, C.R. 1988. Ecología: individuos, poblaciones y comunidades. Ediciones Omega. Barcelona, España. 886 p
27. Belsky, A.J. 1992. Effects of trees on nutritional quality of understory gramineus forage in tropical savannas. Tropical Grasslands. 12:26
28. Berg, B. 2000. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. *Forest Ecology and Management*. 13:133
29. Berg, B. y Laskowski, R. 2005. Litter decomposition: A guide to carbon and nutrient turnover. Edise B. Berg y R. Laskowski. Academic Press 448 p
30. Betancourt, P.; González, J.; Figueroa, B. y González, F. 2005. Organic matter and soil characterization during restoration processes with cover crop on temperate areas of México. Disponible en: <http://www.chapingo.mx/terra/contenido/art139148.pdf>. (Fecha de consulta: 21/6/06).
31. Binkley, D. 1986. Forest nutrition management. John Wiley & Sons, New York.290 p.
32. Boddey, R.M.; Macedo, R.; Tarré, R.M.; Ferreira, E.; Oliveira, O.C.; Rezende, C.; Cantauritti, R.B.; Pereira, J.M.; Alves, B.J. y Urquiaga, S. 2004. Nitrogen cycling in *Brachiaria* Pastures: the key to understanding the process of pasture decline. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 103:389
33. Borror, D.J y De Long, D.M. &Triplehorn, Ch. A. 1976. An introduction to the study of insects. 4º Ed. New York, Holt, Rinchort and Winston. 892 p, New York. 852 p.
34. Brinkhurst, R.O. y Jamieson, B.G.M. 1972. Aquatic Oligochaeta of the world (Oliver y Boyd, Eds.). Universidad de Toronto, Edinburgh. 860 p.
35. Brinson, M.M. 1977. Decomposition and nutrient exchange of litter in an alluvial swamp forest. *Ecology*. 58:601

36. Brown, S.; Anderson, J.M.; Wooster, P.L.; Swift, M.J. y Barrios, E. 1994. Soil biological processes in tropical ecosystems. In: The Biological management of tropical soil fertility. Edise P.L. Wooster and M. J. Swift. TSBF. p 120.
37. Bruce, R.C. y Ebershon J.P. 1982. Litter measurements in two grazed pastures in south-east Queensland. *Tropical Grasslands*. 16:180.
38. Brusaard, L.; Behan-Pelletier, V.; Bignell, D.; Brown, V.; Didden, W.; Folgarait, P.; Fragoso, C.; Freckman, D.; Gupta, V.S.R.; Hattori, S.T.; Hawksworth, D.L.; Klopatek, C.; Lavelle, P.; Malloch, D.; Rusek, J.; Söderström, B.; Tiedje, J. y Virginia, R. 1997. Biodiversity and Ecosystem functioning in Soil. *Ambio*. 26:563.
39. Brusca, A. y Brusca, M. 1990. Invertebrates. Sinauer Associates, Sunderland, London, 922 p
40. Brusaard, M., Lavelle, Patrick y Laurent, J. 1996. Digestion of a vertisol by the endogeic earthworms *Polypheretina elongata*, *Megascolecidae*, increases soil phosphate extractibility. *European Journal of Soil Biology*. 32:107
41. Buck, C., Langmaack, M. y Schrader, St. 2000. Influence of mulch and soil compaction on earthworm cast properties *Applied Soil Ecology* 14: 223.
42. Burges, A. y Raw, F. 1971. *Biología del suelo*. Ediciones Omega, S.A. Barcelona, España. 596 p.
43. Bustamante, J. 1991. Evaluación de comportamiento de ocho gramíneas forrajeras asociadas con poró (*Erythrina poeppigiana*) y solas. Tesis M. Sc. Turrialba, Costa Rica. pp. 131 .
44. Cabrera, G. de la C. 2003. Caracterización de la macrofauna del suelo en áreas con manejo agroecológico de Cangrejeras, la Habana, Cuba. Tesis en opción al Título Académico de Master en Ecología y Sistemática Aplicada. Instituto de Ecología y Sistemática, Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente, Ciudad de la Habana, Cuba , 36 p.
45. Cabrera, G de la C. 2006. La macrofauna edáfica en la valoración de manejos agroecológicos empleados en sistemas ganaderos en la Habana, Cuba. Resúmenes IV Congreso Latinoamericano de Agroforestería para la producción pecuaria sostenible. III Simposio sobre sistemas silvopastoriles para la producción ganadera sostenible. Centro de Convenciones "Plaza América", Varadero, Cuba. p 104

46. Caldentey, J., Ibarra, M. y Hernández, J. (2001). Litter fluxes and decomposition in *Nothofagus pumilio* stands in the region of Magallanes, Chile. *Forest Ecology and Management* 148: 145.
47. Carvalho, M. M., Freitas, V. P. y Andrade, A. C. 1995. Crescimento inicial de cinco gramíneas tropicais em um sub-bosque de angico-vermelho (*Anadenanthera macrocarpa* Benth.). *Pasturas Tropicales* 17: 24.
48. Carvalho, M.M., Freitas, V.P., Almeida, D.S. y Villaca, H.A. 1994. Efeito de árvores isoladas sobre a disponibilidade e composição química da forragem de pastagens de braquiária. *Revista da Sociedade Brasileira de Zootecnia*, Viçosa, 23: 709.
49. Córdova, C., Sepúlveda, V. y Barrandeguey, M. 2004. Calidad del suelo forestal a través de la respiración del suelo. XVI Congreso Latinoamericano y XII Congreso Colombiano de la Ciencia del Suelo. Cartagena de Indias, Colombia, p 154
50. Cotrufo, M. F., Drake, B. y Ehleringer, J. R. 2005. Palatability trials on hardwood leaf litter grown under elevated CO₂: a stable carbon isotope study. *Soil Biology & Biochemistry* 37: 1105.
51. Crespo, G. y Fraga, S. 2002. Nota técnica acerca del aporte de hojarasca y nutrientes al suelo por las especies *Cajanus cajan* (L) Millsp y *Albizia lebbek* (L). Benth en sistemas silvopastoriles. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola*. 36: 397.
52. Crespo, G. y Fraga, S. 2006. Avances en el conocimiento del reciclaje de los nutrientes en sistemas silvopastoriles. IV Congreso Latinoamericano de Agroforestería para la producción pecuaria sostenible. III Simposio sobre sistemas silvopastoriles para la producción ganadera sostenible. Centro de Convenciones "Plaza América", Varadero, Cuba. p 104.
53. Crespo, G., Lok, S y Rodríguez, I. 2004. Producción de hojarasca y retorno de N, P y K en dos pastizales que difieren en la composición de especies. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola*. 38: 97.
54. Crespo, G., Ortiz, J., Pérez, A. A. y Fraga, S. 2001. Tasas de acumulación, descomposición y NPK liberados por la hojarasca de leguminosas perennes. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola*, 35: 39
55. Crespo, G. y Pérez, A.A. 1999. Significado de la hojarasca en el reciclaje de los nutrientes en los pastizales permanentes. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola* 33:349

56. Crespo, G., Rodríguez, I., Ortiz, J., Torres, V. y Cabrera, C. 2005. El reciclaje de los nutrientes en el sistema suelo-planta-animal. Una contribución al conocimiento científico en Cuba. Editado por: Gustavo Crespo López e Idalmis Rodríguez García. Instituto de Ciencia Animal, La Habana, Cuba. 86 p
57. Da Veiga, J., Alves, C.P., Marques, L.C. y da Veiga, D.F. 2001. Sistemas silvopastoris na Amazônia Oriental. En: Sistemas agroforestais pecuarios, opções de sustentabilidades para áreas tropicais e subtropicais. EMBRAPA, Brasil. p. 41-76.
58. Decaëns, T.; Jiménez, J.J.; Barros, E., Chauvel, A., Blanchart, E, Fragoso, C y Lavelle, P. 2004. Soil macrofaunal communities in permanent pastures derived from tropical forest or savanna. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 103: 301
59. Decaens, T., Lavelle, P., Jimenez, J.J, Escobar, G., Rippstein, G., Schneidmadl, J.; Sanz, J.J., Hoyos, P. y Thomas, R.J. 2001. Impacto del manejo de la tierra en la macrofauna del suelo en los Llanos Orientales de Colombia. En: Juan J. Jiménez y Richard J. Thomas (Eds). *Natures Plow: Soil Macroinvertebrate communities in the Neotropical Savannas of Colombia* CIAT, Capitulo 21 Cali, Colombia. P. 19.
60. Díaz Filho, M. 2003. Degradacao de Pastagens Processos, causas e estrategias de Recuperacao. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuaria. EMBRAPA. Amazonia Oriental. Ministerio de Agricultura Pecuaria e abastecimiento. Belén, Brasil. p.62.
61. Didden, W. y Marinissen, J. 1994. Effect of oligochaete worms on soil aggregates and implication for organic matter dynamics. 15th World Congress of Soil Science. Vol. 4a: Commission III: Symposia. Acapulco, México. p. 92
62. Didden, W., Marinissen, J., Vreeken-Buijs, M., Burgers, S., de Fluiter, R., Geurs, M.y Brussaard, L.1994. Soil meso- and macrofauna in two agricultural systems: factors affecting population dynamics and evaluation of their role in carbon and nitrogen dynamics. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 51: 171.
63. Donoso, C. 1993. Producción de semillas y hojarasca de las especies del tipo forestal alerce (*Fitzroya cupressoides*) de la Cordillera de la Costa de Valdivia, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 66: 53.
64. Dormaar, J.F. y Carefoot, J.M. 1996. Implications of crop residue management and conservation tillage on soil organic matter. *Canadian Journal of Plant Science* 76:627.
65. Dueñas, G., Rodríguez, N., Irigoyen, H., Muñoz, R., Hernández, M y Pascual, J. 2006. Manejo sostenible de suelos dedicados a la ganadería en la provincia La Habana. VI Congreso de la Sociedad. Cubana de la Ciencia del Suelo. La Habana. CD-ROM.

66. Duncan, D.B. 1955. Múltiple range and multiple F test. *Biometrics* 11:1.
67. Edmonds, R.L. y Thomas, T.B. 1995. Decomposition and nutrient release from green needles of western hemlock and Pacific silver fir in an old-growth temperate rain forests, Olympic National Park Washington. *Can. J. For. Res.* 25:1049
68. Farrell, J.G. y Altieri, M.A. 1997. Sistemas agroforestales. En: *Agroecología. Bases científicas para una agricultura sustentable.* (Editor: Miguel Altieri). CLADES. La Habana, Cuba. p. 163
69. Febles, G., Ruíz, T.E. y Simón, L. 1995. Consideraciones acerca de la integración de los sistemas silvopastoriles a la ganadería tropical y subtropical. Seminario Científico Internacional XXX Aniversario del ICA. La Habana. p. 55
70. Feijoo, A., Zúñiga, M.C., Quintero, H. y Lavelle, P. 2007. Relaciones entre el uso de la tierra y las comunidades de lombrices en la cuenca del río La Vieja, Colombia. *Pastos y Forrajes* 30: 235
71. Feijoo, M. A., Buitrago, A., Calderon P.A., Gil, D.; Zúñiga, M.C. & Camargo, J.C. 2004. Quantifying Soil macroinvertebrates under different land use systems in Colombia. 2nd International Symposium on Silvopastoral Systems. Edited by L.T. Mannelje, L. Ramirez, M. Ibrahim, C. Sandoval, N. Ojeda y J. Ku. Universidad Autónoma de Yucatán. Yucatán, México. p. 88.
72. Fioretto, A., Di Nardo, C., Papa, E. y Fuggi, A. 2005. Lignin and cellulose degradation and nitrogen dynamics during decomposition of three leaf litter species in a Mediterranean ecosystem. *Soil Biology & Biochemistry* 37: 1083
73. Fragoso, C. y Rojas, P. 2001. Hacia un manejo integrado de la macrofauna del suelo en México: Los ingenieros del ecosistema. XV Congreso Latinoamericano y V Cubano de la Ciencia del Suelo. Centro de Convenciones Plaza América, Varadero, Cuba. Boletín 4. p. 61.
74. Fragoso, C., Lavelle, P., Blanchart, E., Senapati, B.K., Jimenez, J.J., Martínez, M.A., Decaens, T. & Tondoh, J. 1999. Earthworm communities of tropical agroecosystems: origin, structure and influence of management practices. In: *Earthworm Management in Tropical Agroecosystems.* Eds. P. Lavelle, L. Brussaard and P. Hendrix, CAB-I, Wallingford. p 87.
75. Franklin, E., Magnusson, W.E. y Luizao, F.J. 2005. Relative effects of biotic and abiotic factors on the composition of soil invertebrate communities in an Amazonian savanna. *Applied Soil Ecology* 29: 259

76. Friday, J.B. y Friday, K.S. 1990. Production of foliar biomass in hedgerows in the Philippines. *Leucaena Research Reports*, 11:115
77. Fuente, de la J.A. 1994. *Zoología de Artrópodo*. Ed Interamericana-McGraw-Hill. España, 805 p.
78. Gartner, T.B.y Cardon, Z.G. 2004. Decomposition dynamics in mixed-species leaf litter. *Oikos* 104:230.
79. Geoffroy, J.J. 2004. Structure and spatio temporal long-term change in the diplopod soil community of a oak-hornbean forest ecosystem. *Soil Biodiversity*. XIV Internacional Colloquium on Soil Zoology and Ecology. Abstracts. Université de Roun-Mont Saiint Aigan, France. p.30.
80. Giller, K.E., Beare, M.H., Lavelle, P., Izac, A.M.N.y Swift, M.J.,1997. Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function. *Appl. Soil Ecol.*6: 3.
81. Giraldo, L. A. 1995. Efecto de tres densidades de árboles en el potencial forrajero de un sistema silvopastoril natural. En: Seminario Internacional "Sistemas Silvopastoriles: Casos exitosos y su potencial en Colombia". Memorias. Nov. 27- Dic. 1. Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural, Colombia. p. 57
82. Giraldo, L.A., Zapata, M y Montoya, E. 2006. Estimación de la captura y flujo de carbono en silvopastoreo de *Acacia mangium* asociada con *Brachiaria dyctioneura* en Colombia. IV Congreso Latinoamericano de Agroforestería para la producción pecuaria sostenible. III Simposio sobre sistemas silvopastoriles para la producción ganadera sostenible. Centro de Convenciones "Plaza América", Varadero, Cuba. p 97.
83. González, I.M. y Gallardo, J.F.1995. El efecto de la hojarasca: una revisión En: *Anales de Edafología y Agrobiología*. Centro de Edafología y Biología Aplicada. Salamanca, España. pp. 86.
84. Guodao, L., Houming, J., Yinen, X y Huaxian, H. 1994. Development of *Leucaena* in China. In: *Leucaena: Oportunities and Limitations*. Editors: H.M. Shelton, C.M Pigginn and J.L. Brewbaker. Australian Centre for Internacional Agriculture Researrrch, Australia, p. 177.
85. Guerra, C.W.; Cabrera, A. y Fernández, L. 2003. Criterios para la selección de modelos estadísticos en la investigación en la investigación científica. *Rev. Cubana Cienc. Agríc.* 73:3.

86. Hassink, J., Neutel, A. M. y de Ruiter, P. C. 1994. C and N mineralization in sandy and loamy grass land soils: the role of microbes and microfauna. *Soil Biology and Biochemistry* 26: 1565.
87. Hendrix, P.A., Mueller, B.R., Bruce, R.R., Langdale, G.W. y Parmelee, R.W. 1992. Abundance and distribution of earthworms in relation to landscape factors on the Georgia Piedmont, USA. *Soil Biol. Biochem.*, 24:1357.
88. Hendrix, P.F., Crossley, D.A., Blair, J.M. y Coleman, D.C. 1990. Soil biota as components of sustainable agroecosystems. Soil and Water Conservation Society. Ankeny, Iowa. p.637.
89. Hernández, A., Pérez, J. M., Bosch, D., Rivero, L., Camacho, E., Ruíz, J., Salgado, E. J., Marsán, R., Obregón, A., Torres, J. M., González de la Torre, J. E., Orellana, R., Paneque, J., Nápoles, P., Fuentes, E., Duran, J. L., Peña, J., Cid, G., Ponce de León, D., Hernández, M., Frometa, E., Fernández, L., Carcés, N., Morales, M., Suárez, E., Martínez, E. y Ruíz de León, J. M. 1999. Nueva versión de la clasificación genética de los suelos de Cuba. Ministerio de la Agricultura. La Habana. p. 26
90. Hernández, M y Sánchez, S. 2006. Evolución de la composición química y la macrofauna edáfica en sistemas silvopastoriles. IV Congreso Latinoamericano de Agroforestería para la producción pecuaria sostenible. III Simposio sobre sistemas silvopastoriles para la producción ganadera sostenible. Centro de Convenciones "Plaza América", Varadero, Cuba. p 107
91. Herrera, R.S. 1981. Influencia del fertilizante nitrogenado y la edad del rebrote en la calidad del pasto Bermuda cruzada (*Cynodon dactylon* vc Coast cross 1). Tesis de Doctor en Ciencias. Instituto de Ciencia Animal, La Habana, Cuba. p. 145.
92. Hoffman, P.L., Sgolovatch, S.I., Adis, J. y de Morais, J.W. 1996. Practical keys to the orders and families of millipedes of the Neotropical region (Myriapoda: Diplopoda), Amazonia, XLV (1/2): p 1
93. Holzer, W. y Kriechbaum, M. 2001. Pasture in south and central Tibet (China). II. Probable causes of pasture-degradation. *Bodenkultur*: 52.
94. Huhta, V., Haimi, J. y Setälä, H. 1994. Soil fauna promote nutrient cycling-experimental evidence using simulated coniferous forest floor. 15th World Congress of Soil Science. Vol 4a: Commission III: Symposia. Acapulco, México. p. 76.

95. Hunter, M. D., Adl, S., Pringle, C. M. y Coleman, D.C. 2003. Relative effects of macroinvertebrates and habitat on the chemistry of litter during decomposition. *Pedobiología* 47:101.
96. Ibrahim, M .A. 1994. Compatibility, persistence and productivity of grass-legume mixtures for sustainable animal production in the Atlantic Zone of Costa Rica. Thesis Ph. D. Wageningen Agricultural University. Wageningen, Holanda, p.129
97. Ibrahim, M. y Mora, J. 2006. Potencialidades de los sistemas silvopastoriles para la generación de servicios. En: Memorias de la conferencia electrónica “Potencialidades de los sistemas silvopastoriles para la generación de servicios ambientales”. (Eds. M. Ibrahim, J. Mora y M. Rosales). CATIE. Turrialba, Costa Rica. P. 10.
98. Ibrahim, M., Villanueva, C., Casasola, F y Rojas, J. 2006. Sistema silvopastoriles como una herramienta para el mejoramiento de la productividad y restauración de la integridad ecológica de paisajes ganaderos. Memorias. IV Congreso Latinoamericano de Agroforestería para la producción pecuaria sostenible. III Simposio sobre sistemas silvopastoriles para la producción ganadera sostenible. [cd-rom].
99. Iglesias, J.M., Castillo, E., Valdés, L.R., Simón, L., Hernández, C.A, Hernández, D., Ruiz, T.E. y Hernández, I. 2006. Sistema de pastoreo para el engorde bovino. En: Recursos forrajeros, herbáceos y arbóreos. (Ed. Milagros de la C.). Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala, p. 386.
100. InfoStat. 2001. Software estadístico. Manual de usuario. Versión 1. Córdoba, Argentina.
101. Isaac, S. R. y Naird, M. A. 2005. Biodegradation of leaf litter in the warm humid tropics of Kerala, India. *Soil Biology & Biochemistry* 37: 1656.
102. Jamaludhee, V. y Kumar, M.B. 1999. Litter of multipurpose tree in Kerala, India: Variations in the amount, quality, decay rates and the release of nutrients. *Forest Ecology and Management* 115:1
103. Jansson, P.E. y Berg, B. 1985. Temporal variation of litter decomposition in relation to simulated soil climate. Long term decomposition in a Scots pine forest V. *Can. J. Bot.* 63: 1008.
104. Jarvis, S.C. 1993. Nitrogen cycling and losses from dairy farms. *Soil Use and Management*. 9:99.

105. Jiménez, J.J. y Decaëns, T. 2004. The impact of soil organisms on soil functioning under neotropical pastures: a case study of a tropical anecic earthworm species. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 103:329.
106. Kass, B.T, Grime, H.y Lawson, T. 1985. The development of alley cropping as a promising agroforestry technology. In: *Agroforestry: a Decade of Development*. International Center for Research on Agroforestry. H.A. Stepler, P.K. Nair (eds.). Nairobi p. 227.
107. Keenan, R.J., Prescott, C.E. y Kimmins, J.P. 1995. Litter production and nutrient resorption in wester red cedar and wester hemlock forest on northern Vancouver Island, British Columbia. *Can.J.For.Res.* 25: 1850.
108. King, K. L. y Hutchinson, K.J. 1992. Microarthropods and nutrient transfer from pasture litter. *Proceedings 6th Australian Society of Agronomy Conference Armidale*. p .362.
109. Kolmans, E. y Vásquez, D. 1996. *Manual de Agricultura Ecológica. Una introducción a los principios básicos y su aplicación*. Maela-SIMAS. Nicaragua. 222 p.
110. Kononova, M.M. 1975. Humus of virgin and cultivated soils. En *Soil components* Vol. I, Ed. J.E. Gieseking. Nueva York, Springer-Verlag. p. 475.
111. Lamela, L., Castillo, E., Iglesias, J. y Pérez, A. 2005. Principales avances de la introducción de los sistemas silvopastoriles en las condiciones de producción en Cuba. *Pastos y Forrajes* 28: 47.
112. Langmaack, M., Schrader, S., Rapp-Bernhardt, U. y Kotzke, E. 1999. Quantitative analysis of earthworm burrow systems with respect to biological soil-structure regeneration after soil compaction. *Biol. Fertil. Soils*. 28:219.
113. Laurance, W.F.,Albernaz, A.K., Schroth, G., Fearnside, P.M., Bergen, S., Venticinque, E.M. y da Costa, C. 2002. Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon. *Journal of Biogeography* 29: 737.
114. Lavelle, P. 1997. Faunal activities and soil processes: Adaptive strategies that determine ecosystem function. *Adv. Ecol. Res*, 24:9.
115. Lavelle, P. 2000. Ecological challenges for soil science. *Soil Science*, 165:73
116. Lavelle, P., Blanchart, E., Martin, A., Spain, A.V. y Martin, S. 1992. Impact of soil fauna on the properties of soils in the Humid Tropics. En: *Myths and Science of Soils of the Tropics*, Soil Science Society, Special Publication 29: 157.
117. Lavelle, P., Dangerfiel, M., Fragoso, C., Eschebrenner, V.y López-Hernández, D. 1994. The relationship between soil macrofauna and tropical soil fertility. In: *The*

- Biological Management of Tropical Soil Fertility. Edited by P.L. Woomer and M. J. Swift. TSBF p 137.
118. Lavelle, P. 1994. Faunal activities and soil processes: Adaptive strategies that determine ecosystems function. 15th World Congress of Soil Science. Vol. 1: Inaugural and state of the art conferences. Acapulco, México. p. 189.
119. Lavelle, P. y Martin, Agnes. 1992. Small scale and large scale effects of endogeic earthworms on soil organic matter dynamics in soils of the humid tropics. *Soil Biol. Biochem.* 24 :1491.
120. Lee, K.E y Pankhurst, C.E. 1992. Soil Organism and sustainable Productivity. *Aust.J.Soil Res* 30:855.
121. Libreros, H., Benavides, J., Kass, D. y Pezo, D. 1994. Productividad de una plantación asociada de poró (*Erythrina poeppigiana*) y king grass (*Pennisetum purpureum* x *P. typhoides*). II. Movilización de minerales. En: Árboles y arbustos forrajeros en América Central. (Ed. J.E. Benavides). Serie Técnica. Informe Técnico No. 236. CATIE. Turrialba, Costa Rica. Vol. 2, p. 475.
122. Licona, A., Gutierrez, M.C. y Ortiz, C.A. 2004. Estructura del suelo en el sistema agroforestal café-plátano y árboles de sombra en Veracruz, México. XVI Congreso Latinoamericano y XII Congreso Colombiano de la Ciencia del Suelo. Cartagena de Indias, Colombia, p. 124.
123. Liu W., Fox J.E.D. y Xu, Z. 2000. Leaf litter decomposition of canopy trees, bamboo and moss in a montane moist evergreen broad-leaved forest on Ailao Mountain, Yunnan, south-west China. *Ecol. Res.* 15:435.
124. Lobo, J.M. y Veiga, C.M. 1990. Interés ecológico y económico de la fauna coprófaga en pastos de uso ganadero. *Ecología.* 4:313.
125. Lok, S. 2005. Estudio y selección de indicadores de la estabilidad en el sistema suelo-planta de pastizales en explotación. Tesis presentada en opción al grado de Doctor en Ciencias Agrícolas. Instituto de Ciencia Animal, La Habana, 130 p.
126. Lok, S., Crespo, G., Frómeta, E. y Fraga, S. 2006. Estudio de indicadores de estabilidad del pasto y el suelo en un sistema silvopastoril en novillas lecheras. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola.* 40: 229.
127. Luizao, F.J., Tapia-Coral, S.C., Barros, E.y Wandelli, E.V. 2001. Relación entre la diversidad encima y dentro del suelo de sistemas agroforestales en la Amazonía

- Central. XV Congreso Latinoamericano y V Cubano de la Ciencia del Suelo. Centro de Convenciones Plaza América, Varadero, Cuba. Boletín 4 p 60.
128. Maity, S.K.y Joy, V.C.1999. Impact nutritional chemical compounds of leaf litter on detritivore soil arthropod fauna, *Journal of Ecobiology* 11: 193.
129. Martin, A. E. 1995. Reciclado de bioelementos a través de la hojarasca en ecosistemas forestales de la Sierra de Gata. Sistema Central Español. Universidad de Salamanca. Facultad de Ciencias Químicas .
130. Martin, A. y P. Lavelle, 1992. Effect of soil organic matter quality on its assimilation by millsonia anomala, a tropical geophagous earthworm. *Soil Biology and Biochemistry* 24: 1535.
131. Martius, C., Höfer, H., García, M.V.B., Römbke, J. y Hanagarth, W. 2004. Litter fall, litter stocks and decomposition rates in rainforest and agroforestry sites in central Amazonia. En: Nutrient Cycling in Agroecosystems Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands. 137 p.
132. Matic, Z., Negrea, S.T. y Martínez, C.F. 1977. Recherches sur les Chilopodes hypogés de Cuba. En: Résultats des expéditions biospéologiques Cubano-Roumaines á Cuba (T. Orghidan, A. Núñez Jiménez, V. Decou, S.T. Negrea y N.V. Bayés eds), 40 p.
133. Mazzarino M., Szott, L. y 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.
134. Mctierman, K. B., Couteaux, M.M., Berg, B., Berg, M. P., Calvo de Ant, R., Gallardo, A., Kratzs, W., Piussi, P., Remade, J. y Virzo de Santo, A. 2003. Changes in chemical composition of Pinus silvestris needle litter during decomposition along a European coniferous forest climatic transect. [Http:// www.elsevier.com/locate/soibio](http://www.elsevier.com/locate/soibio). Fecha de consulta: 21 de Junio 2007.
135. Melillo, J. M., Aber, J. D. y Muratore, J.F. 1982. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology* 63:621.
136. Menéndez L. 1988. Dinámica de la producción de hojarasca. R. Herrera *et al.* (eds.), Ecología de los bosques siempreverdes de la Sierra del Rosario, Cuba. Montevideo, ROSTLAC: 213.
137. Mesa, A. y Suárez, O. 1986. Los suelos ganaderos de Cuba. En: Los pastos en Cuba. Tomo I, Producción. EDICA, La Habana, Cuba. p. 48.

138. Mikola, J., Yeates, G.W., Wardle, D.A., Barker, G.M. y Bonner, K.I. 2002. Response of soil food-web structure to defoliation of different plant species combinations in an experimental grassland community, *Soil Biology and Biochemistry* 33. 205.
139. Milera, M., Hernández, D., Lamela, L., Senra, A., López, O. y Martín, G. 2006. Sistemas de producción de leche. En: Recursos forrajeros, herbáceos y arbóreos. (Ed. Milera, M. C.). Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala, p. 341.
140. Moldenke, A.R., Baumeister, N., Estrada-Venegas, E. y Wernz, J. 1994. Linkages between soil biodiversity and above-ground plant performance. 15th World Congress of Soil Science. Vol. 4a: Commission III: Symposia. Acapulco, México. p. 186.
141. Motalib, A. y Rida, A. 1994. Los gusanos de tierra y el medio ambiente. *Mundo Científico*. 146:408.
142. Mtambanengwe, F. y Kirchmann, H. 1995. Litter from a tropical savanna woodland (Miombo): Chemical composition and C and N mineralization. *Soil Biol. Biochem.* 27: 1639.
143. Murgueitio, E. 2003. Investigación participativa en sistemas silvopastoriles integrados: La experiencia de CIPAV en Colombia. Taller Internacional Ganadería Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente. La Habana, Cuba. p. 207.
144. Murgueitio, E., Cuellar, P., Ibrahim, M., Gobb, J., Cuartas, C.A., Naranjo, J.F., Zapata, A., Mejías, C.E.; Zuluaga, A.F. y Casasola, F. 2006. Adopción de sistemas agroforestales pecuarioS. *Pastos y Forrajes* 29: 365.
145. Muys, C., Lust, N. y Granval, P.H. 1992. Effects of grassland afforestation with different tree species on earthworm communities litter decomposition and nutriente status. *Soil Biol, Biochem.* 24:12.
146. Mwiinga, R.D, Kwesiga, F.R. y Kamara, Ch, S. 1994. Decomposition of leaves of six multipurpose tree species in Chipata, Zambia. *Forest Ecology and Management* 64: 209.
147. Natarajan, K. y Paliwal, K. 1995. Photosynthesis by *Leucaena leucocephala* during water stress. *Nitrogen Fixing Tree Research Reports* 13: 79.
148. Odum, E.P. 1989. Ecología. Tercera edición. Edición Revolucionaria. La Habana, Cuba. p. 400 .
149. Oniani, O. G. 1964. Determinación del fósforo y potasio del suelo en una misma solución de los suelos Krasnozen y Podsólicos en Georgia. *Agrojima* 6: 25.

150. Opperman, M., Wood, M., Harris, P. y Cherrett, C. 1993. Nematode and nitrate dynamics in soils treated with cattle slurry. *Soil Biology and Biochemistry* 25: 19.
151. Ortiz, J. 1999. Modelación y simulación del reciclaje de N, P y K en sistemas de pastoreo vacuno. Tesis presentada en opción al grado de Doctor en Ciencias Agrícolas. Instituto de Ciencia Animal, La Habana, 120 p.
152. Ouédraogo, E., Mando, A. y Brussaard, L. 2004. Soil macrofaunal-mediated organic resource disappearance in semi-arid West Africa. *Applied Soil Ecology* 27:259.
153. Ovalle, C. y Avendaño, J. 1984. Utilización silvopastoral del espinal. II Influencia del espinol (Acacia caven (Mol.) Hook et Arn.) sobre algunos elementos del medio. *Agricultura Técnica* 44: 353.
154. Owen-Smith, N. y Novellie, P. 1982. What should a clever ungulate eat? *The American Naturalist* 119: 151.
155. Palm, C., Swift, M. y Barois, Isabelle. 2001. Un enfoque integrado para el manejo biológico de los suelos. XV Congreso Latinoamericano y V Cubano de la Ciencia del Suelo. Centro de Convenciones Plaza América, Varadero, Cuba. Boletín 4 p 60.
156. Palm, C.A. y Sánchez, P.A. 1991. Nitrogen release from the leaves of some tropical legumes affected by their lignin and polyphenolic contents. *Soil Biology and Biochemistry*. 23:83.
157. Paneque, V. 1965. Manual de práctica de suelos. Universidad de la Habana.
158. Pérez, C., Armesto J. J. y Ruthsatz, B. 1991. Descomposición de hojas, biomasa de raíces y características de los suelos en bosques mixtos de coníferas y especies laurifolias en el Parque Nacional Chiloé, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 64: 479.
159. Pérez-Asso, A.R. 1995. A new millipede genus of the family Chelodermidae ((Diplopoda: Polydesmida) from Cuba. *Insecta Mundi*, 9:171.
160. Pérez-Asso, A.R. 1996. The genus *Nesobulus* (Diplopoda: Spirobolidae: Rhinocricidae) in Cuba. *Insecta Mundi*, 10: 1.
161. Pérez-Asso, A.R. 1998. Revisión y nuevas especies del género (Diplopoda: Spirobolidae) en la Isla de Cuba. *Caribbean Journal of Science*, 34:67.
162. Pezo, D.A. e Ibrahim, M. 1999. Módulo de Enseñanza Agroforestal No 2. Sistemas Silvopastoriles. Segunda Edición. CATIE, Costa Rica. p. 83.
163. Pomareda, C. y Steinfeld, H. 2000. Intensificación de la ganadería en Centroamérica: beneficios económicos y ambientales. San José, CR, CATIE-FAO-SIDE.p. 334.

164. Porazinska, D.L., Bardgett, R.D., Blaauw, M.B., Hunt, W., Parsons, A.N., Seastedt, T.R. y Wall, D., 2003. Relationships at the aboveground– belowground interface: plants, soil biota, and soil processes. *Ecological Monographs* 73: 377.
165. Preston, C.M. y Trofymow, J.A. 2000. Variability in litter quality and its relationship to litter decay in Canadian forests. *Canadian Journal of Botany* 78: 1269.
166. Prieto, D. y Rodríguez, C. 2001. Fauna edáfica asociada a la hojarasca de la caña de azúcar en la etapa inicial de su descomposición. XV Congreso Latinoamericano y V Cubano de la Ciencia del Suelo. Centro de Convenciones Plaza América, Varadero, Cuba. *Boletín* 4 p 68.
167. Rebollo, S. y Gómez-Sal, A. 2003. Aprovechamiento sostenible de los pastizales. *Ecosistemas* 2003/3 <http://www.aeet.org/ecosistemas/033/investigacion7.htm>.
Fecha de consulta: 29 de Junio del 2007
168. Reinés, M. 1998. Lombricultura. Alternativa del desarrollo sustentable. Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Las Agujas. Zapopán, México. 36 p.
169. Reinoso, M. 2001. Sistemas Silvopastoriles: Una opción agroecológica para la ganadería. I Simposio Internacional sobre Ganadería Agroecológica. SIGA. Instituto de Investigaciones de Pastos y Forrajes, La Habana, Cuba. p 26
170. Reynolds, B.C. y Hunter, M.D. 2001. Responses of soil respiration, soil nutrients, and litter decomposition to inputs from canopy herbivores. *Soil Biology & Biochemistry* 33:1641-1652.
171. Rezende, C.P., Cantarutti, R.B., Braga, J.M., Gomide, J.A., Pereira, J.M., Ferreira, E., Tarré, R., Macedo, R., Alves, B.J., Urquiaga, S., Cadisch, G., Giller, K.E., Boddey, R.M. 1999. Litter deposition and disappearance in *Brachiaria* pastures in the Atlantic forest region of the South of Bahia, Brazil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 54:99.
172. Rincón, E.V. 1995. Producción en sistemas silvopastoriles. Heligar Librass, Maracaibo, Venezuela. 185 p.
173. Rivera, E. y Carrasco, G.V. 1991. Estructura trófica de una comunidad de artrópodos epígeos, en un magueyal del Bolsón de Mapimí, Dgo., México (Desierto Chihuahuense). *Acta Zool. Mexicana. Nueva Serie.* 48: 1.
174. Robertson, F.A., Myers, R.J y Saffigna, P.G. 1995. Respiration from soil and litter in a sown perennial grass pasture. *Aust.J.Soill.Res.* 33:167.

175. Rodríguez, Idalmis. 2001. Influencia de las excreciones de vacas lecheras en el agroecosistema de pastizal. Tesis en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Agrícolas. Instituto de Ciencia Animal. La Habana, Cuba. 96 p.
176. Rodríguez, I., Crespo, G., Rodríguez, C., Castillo, E. y Fraga, S. 2002. Comportamiento de la macrofauna del suelo en pastizales con gramíneas naturales puras o intercaladas con *Leucaena* para la ceba de toros. *Rev. cubana Cienc. agríc.* 36:181.
177. Rodríguez, I., Crespo, G., Torres, V., Calero, B., Morales, A., Otero, L., Hernández, L., Fraga, S. Y Santillán, B. 2006. Evaluación integral del complejo suelo-planta-animal en una unidad lechera con silvopastoreo en la provincia La Habana, Cuba. Resúmenes IV Congreso Latinoamericano de Agroforestería para la producción pecuaria sostenible. III Simposio sobre sistemas silvopastoriles para la producción ganadera sostenible. Centro de Convenciones "Plaza América", Varadero, Cuba. p 72.
178. Royston, P. 1982. "An Extension of Shapiro and wilk's test for normality to large samples". *Journal of the Royal Statistical Society: Series C (Applied Statistics)* 31: 115.
179. Ruiz, T.E., Febles, G., Díaz, H. y Díaz, J. 2006. Momento de limpieza en el establecimiento de una asociación de gramíneas con mezclas múltiples de leguminosas rastreras. *Rev. cubana Cienc. Agríc* 40:221.
180. Ruiz, T.E., Febles, G., Jordán, H., y Castillo, E. 2005. Las leguminosas: sus posibilidades para implantar sistemas ganaderos sostenibles. *Rev. Cubana Cienc. Agríc.* 39:501.
181. Sánchez, P.A. y Ara, A.A. 1989. Contribución potencial de las praderas mejoradas a la sostenibilidad de los ecosistemas de sabana y bosque húmedo tropical. En: *Contribución de las pasturas mejoradas a la producción animal en el trópico*. CIAT. Cali, Colombia. Documento de trabajo No. 80, p. 1.
182. Sánchez, S. y Milera, M. 2002. Dinámica de la macrofauna edáfica en la sucesión de un sistema de manejo de gramíneas a un sistema con árboles intercalados en el pasto. *Pastos y Forrajes*.25:189.
183. Sánchez, S., Hernández, M. y Simón, L. 2003. Efecto del sistema silvopastoril en la fertilidad edáfica en unidades lecheras de la empresa Nazareno. *Pastos y Forrajes* 26: 131.

184. Sánchez, S. y Crespo, G. 2005. Estudio de la fauna edáfica bajo un sistema silvopastoril y su relación con los procesos de descomposición de la hojarasca. Memorias. I Congreso Internacional de Producción Animal, III Congreso Internacional sobre Mejoramiento Animal y I Congreso Internacional sobre Ganadería Sostenible [cd-rom].
185. Sánchez, S., Milera, M., Suárez, J. y Alonso, O. 1997. Evolución de la biota del suelo en un sistema de manejo rotacional racional intensivo. *Pastos y Forrajes*. 20:143.
186. Sandhu, J., Sinha, M. y Ambasht, R.S. 1990. Nitrogen release from decomposition litter of *Leucaena leucocephala* in the dry tropics. *Soil. Biol. Biochem.* 22:859.
187. Sandoval, I.E. 2006. Producción de hojarasca y reciclaje de nutrientes de dos especies arbóreas y dos gramíneas en pasturas de Muy, Muy, Nicaragua. Tesis para optar por el grado de Magíster Scientiae en Agroforestería Tropical. CATIE, Turrialba, Costa Rica. p. 160.
188. Santa Regina, I., Rapp, M., Martin, A. y Gallardo, J. 1997. Nutrient release dynamics decomposing leaf litter in two Mediterranean deciduous oak species. *Annals of Forest Science* 54: 747.
189. Saviozzi, A., Scagnozzi, A., Riffaldi, R. y Levi_Minzi, R. 1995. Decomposition of crop residues under laboratory conditions. *Soil Use and Management* 11: 193.
190. Scheu, S. y Poser, G. 1996. The soil macrofauna (Diplopoda, Isopoda, Lumbricidae and Chilopoda) near tree trunks in a beechwood on limestone: indications for Stemflow induced changes in community structure. *Applied Soil Ecology*. 3:115.
191. Schrader, S. y Zhang, H. 1997. Earthworm casting: stabilization or destabilization of soil structure?. *Soil Biol. Biochem.* 29:469.
192. Schroth, G. 2003. Descomposición and nutrient supply from biomass. In *Trees, crops and soil fertility.: Concepts and methods*. Schroth, G;y Sinclair, F.L.eds. Wallingford, Oxon, UK. CABI Publishing. p. 131-159.
193. Senapati, B.K., Panigrahi, P.K. y Lavelle, Patrick. 1994. Macrofauna status and restoration strategy in degraded soil under intensive tea cultivation in India. 15th World Congress of Soil Science. Vol. 4a: Commission III: Symposia. Acapulco, México. p. 64.
194. Serrao, E. A. y Toledo J.M. 1996. The search of sustainability in Amazonian Pastures. En: *Alternatives to deforestation steps to wards sustainable use of Amazonian rain forest*. De A.B. Anderson, New York. p. 19.

195. Setälä, H., Marshall, V.G. y Trofymow, J.A. 1996. Influence of body size of soil fauna on litter decomposition and ^{15}N uptake by poplar in a pot trial. *Soil Biol. Biochem.* 28:1661.
196. Shadler, M. y Brandl, R. 2005. Do invertebrate affect the disappearance rate of litter mixtures?. *Soil Biology and Biochemistry* 37:329.
197. Simón, L. 2006. Experiencias en el proceso de difusión, adaptación y mejora de la tecnología del silvopastoreo racional en Cuba. IV Congreso Latinoamericano de Agroforestería para la producción pecuaria sostenible. III Simposio sobre sistemas silvopastoriles para la producción ganadera sostenible. Centro de Convenciones "Plaza América", Varadero, Cuba.
198. Simón, L., Hernández, I. y Ojeda, F. 2005. Protagonismo de los árboles en los sistemas silvopastoriles. En: El silvopastoreo: Un nuevo concepto de pastizal. Editado por Leonel Simón Guelmes. Editorial Universitaria. Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala. p. 19.
199. Sims, R.W. 1980. A classification and the distribution of earthworms suborden Lumbricina (Haplotaxida: Oligochaeta). *Bull. Br. Mus.Nat. Hist. Zool*, 39:103.
200. Singh, K.P. 1969. Studies in decomposition of leaf litter of important trees of tropical deciduous forest at Varanasi. *Trop. Ecol.*, 20: 292.
201. Smettem, R.J. 1992. The relation of earthworm to soil hydraulic properties. *Soil Biol Biochem.* 24:1539.
202. Smith, V. C y Bradford, M.A. 2003. Litter quality impacts on grassland litter decomposition are differently dependent on soil fauna across time. *Applied Soil Ecology* 24: 197.
203. Snymana, H.A y du Preezb, C.C. 2005. Rangeland degradation in a semi-arid South Africa. II. Influence of soil quality. *J. Arid Environments* 60:483.
204. Socarrás, A.A. 1998. La vida del suelo. Un indicador de su fertilidad. *Agricultura Orgánica*. Abril, p. 12.
205. Solórzano, N., Arends, E. y Escalante, E. 1998. Efectos del Saman (*Samanea saman* (Jacq.) Merrill) sobre la fertilidad del suelo en un pastizal de (*Cynodon nlemfuensis* Vanderyst) en Portuguesa. *Revista Forestal Venezolana* 42:149.
206. Steubing, L., Godoy, R. y Alberdi, M. 2001. *Métodos de Ecología Vegetal*. Santiago: Editorial Universitaria S.A. Santiago, Chile. 350 p

207. Stork, N. E. y P. Eggleton, 1992. Invertebrates as determinants and indicators of soil quality. *Am. J. Altern. Agric.*, 7: 38 .
208. Suárez, J., Pérez, A., Lamela, L., Simón, L. y Esperance, M. 2006. La difusión y adopción de tecnologías. En: Recursos forrajeros, herbáceos y arbóreos. (Ed. Milera, M.C.). Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala, p 435.
209. Tate, R.L. 1987. *Soil Organic Matter: Biological and ecological effects*. John Wiley and Sons. New York. p. 291.
210. Thomas, R. J. y Asakzwa, M. M. 1993. Decomposition of leaf litter from tropical forage grasses and legumes. *Soil Biol. Biochem.* 25: 1351.
211. Thomas, R.J. 1992. The role of the legume in the nitrogen cycle of productive and sustainable pastures. *Grass and Forage Science.* 47: 133.
212. Tian, G., Brussaard, L. y Kang, B.T.. 1993. Biological effects of plant residues with contrasting chemical compositions under humid tropical conditions: Effect on soil fauna. *Soil Biol. Biochem.* 5:731.
213. Tian, G., Olimah, J.A., Adeoye, G.O. y Kang, B.T. 2000. Regeneration of earthworm populations in a degraded soil by natural and planted fallows under humid tropical conditions. *Soil Science Society of America Journal* 64: 222.
214. Tian, G. 1992. Biological effects of plant residues with contrasting chemical compositions on plant soil under humid tropical conditions. PhD Thesis. Wageningen Agricult. Univers. Printed by Netherlands Grafisch Service.
215. Torres, M.I. 1995. Características físicas, químicas y biológicas en suelos bajo pasturas de *Brachiaria brizantha* sola y en asocio con *Arachis pintoi* después de 4 años de pastoreo en el trópico húmedo de Costa Rica. Tesis M.Sc. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 98 p.
216. Torres, P.A., Abril, A.B. y Bucher, E.H. 2005. Microbial succession in litter decomposition in the semi-arid Chaco woodland *Soil Biology & Biochemistry* 37: 49.
217. Trofymow, J.A., Moore, T., Titus, B., Prescott, C., Morrison, T., Siltanen, M., Smith, S., Fyles, J., Wein, R., Camire, C., Duschene, L., Kozak, L., Kranabetter, M. y Visser, S. 2002. Rates of litter decomposition over 6 years in Canadian forests: influence of litter quality and climate. *Can J For Res.* 32:789.
218. Van Soest, P.J. y Wine, R.H., 1968. Determination of lignin and cellulose in acid-detergent fibre with permanganate. *Journal of the Association of Official Agricultural Chemists* 51: 780.

219. Vanlauwe, B., Sanginga, N. y Merckx, R. 1997. Decomposition of four *Leucaena* y *Senna* prunings in alley cropping systems under sub-humid tropical conditions. The process and its modifiers. *Soil Biol. Biochemistry*. 29: 131.
220. Vannier, G. 1985. Modes de explotación et de partage des ressources alimentaires dans le système saprophages pour les microarthropodes du sol. *Bull. Ecol.* 16: 19.
221. Velásquez, E., Ruiz, N. y Lavelle, P. 2004. Soil macrofauna as indicador of soil quality. XIV International Colloquium on Soil Zoology and Ecology. Session 7. Functional groups and valuation as indicators of soil fauna. p. 231.
222. Vitousek, P. 1984. Litterfall, nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical forests. *Ecology* 65:285.
223. Vitousek, P.M., Turner, D.R., Parton, W.J. & Souford, R.L. 1994. Litter decomposition on the Manua Loa environmental matrix, Hawaii: patterns, mechanisms and models. *Ecology* 75: 418-429.
224. Waring R.H. y Schlesinger W.H. 1985. *Forest Ecosystems: Concepts and Management*. Academic Press, New York.
225. Wencomo, H.B. 2006. Comportamiento de la comunidad vegetal con la inclusión de especies de *Leucaena*. IV Congreso Latinoamericano de Agroforestería para la producción pecuaria sostenible. III Simposio sobre sistemas silvopastoriles para la producción ganadera sostenible. Centro de Convenciones "Plaza América", Varadero, Cuba. p. 21.
226. Wieder, R. y Lang, G. 1982. A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter bags. *Ecology* 63:1636.
227. Wilson, J.R. y Wild, D.W.M. 1991. Improvement of nitrogen nutrition naad grass growth under Shading. In: *Forages for plantation crops*. Shelton H. M y W. W. Stier (eds.). ACIAR. Proceedings No. 32, Camberra, Australia p 77.
228. Wood, T.G. 1974. Field investigations on the decomposition of leaves of *Eucalyptus delegatensis* in relation to environmental factors. *Pedobiol.* 14: 343.
229. Xavier, D.F., Carvalho, M.M., Alvim, M.J. y Gomes, F.T. 2004. Litter and nutrient accumulation by two different tree combination in a silvopastoral systems. 2nd International Symposium on Silvopastoral Systems. (Eds. L. t'Mannetje, L. Ramírez, M. Ibrahim, C. Sandoval, N. Ojeda & J. Ku). Universidad Autónoma. Mérida, Yucatán, México. p. 132.

Referencias bibliográficas

230. Xu, J.M., Tang, C. y Chen, Z.L. 2006. Chemical composition controls residue decomposition in soils differing in initial pH. *Soil Biology & Biochemistry* 38: 544.
231. Yado, R., Salina, J. y Lerma, F. 1996. Manejo de recursos naturales. Universidad Autónoma de Tamaulipas. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootécnica. p. 102.
232. Zimmer, M. y Topp, W. 2002. Species-specific utilization of food sources by sympatric woodlice (Isopoda: Oniscidea), *Journal of Animal Ecology* 69: 1071.