

**EFFECTO DEL USO DEL SUELO SOBRE LA DESCOMPOSICIÓN DE  
HOJARASCA Y GRUPOS FUNCIONALES MICROBIANOS (CUENCA  
DEL RIO LA VIEJA, QUINDÍO)**



**IVONN MARCELA GELVEZ PARDO**

**TRABAJO DE GRADO**

**Presentado como requisito parcial para optar el título de**

**MICROBIÓLOGA AGRÍCOLA Y VETERINARIA**

**PONTIFICIA UNIVERSIDAD JAVERIANA**

**FACULTAD DE CIENCIAS**

**CARRERA DE MICROBIOLOGÍA AGRÍCOLA Y VETERINARIA**

**Bogotá, D.C.**

**Julio, 2008**

**EFFECTO DEL USO DEL SUELO SOBRE LA DESCOMPOSICIÓN DE  
HOJARASCA Y GRUPOS FUNCIONALES MICROBIANOS (CUENCA  
DEL RIO LA VIEJA, QUINDÍO)**

**IVONN MARCELA GELVEZ PARDO**

**APROBADO**

---

**AMANDA VARELA, Ph. D.**

**Directora Trabajo de Grado**

---

**MARGARITA GÓMEZ**

**Jurado**

---

**DAVID GÓMEZ**

**Jurado**

**EFFECTO DEL USO DEL SUELO SOBRE LA DESCOMPOSICIÓN DE  
HOJARASCA Y GRUPOS FUNCIONALES MICROBIANOS (CUENCA  
DEL RIO LA VIEJA, QUINDÍO)**

**IVONN MARCELA GELVEZ PARDO**

**APROBADO**

---

**JANETH ARIAS PALACIOS M.Sc- .Ed**  
**Directora Carreras de Microbiología**

---

**INGRID SCHULER, Ph.D.**  
**Decana Académica**

## **NOTA DE ADVERTENCIA**

“Los conceptos y opiniones emitidos en este trabajo son responsabilidad del autor y no comprometen en nada a la Pontificia Universidad Javeriana”.

Artículo 23 de la Resolución N° 13 de Julio de 1946

*Para Mi Madre y Abuela*

## **AGRADECIMIENTOS**

A Amanda Varela por su colaboración y apoyo en la realización de este trabajo.

A Mauricio Romero por el constante apoyo que me brindó en el transcurso del proyecto.

Al Laboratorio de Ecología de Suelos y Hongos Tropicales (LESYHT), por el apoyo logístico para la realización de este proyecto.

Al Centro de Investigaciones y Estudios en Biodiversidad y Recursos Genéticos (CIEBREG) por el apoyo financiero.

A mi familia por el apoyo y amor que me brindaron siempre.

A mis tíos William, Fernando, Judith y Ana Lucía por creer en mí.

A Sandra Usaquén y Jaime Aguirre por su amistad y disposición de colaboración.

A mis amigos del CIAA Andrés, Luis Alejandro, Sandra y Mayda por su apoyo emocional, amistad y colaboración.

A Karen Muñoz y Héctor Casilimas por su colaboración y disposición.

## TABLA DE CONTENIDO

RESUMEN

SUMMARY

1. INTRODUCCIÓN .....	1
2. MARCO CONCEPTUAL.....	3
2.1. Usos del Suelo .....	3
2.2. Agroecosistemas Cafeteros .....	5
2.3. Descomposición de hojarasca .....	8
3. FORMULACIÓN DEL PROBLEMA.....	19
4. JUSTIFICACIÓN .....	21
5. OBJETIVOS .....	24
5.1. Objetivo general .....	24
5.2. Objetivos específicos.....	24
6. PREGUNTAS, HIPÓTESIS Y PREDICCIONES.....	25
7. MATERIALES Y MÉTODOS .....	26
7.1. Área de estudio .....	26
7.2. Diseño del muestreo .....	28
7.3. Experimento de descomposición.....	28
7.4. Análisis microbiológico .....	30
7.5. Análisis estadístico .....	30
8. RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....	32
9. CONCLUSIONES .....	43
10. RECOMENDACIONES .....	44

11. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	45
12. ANEXOS .....	65



## LISTA DE FIGURAS

**Figura 1.** Esquema del área de estudio y puntos de muestreo localizados en el departamento del Quindío y Valle del Cauca.

**Figura 2.** Promedio  $\pm$  desviación estándar del porcentaje de descomposición de los materiales vegetales de mayor y menor calidad, con (EX) y sin (SE) exclusión de edafofauna en los distintos usos del suelo. A los tres meses (A) y a seis meses (B).

**Figura 3.** Promedio  $\pm$  desviación estándar de la densidad (log UFC/g hojarasca) de los grupos funcionales microbianos (bacterias y hongos celulolíticos y ligninolíticos), con y sin exclusión de edafofauna del cafetal a libre exposición.

## **LISTA DE TABLAS**

**Tabla 1.** Fincas donde realizaron los muestreos en los municipios del departamento del Quindío, uso del suelo vegetal y coordenadas geográficas.

**Tabla 2.** Promedio  $\pm$  desviación estándar del porcentaje de descomposición de los materiales vegetales de menor y mayor calidad, con (C) y sin (S) exclusión de edafofauna a los tres y seis meses de descomposición.

## **LISTA DE ANEXOS**

**Anexo 1.** Medio para aislamiento de bacterias y hongos celulolíticos.

**Anexo 2.** Medio para aislamiento de bacterias y hongos ligninolíticos

## RESUMEN

El objetivo principal de este estudio fue comparar el efecto de tres usos de suelo cafetal a libre exposición, cafetal bajo sombrío y bosque subandino sobre el porcentaje de descomposición y la densidad de grupos funcionales microbianos celulolíticos y ligninolíticos de hojarasca de mayor (*Musae* sp.) y menor calidad (*Clusia* sp.) bajo exclusión y no exclusión de edafofauna. Para tal efecto, en cada uno de los usos del suelo se establecieron tres parcelas y mediante la técnica de bolsas de descomposición, en cada punto se pusieron dos bolsas con exclusión y tres sin exclusión de edafofauna, las cuales fueron recogidas después de tres y seis meses. Con la hojarasca descompuesta se cuantificó la densidad de los grupos funcionales microbianos celulolíticos y ligninolíticos, mediante la técnica diluciones seriadas y siembra en placa profunda. El porcentaje de descomposición se cuantificó por diferencia en la pérdida de peso. Se encontró que el material de mayor calidad (*Musae* sp.) tuvo el mayor porcentaje de descomposición (100%) en los tratamientos con y sin exclusión de edafofauna a los seis meses del experimento en los tres usos del suelo. Mientras el material de menor calidad (*Clusia* sp.) con y sin exclusión de edafofauna presentó el 74 y 73% de descomposición, respectivamente. El material de menor calidad presentó valores de descomposición más bajos en comparación con el material de mayor calidad tanto con exclusión de edafofauna (51%) como sin exclusión (55%). La densidad de los dos grupos funcionales microbianos fue un orden de magnitud mayor en el bosque subandino y no se diferenció entre los dos sistemas de cultivo de café ni entre los tratamientos con y sin exclusión de edafodauna. En conclusión el porcentaje de descomposición de material vegetal con la participación de organismos fragmentadores puede ser usado como indicador de funcionalidad del sistema, y podría definir sistemas de producción sustentables, si se evalúa en otros sistemas de cultivo.

## SUMMARY

The main aim of this research was to compare the effect of three soil uses of coffee plantation under free exposure soil, coffee plantation under shadow soil and sub-Andean forest soil on the decomposition percentage and the density of microbial functional groups cellulolytics and ligninolytics in quality litter of lower (*Musae* sp.) and higher (*Clusia* sp.) under soil fauna exclusion and without exclusion. There were established three plots and in each point it was placed two litterbags with exclusion and three without exclusion of soil fauna which were collected after three and six months. In the decomposed litter was quantified the density of the microbial functional groups cellulolytics and ligninolytics, through the serial dilutions technique and the plate count. The percentage of decomposition was quantified by the difference of weight loss. It was found that the material of higher quality (*Clusia* sp.) had the highest decomposition percentage (%100) in both treatments with and without exclusion of soil fauna after six months of experiments in the three soil uses. Meanwhile the material of lowest quality (*Clusia* sp.) with and without exclusion of soil fauna showed 74% and 73% of decomposition respectively. The material of less quality showed lower decomposition values compared with the material of higher quality either with exclusion of soil fauna (51%) and without exclusion (55%). The density of the microbial functional groups was in one order of magnitude higher in the sub-Andean forest and there was not any difference between the two coffee plantation systems with and without exclusion of soil fauna. As a conclusion the percentage of decomposition with the participation of soil fauna can be used as a system function indicator and it might define supportable production systems if it is tested in other crop systems.

## 1. INTRODUCCIÓN

En Colombia se han transformado alrededor del 70% de ecosistemas originales por actividades forestales y agropecuarias. Los ecosistemas son los responsables de la prestación de servicios ambientales como polinización, eliminación de la contaminación y regulación hídrica, entre otros. Cuando hay alteraciones de procesos ecológicos se refleja en cambios o pérdidas de estos servicios, como la simplificación de redes tróficas, cambios en la estructura y ensamblaje de la flora, fauna y microorganismos y, reducción en la fijación de carbono. El cambio del uso del suelo es una de las actividades humanas cuya influencia es muy significativa en la capacidad de los ecosistemas para prestar ciertos servicios ambientales. Adicionalmente, la simplificación de los ecosistemas causada por actividades humanas como la agricultura hace que este nuevo ecosistema modificado no pueda proveer todos los servicios ambientales que prestaba en su estado natural, afectando el funcionamiento de los procesos base del ecosistema tales como la descomposición de materia orgánica y el ciclaje de nutrientes.

Los cafetales son un modelo que sirve para mostrar los efectos de la intensificación sobre la diversidad. Se han realizado estudios en agroecosistemas cafeteros a libre exposición y bajo sombrero sobre temas de descomposición de hojarasca, abundancia de grupos funcionales microbianos y de macrofauna. Sin embargo, se desconoce si estos cambios también se reflejan en efectos positivos o negativos sobre el proceso de descomposición de la materia orgánica. Estos cambios podrían influir en la disponibilidad de nutrientes y afectar la degradación de otros compuestos como plaguicidas modificando la funcionalidad del suelo.

La descomposición de la materia orgánica es vital para el mantenimiento de la vida, ya que es el único proceso que permite el reciclaje masivo de elementos

químicos a nivel de ecosistemas permitiendo su renovación. Por consiguiente la respiración heterotrófica contribuye a la descomposición junto a otros procesos como la humificación y la fragmentación del detritus, de la cual es responsable la macro y mesofauna. De esta manera el ciclaje de nutrientes permite a largo plazo la sostenibilidad de los ecosistemas. La tasa de descomposición de materia orgánica está regulada por diversos factores, que comprenden: la calidad del recurso (física y química), la comunidad descomponedora (organismos), así como factores edáficos. Aunque la importancia dada a cada uno de dichos factores como predictores de la tasa de descomposición de la hojarasca es diferente en distintos ambientes, es indiscutible el papel determinante jugado por la composición química de las hojas, cuyas relaciones con la tasa de descomposición han sido intensamente estudiadas.

Los cambios en el uso del suelo tienen efectos importantes sobre procesos de ciclaje de materia orgánica, ya que según el tipo de uso de suelo se pueden presentar cambios en las tasas de descomposición así como cambios en la abundancia de grupos funcionales de microorganismos, en parte debido a modificaciones en el microambiente, a la variación en la tasa de evapotranspiración y a condiciones de solarización.

Con base en lo anterior en el presente estudio se establecerá el efecto de distintos usos del suelo (bosque subandino, cafetal a libre exposición y cafetal bajo sombrío) sobre la descomposición de hojarasca y si este está mediado por cambios la densidad de grupos funcionales microbianos celulolíticos y ligninolíticos, la calidad del sustrato y la presencia de la fauna edáfica. Lo anterior con el fin de definir si el proceso de descomposición se puede usar como indicador de funcionalidad para estos tipos de uso del suelo.

## **2. MARCO CONCEPTUAL**

### **2.1 Usos del Suelo**

La cobertura del suelo se refiere al estado biofísico de la superficie del planeta, mientras que el uso del suelo es cómo y para qué se utilizan esas coberturas (Campbell 1996, Turner *et al.* 1995).

El uso del suelo corresponde a las coberturas vegetales, incluye vegetación natural como bosques y usos de los suelos rurales o suburbanos (agroecosistemas) que predominan en los municipios en cuanto a: actividades agrícolas (cultivos transitorios o permanentes), pecuarias, forestales, de producción y agroindustriales, entre otras (IGAC 2004). Las condiciones de los suelos para su uso se determinan por municipio teniendo en cuenta variables como: relieve, pendiente, drenaje natural, inundabilidad, permeabilidad e los suelos, discontinuidad, retención de humedad, pedregosidad, erosión, textura, profundidad efectiva y nivel de fertilidad. De acuerdo con las características de los suelos por su capacidad de uso el IGAC adoptó oficialmente el sistema de clasificación de tierras adaptado del sistema del Departamento de Agricultura de Estados Unidos (IGAC 2004).

Estudios confirmaron que en Colombia el 72% de los suelos son de aptitud forestal; el 11% son de aptitud agrícola y hoy sólo se emplea el 5% de éstos en esa actividad. Actualmente el 65% de los suelos colombianos están en conflicto de uso (Montenegro 2007), es decir cuando el uso de un territorio (agrícola, pecuario, minería, forestal, etc.) no garantiza, ni favorece la preservación del recurso suelo por no estar acorde con la vocación o aptitud de uso que definen las características y propiedades físicas, químicas y mineralógicas del suelo. Cuando esto sucede, se produce un deterioro sostenible en los suelos y una disminución significativa de



su productividad que afecta flora y fauna del lugar (IGAC 2004). El departamento del Quindío es un lugar donde muchas prácticas inadecuadas de manejo y cambios en el uso de la tierra, sumados al efecto de los factores ambientales han modificado el paisaje original en los últimos años (Rivera 1996)

Varios estudios se han realizado en agroecosistemas cafeteros los cuales se han centrado en la diversidad de artrópodos, en varios países incluyendo (Perfecto *et al.* 1996), Colombia (Sadeghian 2000, Molina 2000), México (Estrada *et al.* 1998, Nestel *et al.* 1993, Ibarra-Nuñez 1995) y en Costa Rica (Ricketts *et al.* 2001, Rojas *et al.* 1999). En particular en el departamento del Quindío, debido a la existencia de diferentes usos de suelo, entre los que se encuentran bosques, guaduales, cafetales con sombra, cafetales a libre exposición y pastizales, se han realizado investigaciones comparando los efectos de estos usos en aspectos de diversidad (Sadeghian 2000, 2001, Molina 2000, Martínez 2004, Ortigón 2004, Molina & García 2006) pero centrados en grupos de fauna como artrópodos, anfibios y murciélagos. En la mayoría de los casos no se han encontrado diferencias entre cultivos de café con y sin sombrero, sugiriendo adicionalmente que los cultivos de café son agroecosistemas importantes para la conservación de la fauna.

Son pocas las investigaciones realizadas en grupos funcionales de microorganismos y particularmente en la zona cafetera. Aunque Lizarazo (2007) hizo un estudio en el departamento de Boyacá bajo cultivos de cebolla y papa evaluando la dinámica de grupos funcionales bacterianos solubilizadores de fósforo, fijadores nitrógeno, proteolíticos, amilolíticos y celulolíticos en suelo y rizósfera, encontrando una mayor abundancia de las bacterias celulolíticas, amilolíticas y celulolíticas que de las fijadoras de nitrógeno y solubilizadoras de fósforo, en el cultivo de cebolla y, en el cultivo de papa el grupo con mayor abundancia fue el de las amilolíticas, seguidas de proteolíticas y las fijadoras de nitrógeno. En la zona cafetera central se han comparado algunos usos de suelo incluyendo los cafetales. Aguilera *et al.* (2004) analizaron una serie de usos de suelo incluyendo bosque húmedo andino, bosque de guadua y agroecosistemas cafeteros teniendo en cuenta los grupos microbianos proteolíticos y celulolíticos y

encontraron que los usos de suelo no afectaron la abundancia y riqueza de estos grupos. Igualmente Santos (2007) realizó un estudio para comparar la abundancia de grupos funcionales bacterianos fijadores de nitrógeno y solubilizadores de fósforo del suelo entre sistemas de cultivos cafeteros sin encontrar diferencias entre cafetales a libre exposición y bajo sombrero en estos grupos funcionales bacterianos.

El cultivo de café es uno de los usos de suelo más predominante en el país presentando dos sistemas de cultivo: con sombrero y a libre exposición. Los cafetales sin sombrero han implicado la deforestación de al menos 400.000 hectáreas de bosque nativo andino originando la pérdida de diversidad biológica; por el contrario el cafetal con sombrero genera una condición de microclimas que permite sostener ciertas poblaciones animales (Palacio 2007).

En sistemas agroforestales la diversidad permite una mayor sostenibilidad porque contribuye con el ciclaje de nutrientes, flujo de energía y descomposición de compuestos orgánicos (Alessandria *et al.* 2002), lo cual permite la disminución en el uso de agroquímicos (Pimentel *et al.*). Así uno de los sistemas al que le han dado relevancia son los agroecosistemas cafeteros (Perfecto *et al.* 1996, Perfecto & Armbrrecht 2003) de elevaciones medias en Latinoamérica (Martínez 2004), caracterizados por encontrarse en laderas montañosas y bosques con elevaciones medias (Perfecto & Armbrrecht 2003), donde la deforestación, biodiversidad y especies endémicas tienen alto valor (Perfecto & Armbrrecht 2003, Martínez 2004).

## **2.2 Agroecosistemas Cafeteros**

Las regiones cafeteras de Colombia se extienden a lo largo del relieve andino en una franja que va desde los 1000 a 2000 msnm., en el cual se encuentran las condiciones climatológicas aptas para el cultivo. La región central y oriental

comprende la zona cafetera de los departamentos de Antioquia, Caldas, Risaralda, Quindío, Valle (Norte), Tolima (Norte), Cundinamarca, Norte de Santander y Santander; la región cafetera al sur del país está conformada por los departamentos de Valle, Tolima, Huila, Cauca y Nariño; la región cafetera al norte del país está cimentada en los departamentos de Magdalena, Cesar y Guajira (Federación Nacional de Cafeteros de Colombia 2001).

Murgueitio *et al.* (2003) definió los cafetales con sombrío como plantaciones de café con árboles de varias especies. Los primeros estudios en Colombia sobre las plantaciones que acompañaban los cafetales con sombrío se realizaron en 1951 (Schroeder 1951), encontrando en su mayoría y guamos (*Inga* sp.), aunque Muschler (2004) incluye especies arbóreas leguminosas tales como *Erythrina* sp. y *Gliricidia* sp.

Las plantaciones de café con sombrío, distribuidas en estratos, minimizan la acción del calor sobre el suelo y la raíz, disminuyen las tasas de evapotranspiración, dificultan el desarrollo de plantas arvenses, controlan la erosión hídrica, protegen a los cafetos de la acción directa de los vientos y ejercen cierta regulación sobre plagas y enfermedades (García 1988). En estos suelos hay una alta actividad microbiana y sirven como refugio para la conservación de la biota del suelo (CRQ 2001). Múltiples estudios han comprobado el beneficio del sombrío sobre el cultivo del café, mejorando la tasa de fotosíntesis y su desarrollo (Jaramillo & Gómez 1989), disminuyendo el uso de fertilizantes (Farfán & Mestre 2005) y, mejorando las propiedades organolépticas del café (Alarcón *et al.* 1996, Paz *et al.* 2006). Sin embargo este beneficio es consecuencia de la contribución que hace el sombrío a la conservación del suelo, mejorando las características físicas y químicas, disminuyendo la evaporación desde la superficie y amortiguando la temperatura (Cardona & Sadeghian 2005, Rivera & Gómez 1992).

El café a libre exposición está definido como plantaciones de café en las cuales hay más de 2000 arbustos a plena exposición solar y mínima presencia de árboles de sombrío o frutales Murgueitio *et al.* (2003). Se ha encontrado que en estos la actividad de los microorganismos, la diversidad de la macro y mesofauna, el contenido de la materia orgánica y la porosidad de los suelos cultivados bajo este sistema son menores que los cafetales tradicionales (CRQ 2001). Este cultivo en 1997 cubría un área de 276 ha, disminuyéndose a 248 ha en el 2003 (CRQ 2001).

También Fuentes-Flores (1979) y Nolasco (1985) determinaron cinco sistemas de producción de café según el nivel de manipulación y grado de complejidad de vegetación: 1. Rusticano tradicional: el estrato arbóreo se mantiene intacto; 2. Policultivo tradicional: se eliminan algunos árboles para poder cultivar especies benéficas; 3. Policultivo comercial: se elimina en la totalidad el estrato arbóreo y se sustituye por diferentes especies de árboles de sombra; 4. Monocultivo bajo sombra: se elimina el estrato arbóreo y se sustituye por una sola especie de árbol, el uso de agroquímicos es necesario; 5. Monocultivo sin sombra: no hay estrato arbóreo, es una plantación especializada que requiere un alto grado de insumos químicos, por lo tanto se convierte en un sistema agrícola.

Dentro de los cultivos de café de la zona del Quindío se encuentran asociadas plantaciones de plátano que proporcionan sombrío, hallándose en el 2003 un área aproximada de 44 ha en de este cultivo (CRQ 2001). El plátano se cultiva en diferentes zonas climáticas, desde 0 hasta 2000 msnm y temperaturas promedio entre 17 y 35°C. En el país se siembran alrededor de 358.000 ha, con una producción total anual de 2,5 millones de toneladas de racimos, de las cuales 95% se dedican al mercado interno y el resto a la exportación. Del área cultivada en plátano 87% se encuentra como cultivo con sombrío asociado con café, cacao,

yuca y frutales, mientras que 13% está como monocultivo a libre exposición (Rodríguez & Rodríguez 1999).

En Colombia se tiene que sólo un 24% de toda la zona cafetera es café (con una predominancia del 33% cultivado a libre exposición, 28% a la semisombra y 39% bajo sombrero, 34% en pastos, 33% monte y el 9% restante en otros cultivos y usos (Federación Nacional de Cafeteros 2001).

### **2.3. Descomposición de hojarasca**

En la actualidad se emplean varias definiciones del término hojarasca. Algunos autores lo definen como uno de los horizontes constituyentes del suelo y es llamado horizonte  $A_{00}$  (Ibáñez 2006), el cual está constituido en su mayoría por restos vegetales recientemente desprendidos por la vegetación (hojas secas, frutos, pequeñas ramas, trozos de corteza, etc.). La morfología y procedencia de tales restos es reconocible a simple vista y su humedad depende de las condiciones meteorológicas, mientras su espesor suele estar condicionado con la facilidad o dificultad con la que se descompone el material vegetal. Por otra parte Coleman *et al.* (2004) afirman que la hojarasca es componente o hace parte de los horizontes  $O_i$  y  $O_e$ , de naturaleza orgánica. Beare (1995) lo llama detritosfera, ya que constituye un hábitat complejo y uno de los estratos de mayor importancia, pues presenta gran actividad microbiana y con base en ella se encuentra una gran actividad descomponedora, involucrando procesos físicos y químicos que reducen la hojarasca a  $CO_2$ ,  $H_2O$  y nutrientes minerales como N, P, K, Na, Ca, Mg y S (Moorhead *et al.* 1998).

La descomposición de la hojarasca constituye la vía principal de entrada 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), constituyendo el escenario más evidente de los procesos de respiración y descomposición. Paradójicamente, este

material es a menudo descartado de los análisis de suelos convencionales, a pesar de ser uno de los horizontes con mayor actividad biológica (Bardgett 2005), ya que puede ser colonizado por microorganismos, mesofauna y macrofauna, los cuales contribuyen al flujo respiratorio y otros procesos biogeoquímicos (Brussaard 1997).

La materia orgánica del suelo es uno de los materiales más complejos que existe en la naturaleza. Esencialmente todos los residuos de plantas y animales retornan al suelo donde se mineralizan o descomponen por acción de los microorganismos, convirtiéndose en humus, el cual actúa como un depósito que libera gradualmente los elementos N, P, S y micronutrientes esenciales para la nutrición de las plantas y para la población microbiana del suelo (Cenicafé 1993). La materia orgánica desempeña un papel importante en la estructura, aireación y capacidad del suelo para sostener el agua, y ofrece un medio favorable para el crecimiento de raíces y para la captación de nutrientes. El humus, la fracción más estable de la materia orgánica, forma asociaciones de enlaces con partículas de arcillas, las cuales incrementan la agregación del suelo y la formación de microporos, lo que mejora la estructura del suelo (Vaast & Snoeck 1999). Los contenidos de materia orgánica y de N en los suelos están determinados, en primer lugar, por el clima y la vegetación y en segundo lugar, por factores locales como el relieve, material parental del suelo, tipo y duración de la explotación de los suelos y por otras características físicas y microbiológicas (Fassbender & Bornemiza 1987).

El aporte de materia orgánica supone una adición de fuente de alimento y energía para los microorganismos y fauna responsable de llevar a cabo los ciclos bioquímicos en la naturaleza, presentando efectos directos e indirectos sobre la disponibilidad de nutrientes para el crecimiento vegetal, sirviendo como fuente de N, P, y S a través de su mineralización por los microorganismos del suelo (Silva *et al.* 1992).

La biomasa microbiana en los residuos aumenta el movimiento de la materia orgánica del suelo, a través de reacciones concurrentes de inmovilización, mineralización y estabilización. Estos procesos fundamentales ayudan a mantener el ciclo de nutrición de las plantas y es importante para la conservación de la materia orgánica del suelo a largo plazo, a través de la producción de precursores de sustancias húmicas. La formación de sustancias orgánicas estabilizadoras de la estructura del suelo depende principalmente, de la incorporación de residuos y de las prácticas de manejo de suelos (Voroney *et al.* 1989).

Teniendo en cuenta las variables anteriormente mencionadas Aerts (1997) se refirió al proceso de descomposición de hojarasca como procesos físicos y químicos involucrados en reducirla a sus constituyentes químicos elementales. Sin embargo Swift *et al.* (1979) y Coûteaux *et al.* (1995) describen que involucra dos procesos simultáneos y fundamentales: la mineralización y la humificación. En el proceso de humificación se condensan amorfamente anillos aromáticos, compuestos cíclicos de nitrógeno y cadenas peptídicas (Coyne 1999) y contribuye a la fertilidad del suelo en tres formas: cementa las partículas del suelo formando unidades estructurales o agregados de suelo, ayuda a la retención de cationes intercambiables y conserva nutrientes y energía (Lavelle *et al.* 1993). La mineralización se define como la transformación de compuestos orgánicos en compuestos inorgánicos disponibles para las plantas y microorganismos (Coyne 1999).

Swift *et al.* (1979) desarrollaron un modelo el cual puede ser aplicado al proceso de descomposición de la materia orgánica, teniendo en cuenta tres grupos de factores: el ambiente físico-químico (temperatura, humedad y pH), el segundo trata de la calidad del recurso, en particular concentraciones de nitrógeno, fósforo, lignina y polifenoles. El tercero abarca la comunidad descomponedora (microbiota, microfauna, mesofauna y macrofauna). La importancia de los tres factores resulta en un modelo de jerarquía (Lavelle *et al.* 1993), en el cual

señalaron los factores que regulan las tasas de descomposición de hojarasca operando en los tres niveles principales que Aerts (1997) categorizó en forma ascendente a descendente en: 1) factores climáticos, particularmente temperatura y humedad, 2) química de la hojarasca y 3) organismos del suelo.

El resultado de la descomposición es un flujo de moléculas orgánicas e inorgánicas desde la materia orgánica hasta el suelo condicionando las características físicas y químicas por variables climáticas (Schaefer 1973, Sain & Broadbent 1977), que afectan la actividad del grupo microbiano que lleva a cabo la degradación de la materia orgánica y por la meso y macrofauna edáfica que contribuyen a la descomposición, al fragmentar la hojarasca e ingerir materia orgánica (Swift *et al.* 1979, Verhoef & Brussaard 1990).

La participación de microorganismos degradadores de lignina, celulosa y otros componentes, sumado al lavado hacia horizontes más profundos del suelo de componentes solubles, cuyo carbono y nitrógeno son progresivamente mineralizados e inmovilizados (Coûteaux *et al.* 1995), hacen difícil la determinación de la contribución de cada uno de estos procesos a la descomposición (Swift *et al.* 1979, Hobbie 1992).

La cantidad de material vegetal, su composición y propiedades son esenciales dado que controlan los procesos de descomposición, mineralización y humificación (Kogel-Knabner 2002) y actúa como la fase de transición entre la biomasa viva y el suelo (Cuenca *et al.* 1983). Las tasas de descomposición y liberación de nutrientes son determinadas por la calidad de la materia orgánica (Swift *et al.* 1979). La calidad del material vegetal es definida por los constituyentes orgánicos y los contenidos de nutrientes. La calidad del carbono de un material orgánico depende de las proporciones del carbono soluble, celulosa (hemicelulosa) y lignina; la calidad, en este caso se refiere a la energía disponible



para los organismos descomponedores (Smith 1994, Swift *et al.* 1979, Meentemeyer 1978).

Otra característica relevante de los detritos es su naturaleza química, la cual afecta la tasa de descomposición y respiración (Aerts 1997, Chapin *et al.* 2002). La hojarasca con menor relación C:N se descompone más rápido debido a la mayor disponibilidad de N para los descomponedores (Wagner & Wolf 1998). Entre los factores abióticos que afectan la respiración pueden mencionarse el contenido hídrico, el cual puede variar según el grado de fragmentación del sustrato y la temperatura, que inciden directamente sobre las poblaciones microbianas y su actividad enzimática asociada (Orsborne & Macauley 1988, Aerts 1997, Lavelle *et al.* 1993, Chapin *et al.* 2002).

Duchaufour (1987) dividió la hojarasca en tres clases: mejorante, acidificante e indiferente, teniendo en cuenta variables como los componentes constituyentes del material vegetal y la relación C:N. La hojarasca mejorante tiene hojas poco lignificadas y ricas en nitrógeno, con una relación C:N inferior a 25:1. La acidificante tiene altos contenidos de lignina, lípidos y taninos, y la relación C:N sobrepasa el umbral de 50, la indiferente posee características intermedias entre la mejorante y la acidificante, pero su relación C:N de sus residuos vegetales no lignificados fluctúa entre 30 y 50.

En las dos últimas décadas, un buen número de investigaciones han sido publicadas sobre descomposición de restos vegetales y la relación entre la calidad de la hojarasca y la descomposición en particular. La calidad de la hojarasca con respecto a la descomposición ha sido definida como la facilidad relativa de la mineralización por organismos descomponedores (Paustian *et al.* 1997). Estudios experimentales sobre la calidad de la hojarasca han definido índices de calidad

química usando varias proporciones de C, N, lignina y polifenoles (Osorio 2004). Desde estos estudios, dos paradigmas generales han emergido. Primero, la relación C:N es aceptada como un factor que influye (Seneviratne 2000) porque las tasas de mineralización tienen a disminuir con el incremento de las tasas de C:N y segundo, la lignina contribuye a que la degradación de la hojarasca sea más difícil (Melillo *et al.* 1982).

Las tasas de descomposición son dependientes de la calidad del recurso, cambiando de acuerdo a los compuestos de los sustratos, si son solubles son rápidamente asimilados y metabolizados, mientras los compuestos resistentes tienden a acumularse (Minderman 1978). Aunque según Swift *et al.* (1979) y Lavelle *et al.* (1993) en el modelo de clasificación jerárquica para el control del proceso de descomposición a escala global, la calidad del recurso es tan sólo de importancia secundaria. Sin embargo, es un elemento útil a la hora de evaluar la funcionalidad de un ecosistema. Se sabe que el aumento en la pérdida de masa de material recalcitrante o con alta relación C:N o lignina:N, es mayor cuando se incrementa la diversidad de hojarasca asociada al número de especies o grupos funcionales; sin embargo, en hojas de rápida descomposición, la diversidad de las especies acompañantes de hojarasca es de limitada importancia al no ejercer influencia alguna sobre la tasa de descomposición. Uno de los factores que afectan indirectamente la calidad del sustrato es el clima (Aerts 1997) y Meentemeyer (1978) encontró que la evapotranspiración es una variable importante en el control de la calidad influyendo en el porcentaje de descomposición en materiales de mayor calidad.

El aumento de la diversidad de hojas de especies vegetales en la hojarasca cuando hay macrofauna presente conduce al incremento en la pérdida de masa de hojarasca de baja calidad y al descenso de la pérdida de masa en hojarasca de alta calidad, al compararse con la hojarasca en descomposición en ausencia de macrofauna. Esto asocia a la presencia de milípedos, a un aumento en la

descomposición de material recalcitrante y la presencia de lombrices al material de rápida descomposición. En tal sentido, la presencia de fragmentadores de hojarasca ejerce una influencia positiva sobre la pérdida de masa (Hattenschwiler & Gasser 2005, Paoletti *et al.* 1991, Ambrecht 2000).

Las diferencias interespecíficas en las propiedades de la hojarasca inciden en los procesos locales de descomposición y por lo tanto en el ciclaje de carbono y nutrientes minerales (Lambers *et al.* 1998). Las propiedades de la hojarasca asociadas a una tasa lenta de descomposición incluyen una alta relación C:N (Lambers *et al.* 1998), una alta relación de lignina a nutrientes minerales (Melillo *et al.* 1989) y una abundancia de fenoles u otros compuestos secundarios (Cornelissen 1996). Este tipo de descomposición lenta reduce la disponibilidad de nutrientes para el nuevo crecimiento, debido a la inmovilización de estos en las acumulaciones de detritos. Por otra parte, una descomposición rápida de la hojarasca, producto de una menor razón C:N, un bajo contenido de lignina o escasez de compuestos secundarios, potencia un ciclaje más rápido en el ecosistema forestal. Aunque los factores bióticos y abióticos sin duda influyen en las tasas de descomposición, no se sabe con certeza hasta qué punto la tasa de descomposición es afectada por la especialización de la fauna detritívora a la vegetación autóctona de una región (Lambers *et al.* 1998).

Hay varias técnicas utilizadas para la medición de la descomposición de hojarasca. En el método de bolsas de descomposición se estima la pérdida de peso y los cambios en la composición de nutrientes de una cantidad conocida de material, que es monitoreada durante un periodo de tiempo (Berg & Laskosk 2006); este es el método más usado. Otra técnica son las bandejas de descomposición en contacto con el suelo, que consisten en cajas de malla plástica que permiten el acceso de invertebrados que fraccionan la hojarasca, siendo muy similar a las bolsas de descomposición sin exclusión de edafofauna (Del Valle 2003), métodos como estos son realizados en campo, pero hace unas décadas se

efectuaban experimentos en laboratorio (microcosmos) que permitían manipular las condiciones climáticas determinar el efecto sobre la descomposición de materiales vegetales (Liiri *et al.* 2002, Cortet *et al.* 2003, Heemsbergen *et al.* 2004). La respirometría es otro modelo en la que se evalúa la cantidad de CO<sub>2</sub> liberada como último producto de la mineralización de los materiales descompuestos.

La naturaleza de la biota del suelo varía con la composición química de los sustratos; algunos grupos predominan por períodos de tiempo muy cortos, como días, otros mantienen abundancias altas durante largos periodos. Cuando los tejidos vegetales se incorporan al suelo, la abundancia de las bacterias alrededor y dentro de los materiales más profundos se incrementa rápidamente, aunque un aumento en el número de bacterias ocurre solamente de manera directa sobre los compuestos vegetales (Alexander 1981, Burbano 1989).

La hojarasca se descompone por una variedad de microorganismos, que al ser clasificados dentro de grupos funcionales que intervienen en el proceso de degradación, definen al grupo funcional como un ensamblaje temporal o permanente de especies que realizan una misma función en el ecosistema (Blondel 2003) y que permiten establecer y evaluar su capacidad de reflejar el estado de conservación de la biodiversidad en un área dada (Coddington *et al.* 1991, Colwell & Coddington 1996, Pearson 1994).

En la descomposición de la hojarasca participan hongos y bacterias, algunos pertenecientes a grupos funcionales celulolíticos y ligninolíticos que son capaces de degradar compuestos típicos de las plantas como celulosa, ácido húmico, xilanos, taninos y lignina (Alexopolus 1985, Kjøller & Struwe 1992). Estos microorganismos al poseer complejos enzimáticos de celulasas, hemicelulasas, oxidasas, peroxidasas y quitinasas, llevan a cabo con mayor eficiencia los

procesos de descomposición (Kang *et al.* 1999). Aunque las actividades enzimáticas y su expresión varían con la composición y características de la hojarasca o el sustrato a descomponer, son un componente esencial para comprender a cabalidad el proceso de descomposición (Heal *et al.* 1997).

Los hongos presentan dominancia en el proceso de descomposición por tener mayor habilidad para colonizar y descomponer el material vegetal (Hudson 1968, Garret 1951, Kuter 1986, Kjøller & Struwe 1992). La descomposición de las hojas está dada en dos pasos: el primero se refiere a la deposición y el segundo a la colonización en hojas vivas (Dix & Webster 1995), en la deposición las hojas están expuestas a un constante flujo de esporas proveniente de la atmósfera (Knoll & Schreiber 2000), que serán depositadas en el filoplano a través de mecanismos como el impacto del viento, lavado, salpicado y sedimentación (Dix & Webster 1995), iniciándose la segunda fase con una colonización de hojas vivas por hongos endófitos, saprobios (Bell 1974) y potenciales patógenos (Dix & Webster 1995, Filipello *et al.* 1997).

La descomposición y el ciclaje de nutrientes están regulados por factores fisicoquímicos ambientales, la calidad del sustrato y la comunidad de organismos descomponedores (Lavelle *et al.* 1993; Joffre & Ágren 2001). Estos organismos están principalmente representados por la microbiota (hongos y bacterias) y la fauna edáfica (artrópodos). Pese a que en los últimos años varios estudios se han enfocado en las relaciones entre la estructura de las comunidades y el funcionamiento de los ecosistemas (Hector *et al.* 1999, Huston *et al.* 2000), pocos se han centrado en la estructura de la comunidad de fauna del suelo y el funcionamiento del mismo (Cortet *et al.* 2003). Aunque en los ecosistemas terrestres la diversidad biológica de los suelos se conoce muy poco (Wall & Virginia 2000) se ha establecido que los grupos funcionales de la biota del suelo contribuyen a la regulación de procesos vitales para el funcionamiento de los ecosistemas, tales como la descomposición, el secuestro de carbono y el ciclaje de nutrientes (Groffman & Bohlen 1999, Liiri *et al.* 2002).

La fauna del suelo contribuye en este proceso y mantiene la fertilidad del suelo (Swift *et al.* 1979, Coleman & Crossley 1996, Moore *et al.* 1988, Lussenhop 1992). Como consecuencia de estas relaciones de cadenas tróficas que ocurren en los ecosistemas, las alteraciones de la estructura de ensamblaje de microartrópodos han demostrado tener efectos positivos en la respiración del suelo y la lixiviación (Heneghan & Bolger 1996).

La diversidad de la macrofauna, mesofauna, microfauna y el contenido de biomasa de estos en diferentes estratos de un agroecosistema, constituyen indicadores de sostenibilidad que favorecen la comparación de varios sistemas de producción y la dinámica de la materia orgánica, elemento fundamental de la sostenibilidad de un sistema de producción (Carrera 1999). Algunos estudios realizados en la macrofauna de ecosistemas en Cuba reportan las abundancias de macrofauna en selva baja (Mijail *et al.* 1996), pero sin ningún análisis en la función que cumplen en la descomposición de la hojarasca. De igual manera en México se realizó un análisis de investigaciones sobre la macrofauna en los cuales se sugirió que se requerían más estudios que mostraran los efectos positivos en la descomposición de hojarasca (Stork y Eggleton 1992, Alvarez & Willig 1993, Hermida & Ondina 1995, Naranjo & Palacio 1997), por lo cual recientemente las investigaciones se direccionaron en el establecimiento de la intervención de la edafofauna fragmentadora en el proceso de descomposición de la hojarasca como lo realizó Martínez-Yrizar (1980, 1984) en selva baja caducifolia mostrando que al no excluir a la edafofauna fragmentadora las tasas de descomposición mostraban niveles más altos.

La presencia de macroinvertebrados depende del uso del suelo y la estabilidad de las condiciones ambientales del ecosistema. En Colombia se han realizado algunos estudios sobre la densidad y biomasa de macrofauna en diferentes usos del suelo como cafetales, pastizales y bosque secundario, mostrando diferencias

en cada uno de estos y sugiere que estos organismos expresan en su población y biomasa respuestas ambientales asociadas más con la estructura del agroecosistema que con la variación química, física o microbiológica del hábitat (Pardo *et al.* 2006).

Algunos estudios realizados previamente por Cenicafe en las zonas cafeteras de Colombia no han sido enfáticos en la descomposición de hojarasca sino en la liberación de nutrientes que aporta esta. Como Farfán & Urrego (2007) que evaluaron la descomposición y liberación de nutrientes en *Cordia alliodora*, *Pinus oocarpa* y *Eucalyptus grandis* en sistemas agroforestales con café en el departamento del Quindío, mostrando que el sistema de cultivo de café a libre exposición solar o bajo sombra, no afecta la descomposición de sus residuos vegetales. Cardona & Sadeghian (2005) evaluaron en agroecosistemas de café a libre exposición y bajo sombrero el ciclo de nutrientes y la actividad microbiana en términos de respiración, encontrando variaciones en las concentraciones de nutrientes sin encontrar diferencias en las tasas de descomposición entre los cafetales.

### 3. FORMULACIÓN DEL PROBLEMA

Las actividades humanas alteran el funcionamiento de los ecosistemas. Las acciones antropogénicas tienen efecto sobre los ecosistemas desde escalas locales hasta globales, ejerciendo alteraciones sobre la estructura biótica y en la composición de las comunidades, modificando directamente las propiedades de los ecosistemas. A escalas locales, los materiales pesados liberados en el medio ambiente debido a actividades humanas pueden ser perjudiciales para los microorganismos, afectando los procesos de descomposición y por ende la productividad de la agrícola y de los ecosistemas.

El cambio del uso del suelo es una de las actividades antropogénicas cuya influencia es muy significativa en la capacidad de los ecosistemas para brindar ciertos servicios ambientales como la polinización, eliminación de la contaminación y regulación hídrica, entre otros, siendo los cafetales uno de los sistemas más intensificados en la agricultura (Guhl 2004). Adicionalmente, la simplificación de los ecosistemas causada por actividades humanas hace que este nuevo ecosistema alterado no pueda proveer todos los servicios ambientales que prestaba en su estado natural, afectando el funcionamiento de procesos tales como la descomposición de materia orgánica, el ciclaje de nutrientes, la conservación de la biodiversidad y la estructura y ensamblaje de flora, fauna y microorganismos (Holt-Jensen 1999, Perrings 2001).

Los ecosistemas han sido afectados por actividades antropogénicas como la introducción de cultivos café, debido a la agricultura intensiva que se ha presentado por la importancia económica que tienen en el país. Un modelo relativamente bien estudiado y que ha recibido atención en los últimos años, son los cafetales a libre exposición y bajo sombrío (Moguel y Toledo 1999,



Perfecto *et al.* 2005) ya que dependiendo de la cobertura vegetal en que estén los cultivos la fauna y flora varía, bajo sombrero se encuentra una gran diversidad de fauna y flora asociada, mientras con la eliminación de cobertura se refleja en la disminución de la mayoría de los organismos (Perfecto *et al.* 2005).

La descomposición de la materia orgánica es un proceso que puede verse alterado por perturbaciones que se presentan en los diferentes usos de suelo debido a actividades antropogénicas. Esto a su vez afecta los servicios ambientales que los ecosistemas pueden ofrecer y la diversidad que está presente en cada uno de estos. Lo que permitió este estudio fue conocer si el proceso de descomposición de materia orgánica cambia en diferentes usos de suelo, en la zona cafetera. Esto ayuda a entender los factores que influyen sobre la cantidad y estabilidad del humus, adquiriendo importancia dentro de los cálculos de almacenamiento de carbono y de acumulación de materia orgánica en el suelo, lo cual puede generar un impacto positivo sobre la circulación de nutrientes y sobre múltiples propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo que son deseables mantener a largo plazo.

#### 4. JUSTIFICACIÓN

El café ha sido el producto agrícola más importante durante las últimas décadas en Colombia (López 2002). Después del petróleo el producto legal que más se exporta a países en desarrollo (O' Brian & Kinnaird 2003). Los cultivos de café cubren 3,1 millones de hectáreas (FAO 1997) y produce 660.0000 toneladas, aportando el 24% en el PIB agrícola nacional durante el 2007 (FAOSTAT 2004).

Un 60% de la uso del suelo del país permanece sin modificaciones sustanciales, mientras el 40% está intervenida. Los cafetales se han reemplazado paulatinamente por nuevas modalidades de trabajo agrario y en los pisos subandinos y andinos de las cordilleras, han permitido un desarrollo de cultivos altamente tecnificados. La transformación de los usos del suelo causados por las actividades antropogénicas produce alteraciones tanto en el componente biofísico de un ecosistema como en el manejo y aprovechamiento de recursos naturales por parte de grupos humanos. Los cambios en los usos del suelo pueden afectar los procesos y los ciclos de nutrientes que se dan en los ecosistemas terrestres, el clima local y regional, el ciclo hidrológico y, pueden causar la disminución de la biodiversidad; además, erosión y pérdida de suelos, entre otros (Etter & Villa 2000, Lambin 2001, Rao & Pant 2001).

En el presente el cambio en los ecosistemas inducido por las actividades humanas ocurre a una velocidad que no tiene precedentes en el pasado geológico del planeta (Mackenzie & Mackenzie 1998). Los ecosistemas no tienen la capacidad de adaptarse a un ritmo de cambio tan acelerado (Mannion 2002) y cuando se simplifican estos por causas de actividades humanas como la agricultura, hace que este nuevo ecosistema modificado no pueda proveer todos los servicios ambientales que prestaba en su estado natural como polinización, eliminación de

la contaminación y regulación hídrica, entre otros (Holt-Jensen 1999, Perrings 2001).

La producción primaria neta de los ecosistemas en gran parte depende de la circulación interna de nutrientes, fundamentalmente de las tasas de descomposición de la hojarasca y de la mineralización de la materia orgánica del suelo, que a su vez dependen de la calidad de la hojarasca. Los indicadores de conservación de nutrientes en la vegetación y de dinámica de nutrientes en el suelo constituyen una herramienta importante para comprender el funcionamiento de los ecosistemas y predecir el efecto de disturbios (Alarcón *et al.* 1996). Si existe pérdida en la capacidad de un sistema para descomponer, esta se reflejará en la disminución de la tasa de descomposición de la materia orgánica del material recalcitrante.

La descomposición de materia orgánica constituye un proceso clave y limitante en los ciclos de macronutrientes, aunque se ha intentado comprender los mecanismos que lo controlan (Waksman & Tenney 1982). Se han desarrollado muchos modelos que relacionan el proceso de descomposición con variables climáticas, edáficas, de composición del detrito e incluso microbiológicas (Moorhead *et al.* 1996) pero no ha sido satisfactoria, ya que la descomposición es un proceso complejo e integrador, cuyos mecanismos de funcionamiento varían entre distintos sistemas y con la escala de análisis, constituyendo probablemente el proceso ecológico más complejo de la biosfera (Sinsabaugh & Moorhead 1997, Sinsabaugh *et al.* 2002).

La destrucción de los ecosistemas naturales tiene repercusiones no sólo en el balance global de carbono y el ciclo de nutrientes, sino también en el proceso de descomposición. Es por eso que este trabajo busca conocer el efecto que existe en el proceso de descomposición de la hojarasca en diferentes usos de suelo, bosque

subandino y dos agroecosistemas cafeteros, uno a libre exposición y otro bajo sombrío y la influencia de las comunidades microbianas y de la fauna desintegradora, para así evaluar el estado del suelo y su biodiversidad ya que la simple acumulación de detritos provenientes de la hojarasca en descomposición puede condicionar la dinámica de la materia orgánica, el ciclaje de nutrientes y el balance de carbono.

## **5. OBJETIVOS**

### **5.1. Objetivo general**

Comparar el porcentaje de descomposición y la densidad de bacterias y hongos celulolíticos y ligninolíticos presentes en el proceso de descomposición de dos materiales vegetales de mayor y menor calidad, con y sin exclusión de la edafofauna, en tres uso del suelos del departamento del Quindío (cafetal con sombrío, cafetal a libre exposición y bosque subandino).

### **5.2. Objetivos específicos**

- Comparar el porcentaje de descomposición de dos especies vegetales de menor y mayor calidad, con y sin exclusión de edafofauna (*Musae* sp.) y (*Clusia* sp.), respectivamente.
- Comparar la densidad de grupos funcionales microbianos (hongos y bacterias ligninolíticas, celulolíticas), involucrados en el proceso de descomposición de los materiales vegetales de menor y mayor calidad con y sin exclusión de edafofauna.

## 6. PREGUNTAS, HIPÓTESIS Y PREDICCIONES

1. ¿Existen diferencias en el porcentaje de descomposición entre las dos especies vegetales *Clusia* sp. y *Musae* sp., con y sin exclusión de la edafofauna en los diferentes usos del suelo evaluados?

**Hipótesis 1.** El porcentaje de descomposición entre las dos especies vegetales será mayor en *Musae* sp. sin exclusión de edafofauna; primero por la calidad química del material vegetal ya que no posee altos niveles de compuestos recalcitrantes y segundo, por la interacción de los organismos fragmentadores de la edafofauna y los microorganismos que aceleran el proceso de descomposición.

**Predicción 1.** La diferencia del peso húmedo y seco de los materiales vegetales *Clusia* sp. y *Musae* sp. será mayor en los experimentos de *Musae* sp. sin exclusión de la edafofauna en las diferentes uso del suelos.

2. ¿Existen diferencias en la densidad de los grupos funcionales microbianos celulíticos y ligninolíticos entre los usos del suelo evaluados?

**Hipótesis 2.** La densidad de los grupos funcionales evaluados será mayor en el bosque subandino porque las condiciones microclimáticas (humedad, temperatura, evapotranspiración) son mejores para el metabolismo microbiano.

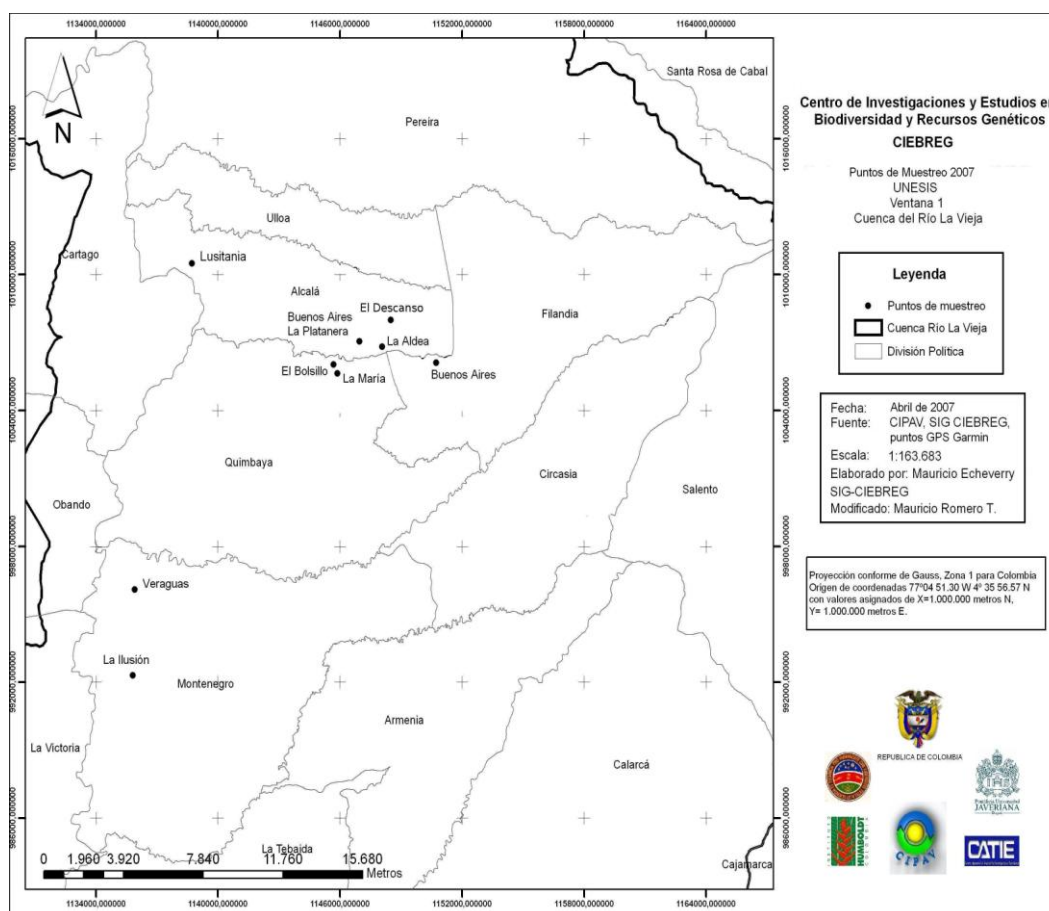
**Predicción 2.** La cantidad de unidades formadoras de colonia/g hojarasca de los grupos funcionales será mayor en el bosque subandino frente a los agroecosistemas cafeteros.

## 7. MATERIALES Y MÉTODOS

### 7.1. Área de estudio

En los municipios de Montenegro y Quimbaya en el departamento del Quindío y en Alcalá del departamento del Valle (Figura 1) se seleccionaron tres fincas con cultivos de café a libre exposición, tres con café bajo sombrío y tres áreas de bosque natural (Tabla 1). Los cafetales seleccionados se escogieron de acuerdo a las características similares de manejo, edad, variedad de café, facilidad de acceso y permiso.

**Figura 1.** Esquema del área de estudio y puntos de muestreo localizados en el departamento del Quindío y Valle del Cauca.



La zona se encuentra entre 1200-1400 msnm y la temperatura promedio es de 21°C. El régimen de lluvias es bimodal: épocas de lluvias que se presentan de marzo a mayo y de septiembre a noviembre y dos temporadas secas que ocurren de diciembre a febrero y de junio a agosto (IGAC 1996). Los suelos son superficiales a moderadamente profundos, bien a moderadamente bien drenados, con texturas finas a moderadamente finas, moderadamente ácidos a neutros, poseen erosión ligera a moderada y predominan los Andisoles. La vegetación natural típica está asociada a los pisos térmicos bosque húmedo montano bajo y bosque muy húmedo premontano (IGAC 1996).

**Tabla 1.** Fincas donde realizaron los muestreos en los municipios del departamento del Quindío, uso del suelo vegetal y coordenadas geográficas.

<b>MUNICIPIO</b>	<b>FINCA</b>	<b>USO DEL SUELO</b>	<b>LATITUD – N</b>	<b>LONGITUD – W</b>	<b>ALTITUD (m)</b>
Montenegro	La Ilusión	Bosque	04°32'12,1"	75°51'58,3"	1171
Alcalá	Lusitania	Bosque	4°41'48"	75°50'18,9"	1290
Quimbaya	Veraguas	Bosque	04°34'31,4"	75°51'38,3"	1157
Alcalá	El Bolsillo	Café con sombrío	04°39'20,4"	75°46'31,2"	1295
Alcalá	Buenos Aires	Café con sombrío	04°39'27,6"	75°43'01,8"	1633
Alcalá	El descanso	Café con sombrío	4°41' 7.3"	75°45'10.4"	1290
Alcalá	Buenos Aires La	Café libre exposición	4°40'14.9"	75°45'46.6"	1290



	Platanera				
Alcalá	El Descanso	Café libre exposición	4°41' 7.3"	75°45'10.4"	1290
Alcalá	La Aldea	Café libre exposición	4° 39' 41,4"	75°43'31,7"	1290

## 7.2. Diseño del muestreo

En cada una de las áreas para los diferentes sistemas se estableció tres parcelas de 100 m<sup>2</sup> con dimensiones de 7 x 14 m y con una distancia mínima entre ellas de 70 m para evitar autocorrelación espacial (Ettema 2000). El diseño completo del experimento siguió un diseño completamente aleatorizado con arreglo factorial de 3 x 2 x 2 correspondiente a sistema de cultivo (libre exposición, sombrío y bosque), tipo de material vegetal (menor y mayor calidad) y exclusión de fragmentadores de hojarasca (con y sin).

## 7.3. Experimento de descomposición

En cada una de las parcelas de los tres niveles del factor de diseño se ubicó un experimento de descomposición siguiendo el método bolsas de hojarasca (Swift *et al.* 1979). En el experimento se evaluaron tres factores: usos del suelo (cafetal a libre exposición, cafetal bajo sombrío y bosque), calidad del recurso vegetal (menor y mayor calidad) y, presencia o ausencia de edafofauna

El material vegetal fueron hojas de *Clusia* sp. y hojas de *Musae* sp. De cada hoja fueron cortados cuadros de 3 x 3 cm sin tomar la nervadura central y se pusieron en las respectivas bolsas de descomposición. La exclusión y no exclusión se

controló usando mallas con dos tamaños de poro (Smith & Bradford 2003) de 54  $\mu\text{m}$  y 2 mm, respectivamente y alrededor de estas se adicionó naftalina como repelente de artrópodos (Coleman *et al.* 1999). Dentro de cada una de las bolsas de descomposición se ubicaron cinco cuadrados del material vegetal bien sea de mayor o menor calidad.

Para establecer la calidad del material utilizado en términos de su contenido de carbono, nitrógeno y lignina, muestras del mismo fueron enviadas para la cuantificación del contenido de carbono, nitrógeno y lignina estos en el laboratorio de servicios analíticos del Centro Internacional de Agricultura Tropical – CIAT.

El experimento se montó en mayo de 2007, durante la época de lluvia y se prolongó hasta noviembre de ese mismo año. Las bolsas con exclusión estuvieron separadas dentro de la parcela al menos 6 m de las bolsas sin exclusión, para evitar algún tipo de interferencia de la naftalina (Heneghan 1999). Se recogió la mitad de las bolsas de descomposición después de 3 meses y la otra mitad a los 6 meses. En el laboratorio, algunas bolsas fueron almacenadas en nevera a 3 °C para su posterior procesamiento microbiológico; otra parte de estas fue pesada en fresco y luego secada al horno a 80°C por 48 h para establecer su contenido de humedad y posteriormente estimar la fracción de pérdida de peso. Se estimó el porcentaje de descomposición a través de la siguiente ecuación (1).

$$(1) \quad \% \text{ Pérdida Peso} = (1 - (P_{ff}/P_{fi}) * 100)$$

Donde  $P_{ff}$  corresponde al (peso fresco final),  $P_{fi}$  (peso fresco inicial).

#### **7.4. Análisis microbiológico**

Se tomó el equivalente a 1 g de peso seco de cada muestra del material de menor y mayor calidad, con y sin exclusión de edafofauna. A partir de cada muestra de hojarasca descompuesta contenida en las bolsas se homogenizó para obtener una muestra por finca de los usos del suelo. El material descompuesto se lavó con agua a chorro constante durante 1 minuto y luego por 30 segundos con agua estéril. Posteriormente se maceró durante 1 minuto y finalmente se realizaron diluciones seriadas 1:10 hasta 1:100.000 en tubos con 9 ml de solución salina al 0,85%.

El recuento de la densidad de grupos funcionales de hongos y bacterias celulolíticos y ligninolíticos se realizó con el método de dilución y siembra en placa profunda, empleando los medios de cultivo agar lignina y celulosa (Anexo 2 y 3). Se utilizaron las diluciones  $10^{-2}$  para hongos (celulolíticos y ligninolíticos) y  $10^{-5}$  para bacterias (celulolíticas y ligninolíticas), para la determinación de la densidad se realizaron lecturas a las 48 horas para bacterias y 72 horas para hongos después de una incubación a  $22\pm 2^{\circ}\text{C}$ .

#### **7.5. Análisis estadístico**

Aunque el diseño experimental consistía en un arreglo factorial, no se pudo realizar el análisis correspondiente, debido a que no había interacción entre los factores. Se realizó un ANOVA y posteriormente se hizo la prueba de Tukey para comparar el porcentaje de descomposición de los materiales de mayor y menor calidad y para la densidad de los grupos funcionales microbianos celulolíticos y ligninolíticos, exclusión (con y sin) entre los tres usos del suelo cafetal a libre

exposición, cafetal bajo sombrío y bosque subandino. En caso que alguna de las pruebas no cumpliera los supuestos del Anova se utilizó su equivalente no paramétrico, la prueba de Kruskal Wallis y posteriormente la prueba de Fisher. En todos los casos se utilizó un nivel de confianza del 95%.

## 8. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los porcentajes de descomposición a los tres meses del material de mayor calidad en los tres usos de suelo fue: cafetal a libre exposición, cafetal bajo sombrío y bosque subandino con exclusión de edafofauna 48, 75 y 70% y sin exclusión 48, 60 y 47% respectivamente. El material de menor calidad presentó con exclusión 30, 18 y 24% y, sin exclusión 25, 27 y 23%. A los seis meses los porcentajes de descomposición de los materiales vegetales aumentaron, el de mayor calidad mostró el 100% de descomposición independientemente de los tratamientos de exclusión en los tres usos del suelo y el material de menor calidad con exclusión 70,74 y 51% y sin exclusión 70, 30 y 55% (Tabla 2).

En la descomposición de los materiales vegetales de mayor y menor calidad se encontró diferencias entre los tres tipos de uso de suelo (cafetal a libre exposición, cafetal bajo sombrío y bosque subandino) ( $P < 0,05$ ), el experimento se realizó en época de lluvia y mostró que el porcentaje de descomposición fue mayor a los tres meses en el material de mayor calidad (*Musa* sp.) con exclusión de edafofauna, mientras el material de menor calidad (*Clusia* sp.) hubo una mayor descomposición sin la exclusión de los organismos fragmentadores de hojarasca. A los seis meses del proceso de descomposición el material de mayor calidad se descompuso totalmente independientemente de la exclusión de la edafofauna y el material de menor calidad fue mayor con la exclusión (Figura 2).

**Tabla 2.** Promedio  $\pm$  desviación estándar del porcentaje de descomposición de los materiales vegetales de menor y mayor calidad, con (C) y sin (S) exclusión de edafofauna a los tres y seis meses de descomposición.

Usos de suelo	Tres meses de descomposición				Seis meses de descomposición			
	Material menor calidad		Material mayor calidad		Material menor calidad		Material mayor calidad	
	C	S	C	S	C	S	C	S
<b>Cafetal libre exposición</b>	30 $\pm$ 2,98	25 $\pm$ 2,98	48 $\pm$ 2,43	48 $\pm$ 2,43	74 $\pm$ 2, 35	73 $\pm$ 2,35	100 $\pm$ 2,09	100 $\pm$ 2,09
<b>Cafetal bajo sombrío</b>	18 $\pm$ 3,23	27 $\pm$ 2,96	75 $\pm$ 2,35	60 $\pm$ 2,4	70 $\pm$ 2,38	30 $\pm$ 2,38	100 $\pm$ 2,09	100 $\pm$ 2,09
<b>Bosque Subandino</b>	24 $\pm$ 2,99	23 $\pm$ 3,0	70 $\pm$ 2,38	47 $\pm$ 2,43	51 $\pm$ 2,97	55 $\pm$ 2,38	100 $\pm$ 2,09	100 $\pm$ 2,09

Meentemeyer (1978) mostró que la descomposición de hojarasca está fuertemente controlada por la evapotranspiración (AET) cuando se encuentra en el 51% y la concentración de lignina cuando esta en 2%. Además Berg (2000) destacó en su investigación la relación entre la evapotranspiración y la descomposición del recurso vegetal, mostrando que a mayor evapotranspiración disminuye la descomposición del material de menor calidad. Por esta razón los porcentajes de descomposición fueron menores en el material de menor calidad y en el bosque, ya que este posee una densidad vegetal que puede generar niveles altos de evapotranspiración; por consiguiente esto es consistente con el resultado del cafetal a libre exposición por la disminución en la densidad vegetal. Igualmente Barriga (2001) sugirió que el efecto del microclima no influye directamente sobre el proceso de descomposición. Sin embargo, varios estudios sobre las condiciones microclimáticas dirigidos por Cenicafé en Chinchiná (Caldas) han mostrado resultados que indican que la máxima evapotranspiración se presenta cuando el suelo está protegido con cobertura vegetal y la menor cuando no hay algún tipo de cobertura Suárez de Castro & Rodríguez (1962).

Otro factor que puede alterar los niveles de descomposición son las relaciones C:N y lignina:N de los recursos vegetales. Los valores de estas relaciones en los materiales evaluados fueron, para el material de mayor calidad (*Musae* sp.) 18, 85 y 10, 89 respectivamente y para el material de menor calidad (*Clusia* sp.) 61, 36 y 72,79, lo cual indica que a mayor C:N la degradación de los compuestos solubles de los materiales vegetales será más rápida y mayor lignina:N será más lenta por el alto nivel de compuestos de difícil degradación en las células vegetales. Varios autores han estudiado la tasa de descomposición de material vegetal teniendo en cuenta la calidad química del recurso. Argüello (1988) en su estudio sobre la tasa de descomposición sugiere que la relación lignina:N podría explicar la disminución en la tasa de descomposición en distintos recursos vegetales. Asimismo, Melillo *et al.* (1982) observaron relaciones lignina:N entre 13 y 16, que estuvieron asociadas con tasas de descomposición rápidas. La relación del material de mayor calidad de este estudio fue de 10 y en el de menor calidad es 61 y esto se reflejó en las en las tasas de descomposición, el de mayor calidad se descompuso más rápido y el de menor más lento, por las concentraciones de compuestos lignificados que tienen en sus células vegetales. Lo anterior también coincide con la investigación de Argüello (1988) quien determinó que en material vegetal con relación lignina:N entre 2,9 y 4,6 se presentaban entre 44 y 58%. Igualmente Singh (1969) observó que la especie con una relación lignina:N más baja fue la que se descompuso más rápidamente, mientras especies con lignina:N más altas, se descompusieron lentamente. Teniendo en cuenta que la relación C:N del material vegetal está entre 20:1 y 30:1 (Brady 1984) y el de bacterias y hongos es 4:1 y 10:1 respectivamente, y la relación C:N apropiada para suplir las necesidades de nitrógeno de los microorganismos es 20:1 (Sylvia *et al.* 1998). En este estudio se puede determinar que en la descomposición del material vegetal la relación lignina:N como medida de calidad podría determinar una rápida o lenta descomposición del recurso de acuerdo a la calidad de la hojarasca.

Se encontró que a los seis meses del experimento el material de mayor calidad se descompuso completamente (100%) en los tres usos del suelo,

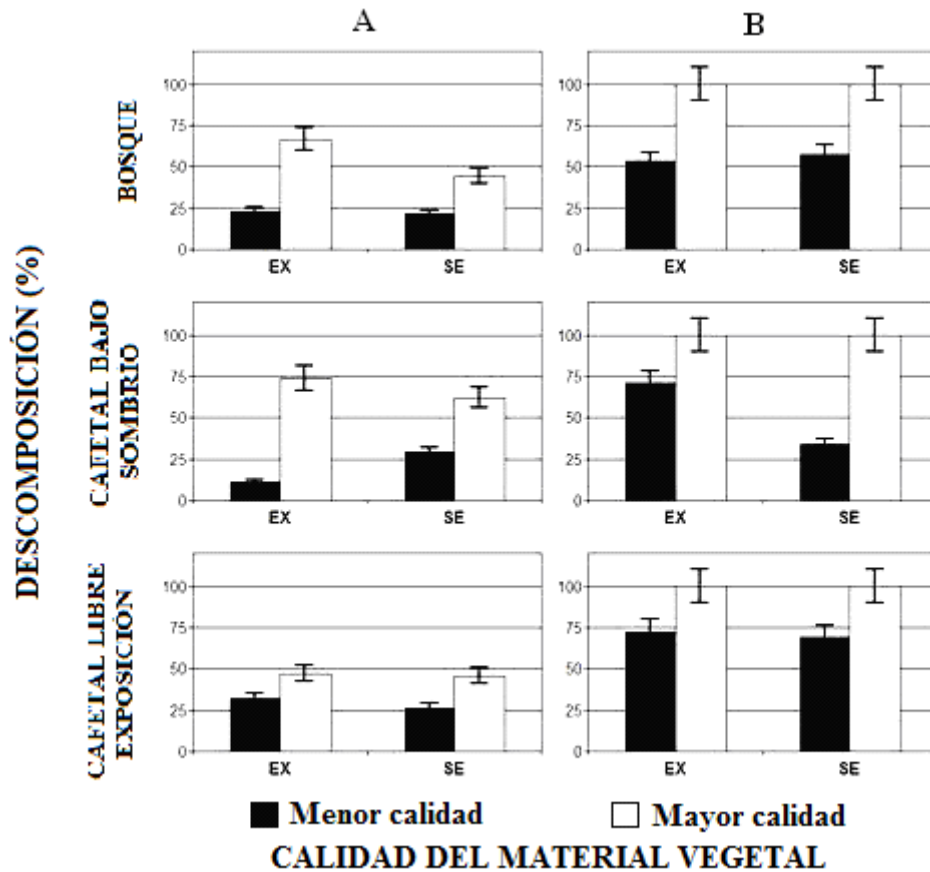
independientemente de la exclusión de la edafofauna. El material de menor calidad presentó valores de descomposición más bajos en comparación con el material de mayor calidad con exclusión de edafofauna 74, 70 y 51% en el cafetal a libre exposición, cafetal bajo sombrío y bosque, respectivamente, y sin exclusión 73, 55 y 30%. Sin embargo, el mayor porcentaje de descomposición se presentó en el cafetal a libre exposición. El mayor porcentaje de descomposición del material de mayor calidad puede estar relacionado con la utilización preferencial de compuestos solubles por parte de los organismos descomponedores y con la precipitación, ya que debido a la lluvia se produce inicialmente una pérdida rápida de sustancias solubles como azúcares simples, carbohidratos y ciertas proteínas (Jordan 1985). Para los resultados de esta investigación la descomposición completa del material de mayor calidad que se presentó a los seis meses, probablemente fue a una combinación de la facilidad de descomposición del material debido a su composición química, sus características físicas (hojas ligeramente gruesas, sin pubescencia ni espinas), a la mayor precipitación que se presentó al comienzo del experimento y posteriormente hacia el final y a la actividad microbiana de descomposición favorecida por estas condiciones.

Se han realizado estudios comparativos de la descomposición de hojarasca en diferentes tipos de bosques del país: bosque altoandino y bosque de *E. globulus* en Moserrate (Arenas 1994), bosque altoandino nublado (Varela *et al.* 2002), bosque tropical de tierras bajas a 1600 msnm (Jenny *et al.* 1949), bosque tropical lluvioso (Cornu *et al.* 1997), bosque húmedo montano (Barriga 2001, Liu *et al.* 2000), bosque montano lluvioso (Edwards 1977, Russell & Vitousek 1997). Pero la comparación entre agrosistemas cafeteros a libre exposición, bajo sombrío y en bosque subandino para establecer cambios en la funcionalidad de dos diferentes sistemas y de cultivo no se ha llevado a cabo, por lo cual es importante conocer la funcionalidad de estos usos de suelo, los efectos por perturbaciones de actividades agrícolas, etc. De esta manera proponer estrategias de conservación,



basandose en el conocimiento local y mantener la funcionalidad e incrementar la productividad en sistemas productivos.

Los altos porcentajes de descomposición del material de mayor calidad en el cafetal a libre exposición, cafetal bajo sombrío y bosque subandino (Figura 2) estuvieron asociados a los tratamientos sin exclusión de edafofauna, mostrando que las interacciones entre la microbiota y organismos fragmentadores aceleran el proceso de descomposición. Similar a el trabajo que realizó Edwards & Heath (1963) en un ecosistema templado y observaron mayor descomposición en experimentos sin exclusión de edafofauna, aunque los autores no especificaron la calidad del material usada. El porcentaje de descomposición del material de menor calidad presentó menor porcentaje de degradación con la exclusión de edafofauna a los seis meses del experimento en el bosque subandino como lo presentó en su investigación Heneghan *et al.* (1999) y González & Seastedt (2001) en otro tipo de bosques, los cuales mostraron que la exclusión de microinvertebrados provocó una disminución de las tasas de descomposición de la hojarasca de bosques húmedos tropicales y un efecto mínimo en bosques subalpinos, mientras la descomposición de hojarasca en bosque tropical seco no hubo efecto (González & Seastedt 2000). Estos estudios no muestran un patrón claro del comportamiento de la densidad de macrofauna en diferentes usos de suelo.



**Figura 2.** Promedio  $\pm$  desviación estándar del porcentaje de descomposición de los materiales vegetales de mayor y menor calidad, con (EX) y sin (SE) exclusión de edafofauna en los distintos usos del suelo. A los tres meses (A) y a los seis meses (B).

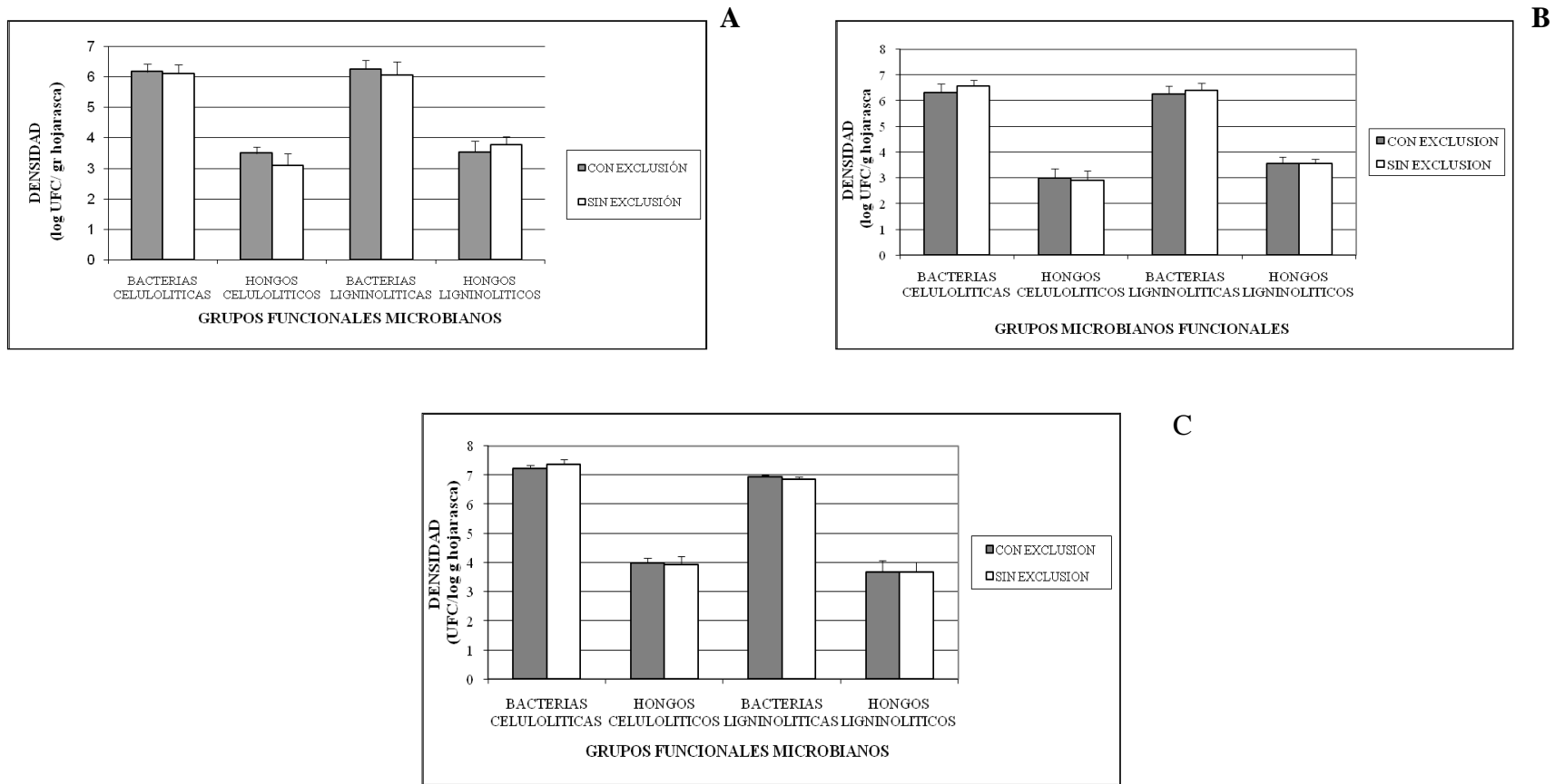
En los cafetales se mostró el mayor porcentaje de descomposición que en el bosque, pero no se encontró diferencia entre ellos ( $P > 0,05$ ), puede deberse a que los dos cafetales están expuestos a prácticas agrícolas que pueden influir en este resultado. Se puede sugerir que la descomposición de la materia orgánica se encuentra afectada en los agroecosistemas cafeteros. Sin embargo, sólo es posible evidenciar este cambio en la función de descomposición en los cafetales, con el material de mayor calidad. El mayor porcentaje de descomposición podría poner a disposición del cultivo, nutrientes en un período más corto. Sin embargo esto podría conllevar a la pérdida de elementos por lixiviación. Burbano (1994) señala

que el material de mayor calidad posee compuestos de carbono ricos en energía que se pierden como CO<sub>2</sub>, contribuyendo con el almacenamiento de la materia orgánica en el suelo. Mientras los residuos de material de menor calidad sufren un proceso diferente por los niveles de lignina, el cual el principal producto de descomposición es el humus, siendo importante como reservorio de materia orgánica en el suelo.

El porcentaje de descomposición a los seis meses del material vegetal de menor calidad con y sin exclusión de edafofauna fue de 30 y 25% a los tres meses y de 74 y 73% a los seis meses en cafetal a libre exposición; mientras que fue de 18 y 27% con y sin exclusión de edafofauna a los tres meses y, de 70 y 30% a los seis meses en cafetal bajo sombrío, respectivamente. Mientras que el material de mayor calidad presentó el 100% de descomposición independientemente de la exclusión de la edafofauna en los tres usos del suelo, a los seis meses. Al introducirse un cultivo puede existir una perturbación en el ecosistema, ya que es un factor que cambia el uso del suelo. De hecho las perturbaciones se presentan con más frecuencia en los agroecosistemas por las fumigaciones, sequías etc. y pueden disminuir la abundancia de organismos de la edafofauna (Wardle 2002).

Los grupos funcionales microbianos son primordiales en los usos del suelo porque sus funciones permiten mantener una alta calidad del suelo, ciclaje y retención de nutrientes, entre otros. La densidad de los grupos funcionales evaluados estuvo en el orden de 10<sup>5</sup> UFC/g hojarasca para bacterias y 10<sup>2</sup> UFC/g hojarasca para hongos para todos los usos de suelo (Figura 3). Los resultados mostraron que el bosque subandino presentó una densidad de los grupos funcionales microbianos que fue un orden de magnitud mayor que las de los cafetales, en un rango entre (7,0-7,3 x 10<sup>5</sup> UFC/g hojarasca) para bacterias celulolíticas y ligninolíticas y (3,0-3,7 x 10<sup>2</sup> UFC/g hojarasca) para hongos celulolíticos y ligninolíticos.

No se encontraron diferencias significativas en las densidades de los grupos microbianos funcionales celulolíticos y ligninolíticos con y sin exclusión de edafodauna, entre los tres usos de suelo cafetala a libre exposición, cafetal bajo sombrío y bosque subandino ( $P>0,05$ ) .



**Figura 3.** Promedio  $\pm$  desviación estándar de la densidad (log UFC/g hojarasca) de los grupos funcionales microbianos (bacterias y hongos celulolíticos y ligninolíticos), con y sin exclusión de edafofauna en los diferentes usos del suelo. (A) cafetal a libre exposición, (B) cafetal bajo sombrío y (C) bosque subandino.

Como sucede generalmente en el suelo la densidad de bacterias superó la de hongos también en los materiales vegetales (Tabla 2). Estos resultados sugieren que las bacterias acceden fácilmente a los sustratos vegetales que son fácilmente de descomponer, reflejando la mayor tasa de multiplicación de las bacterias (Brock *et al.* 1993).

No se encontró en los cafetales a libre exposición y bajo sombrero diferencias en las densidades entre bacterias celulolíticas y ligninolíticas en los tratamientos de exclusión de edafofauna, ni entre hongos celulolíticos y ligninolíticos ( $P > 0,05$ ).

Aguilera *et al.* (2001) comparó las abundancias de bacterias celulolíticas y proteolíticas en suelo en los agrosistemas cafeteros con y sin sombrero y en bosques húmedo andino y de guadua, sin encontrar diferencias significativas entre los usos de suelo, aunque la densidad de bacterias proteolíticas fue ligeramente mayor en el bosque húmedo ( $4,8 \times 10^6$  UFC/ g suelo) y las celulolíticas en el bosque de guadua ( $4,9 \times 10^6$  UFC/ g suelo). Dado que las densidades de los grupos funcionales microbianos de este estudio estuvieron entre ( $7,0-7,3 \times 10^5$  UFC/g hojarasca) en bacterias celulolíticas y ligninolíticas y ( $3,0-3,7 \times 10^2$  UFC/g hojarasca) para hongos. Estos resultados muestran que las densidades de los grupos funcionales microbianos celulolíticos y ligninolíticos son mayores en hojarasca.

Santos (2007) realizó un estudio para comparar la abundancia de grupos funcionales bacterianos de suelo entre sistemas de cultivos cafeteros en el departamento del Quindío sin encontrar diferencias entre cafetales a libre exposición y bajo sombrero en los grupos funcionales bacterianos fijadores de nitrógeno ( $5,9 \times 10^3$  UFC/ g suelo) y ( $2,6 \times 10^3$  UFC/ g suelo), respectivamente y los solubilizadores de fósforo ( $3,5 \times 10^3$  UFC/ g suelo) y ( $4 \times 10^3$  UFC/ g suelo). Aunque los grupos funcionales trabajados en ese estudio fueron diferentes a los evaluados en esta investigación y provinieron de

muestras de suelo, los resultados se asemejan en el sentido que sus densidades en los cafetales con y sin sombrero no se diferenciaron. Por otra parte se destaca el hecho que las condiciones microambientales y edáficas en el bosque subandino favorecen para la multiplicación de los microorganismos.

Si bien los indicadores físicos, químicos, bioquímicos y biológicos no determinan de manera independiente la calidad del suelo, la mayoría de los estudios coinciden en que la materia orgánica es el principal indicador y posee una influencia más significativa sobre la calidad del suelo y su productividad. Por tanto, la diferencia que se mostró en los porcentajes de descomposición de los materiales vegetales en agroecosistemas cafeteros y bosque subandino, con la participación de organismos fragmentadores y microorganismos funcionales en este estudio, contribuye a definir el estado actual de la calidad de los suelos estudiados y debe ser evaluado en otros sistemas como indicador funcional del mismo, con el fin de definir sistemas de producción sustentables. En este sentido se propone por primera vez el uso de un indicador de suelos que puede ser evaluado como indicador de calidad en un aspecto completamente nuevo, que sería el funcional, el cual tiene la ventaja que involucra un proceso que integra atributos físicos, químicos y biológicos y en esa medida es un mejor reflejo del estado del suelo.

## 9. CONCLUSIONES

Considerando los tres usos del suelo evaluados se puede concluir que el uso del suelo afecta el porcentaje de descomposición de los materiales de mayor (*Musae* sp.) y menor calidad (*Clusia* sp.) con y sin exclusión de edafofauna,.

El porcentaje de descomposición de material de alta calidad puede ser usado como indicador de calidad funcional de suelos bajo cultivos de café.

La descomposición de material vegetal de alta calidad no es afectado por la exclusión o no de la edafofauna durante el proceso, en los tres usos del suelo, ya que fue total después de seis meses, independientemente del tratamiento de exclusión (con y sin) de edafofauna.

La densidad de grupos funcionales celulolíticos y ligninolíticos no fue afectada por el tratamiento de exclusión o no de la edafofauna durante el proceso de descomposición.



## **10. RECOMENDACIONES**

Determinar la actividad microbiana enzimática de degradación de los materiales vegetales que realizan los grupos funcionales microbianos celulolíticos y ligninolíticos y poder determinar el efecto sobre la actividad microbiana en el proceso de descomposición en los diferentes usos del suelo, con la finalidad de determinar si hay alteraciones en su función degradadora por efectos del uso del suelo.

Utilizar más intervalos de tiempo para comparar el porcentaje de descomposición de los materiales vegetales y la influencia que puede tener el clima en el proceso, con el fin de determinar si su función es directa en la descomposición de materia orgánica.

Evaluar el material vegetal de mayor calidad como indicador de calidad en otros usos de suelo para relacionarlos con los resultados de esta investigación.

## 11. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aerts, R. 1997. Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. *Oikos* 79: 439-449.

Aguilera, M.P., Vélez, B.E., Varela, A. & Flórez, C. Efecto de la cobertura vegetal sobre grupos funcionales bacterianos en suelos del Quindío. *Revista Suelos Ecuatoriales* 33(2): 162-167.

Alarcón, M., Aldazábal, R., Martínez, J. 1996. Influencia del sol y la sombra en la calidad y el rendimiento del grano de café. Centro Agrícola. Cuba. *Acta Agrícola* 23(13): 11-16.

Alessandria, E., Leguía, H., Pietrarelli, L., Zamar, J., Luque, S., Sánchez, J., Arborno, M. & Rubín, D. 2002. Diversidad Agrícola: Incidencia de plagas en sistemas de producción extensivos en Córdoba, Argentina. *Biodiversidad* 32: 9-12.

Alexander, M. 1981. *Introducción a la Microbiología del Suelo*. Editorial AGT. México D.F. 491 p.

Alexopoulos, C. 1985. *Introducción a la micología*. Editorial Omega. Barcelona, España. 254 p.

Álvarez, J. & Willig, M. 1993. Effects of tree fall gaps on the density of landsnail in the Luquillo experimental forest of Puerto Rico. *Biotropica* 25(1):100-110.

Arenas, H. 1994. Dinámica de la hojarasca en un bosque nativo y un bosque de Eucaliptos en la región de Monserrate, Colombia. En: Mora-Osejo & Sturm (eds.).

Estudios ecológicos del Páramo y del bosque altoandino cordillera oriental de Colombia. 715 p.

Argüello, H. 1988. Tasa de descomposición y liberación de nutrimentos en el follaje de ocho especies de interés agroforestal en la franja premontano de Colombia. Trabajo de Grado para optar el título de Magíster Scientiae. Turrialba, Costa Rica. 132 p.

Armbrecht, I. 2000. Diversidad de artrópodos en las plantaciones de café bajo diferentes densidades en Costa Rica y México. Cenicafé. En: Foro Internacional Café y Biodiversidad. Chinchiná, Colombia. 14 p.

Barriga, P. 2001. Comparación de las tasas de descomposición de hojarasca y de los grupos funcionales de microorganismos involucrados, entre áreas continuas y fragmentos de bosque húmedo montano bajo al occidente de la sabana de Bogotá (Cundinamarca, Colombia). Trabajo de Grado para optar el título de Microbiólogo Industrial. Facultad de Ciencias. 145 p.

Bardgett, R.D. 2005. The biology of soil: A community and ecosystem approach. Oxford University Press. Oxford, United Kingdom. 256 p.

Beare, M.H., Coleman, D.C., Crossley, D.A., Hendrix, P. & Odum, E.P. 1995. A hierarchical approach to evaluating the significance of soil biodiversity to biogeochemical cycling. *Plant and Soil* 170:5-22.

Bell, M. 1974. Decomposition of Herbaceous Litter. In: *Biology of Plant Litter Decomposition*. Academic Press. London, England. 774 p.

Berg, B. 2000. Initial rates and limit values for decomposition of Scots pine in Norway spruce needle litter-a synthesis for N fertilized forest stands. *Canadian Journal of Forest Research* 30(1):122-135.

Berg, B. & Laskowski, R. 2006. Litter decomposition: a guide to carbon and nutrient turnover. *Advances in Ecological Research* 38. Elsevier, Amsterdam. 421 p.

Blondel, J. 2003. Guilds of functional groups: does it matter?. *Oikos* 100:223-231.

Brady, N. 1984. The nature and properties of soils. MacMillan Publishing Company. New York, U.S.A. 750 p.

Brock, T. 1993. *Biology of Microorganisms*. Pearson Prentice-Hall. London. United Kingdom. 736 p.

Brussaard, L. 1997. Biodiversity and ecosystem functioning in soil. *Ambio* 26: 563-570.

Burbano, H. 1989. El Suelo: Una Visión sobre sus componentes Bioinorgánicos. Serie de Investigaciones. Pasto, Colombia. 447 p.

Burbano, O. 1994. La materia orgánica del suelo en el contexto de una agricultura sostenible. En: Silva, M. Fertilidad de suelos diagnósticos y control. Sociedad Colombiana de la Ciencia. Bogotá, Colombia. 187-217 p.

Campbell, J. B. 1996. Introduction to remote sensing. The Guilford Press. New York. U.S.A. 622 p.

Cardona, D. & Sadeghian, S. 2005. Beneficios del sombrío de guamo en suelos cafeteros. *Cenicafé*. Bogotá, Colombia. 1-5 p.

Carrera, L. 1999. Diversidad de organismos, hojarasca y biomasa subterránea como indicadores de sostenibilidad en diferentes agroecosistemas. Resumen 37 Cenicafé. Bogotá, Colombia. 2-7p.

CENICAFÉ. 1993. La materia orgánica y su importancia en el cultivo del café. Boletín Técnico No.16. Chinchiná, Colombia. 24 p.

Chapin III, F.S., Matson P.A. & Mooney, H.A. 2002. Principles of terrestrial ecosystem ecology. Springer-Verlag. New Cork, U.S.A. 436 p.

Coddington, J.A., Grisnold, C.H.E., Silva, D., Peñaranda, E. & Scott, S. 1991. Designing and testing samplings protocols to estimate biodiversity in tropical ecosystems. Dioscorides Press. Portland, U.S.A. 2: 1048.

Coleman, D.C., Crossley, J.R. & Hendrix, P.F. 2004. Fundamentals of soil ecology. Elsevier Academic Press, San Diego. U.S.A. 386 p.

Coleman, D. & Crossley, D. A. 1996. Fundamentals of soil ecology. Academic Press. San Diego, U.S.A. 205 p.

Coleman, D.C., Blair, J., Elliot, E., Wall. D. 1999. Soil invertebrates. Oxford University Press, New York, U.S.A. 349-377 p.

Colwell, R.K. & Coddington, J.A. 1996. Estimating biodiversity through extrapolation. Philosophical Transactions of the Royal Society of London, England.140 p.

Cornelissen, J. 1996. An experimental comparison of leaf decomposition rates in wide range of temperate plant species and types. Journal of Ecology 84: 573-582.

Cornu, S., Luizao, J., Rouiller, J. & Lucas, Y. 1997. Comparative study of litter decomposition and mineral element release in two Amazonian forest ecosystems: litter bag experiments. *Pedobiología* 41: 456-471.

Corporación Autónoma del Quindío (CRQ). 2001. Evaluación preliminar del estado de los recursos naturales en el departamento del Quindío. Armenia, Colombia. 215 p.

Cortet, J., Joffre, R., Elm Holt, S. & Krogh, H. P. 2003. Increasing species and trophic diversity of mesofauna affects fungal biomass, mesofauna community structure and organic matter decomposition. *Biology and Fertility of Soils* 37 (5): 302-312.

Coûteaux, M., Bottner, P. & Berg, B. 1995. Litter decomposition, climate and litter quality. *Trends in Ecology and Evolution* 10(2): 63-66.

Coyne, M. 1999. *Microbiología del suelo: Un enfoque exploratorio*. Editorial Paraninfo. Madrid, España. 416 p.

Cuenca, G., Aranguren, J. & Herrera, R. 1983. Root growth and litter decomposition in a coffee plantation under shade tree. *Plant and Soil* 71: 477-486.

Del Valle, J.I. 2003. Descomposición de la hojarasca fina del bosque pantanoso del Pacífico Colombiano. *Interciencia* 28(3): 148-153.

Dix, N. & Webster, J. 1995. *Fungal ecology*. Chapman & Hall. London, England. 345 p.

Duchaufour, P. 1987. *Edafología, edafogénesis y clasificación*. Editorial Masson. Barcelona, España. 493 p.

Edwards, P. 1977. Studies of mineral cycling in a montane rain forest in New Guinea. The production and disappearance of litter. *Journal of Ecology* 65: 971-992.

Edwards, C.A. & Heath, G. 1963. The role of soil animals in breakdown of leaf material. Amsterdam, Netherlands. 76-84 p.

Estrada, A., Coates, A., Dadda A. & Cammarano, P. 1998. Dung and carrion beetles in tropical rain forest fragments and agricultural habitats at Los Tuxtlas, Mexico. *Journal Tropical Ecology* 14: 577-593.

Ettema, Ch. 2000. Soil Microorganism and plant ground. *Applied Soil Ecology* 14(1): 83-84.

Etter, A. & Villa, L.A. 2000. Andean forests and farming systems in part of the Eastern Cordillera (Colombia). *Mountain Research and Development* 20(3): 236-245.

FAO. 1997. Food and agriculture production yearbook. Food and agriculture organization of the United Nations .Rome. Italy.

FAOSTAT. 2004. Fao Statistical Databases [En línea] [www.apps.fao.org/default.jsps](http://www.apps.fao.org/default.jsps) [Consulta: Marzo 2007]

Farfán, F. & Mestre A. 2005. Manejo del sombrero y fertilización del café en la zona central colombiana. *Revista Cenicafe* 56(2): 127-141.

Farfán, F. & Urrego, J. 2007. Descomposición de la hojarasca y liberación de nutrientes de *Coffea arabica*, *Cordia alliodora*, *Pinus oocarpa* y *Eucalyptus grandis*, en sistemas agroforestales con café. *Revista Cenicafe* 58(1): 20-39.

Fassbender, H.W & Bornemiza, E. 1987. Química de suelos, con énfasis en suelos de América Latina. IICA. San José, Costa Rica. 420 p.

Federación Nacional de Cafeteros. 2001. Principios y criterios de conservación para la producción cafetera en Colombia. Bogotá, Colombia. 7 p

Filipello, V., Airaudi, D. & Barchi, C. 1997. One-year monitoring the airborne fungal community in a suburb of Turin (Italy) and assessment of its functional relations with the environment. *Mycological research* 7: 821-828.

Fuentes, Flórez, R. 1979. Coffe productions system in México. In: De lass alas (ed.) Whorkshop on agroforest the systems in Latin America. Turrialba, Costa Rica. 60-71p.

García, A. 1988. Manual de recomendaciones para el cultivo del café. Costa Rica. 193 p.

Garrett, S. D. 1951. Soil fungi and soil fertility. Pergamon Press. 165 p.

González, G. & Seastedt, T. 2000. Comparison of the abundance and composition of soil fauna in tropical and subalpine forests. *Pedobiología* 44: 545-555.

Groffman, P. M. & Bohlen, P. J. 1999. Soil and sediment biodiversity: cross-system comparisons and large-scale effects. *BioScience* 49: 139-148.

Guhl, A. 2004. Café y cambio de paisaje en la zona cafetera colombiana entre 1970 Y 1997. *Revista Cenicafé* 55(1): 29-44.

Hattenschwiler, S. & Gasser, P. 2005. Soil animals alter plant litter diversity effects on decomposition. *Proceedings of National Academy of Science* 102: 1519-1524.

Hattenschwiler, S., Tiunov, A. & Scheu, S. 2005. Biodiversity and litter decomposition interrestrial ecosystems. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 36: 191-218.



Heal, O.W., Anderson, J.M. & Swift, M.J. 1997. Plant litter quality and decomposition: an historical overview. In: Driven by nature: plant litter quality and decomposition. 3-30 p.

Hector, A., Schmid, B., Beierkuhnlein, C., Caldeira, M. C., Diemer, M., Akopulos, P. G., Finn, J. A., Freitas, H., Giller, P. S., Good, J., Harris, R., Höglberg, P., Huss-Danell, K., Joshi, J., Jumpponen, A., Körner, C., Leadley, P. W., Loreau, M., Minns, A., Mulder, C., O'Donovan, S. J., Otway, S. J., Pereira, J. S., Prinz, A., Read, D. J., Lorenzen, M., Schulze, E. D., Siamantziouras, A., Spehn, E., Terry, A. C., Troumbis, A. Y., Woodward, F. I., Yahci, S. & Lawton, J. H. 1999. Plant diversity and productivity experiments in European grasslands. *Science* 286:1123-1127.

Heemsbergen, D. A., Berg, M. P., Loreau, M., Van Hal, J. R., Faber, J. H. & Verhoef, H. A. 2004. Biodiversity effects on soil processes explained by interspecific functional diversity. *Science* 306:1019-1020.

Heneghan, L. & Bolger, T. 1996. Effect of component of "acid rain" on the contribution of soil microarthropods to ecosystem function. *Journal of Applied Ecology* 33(6):1329-1344.

Heneghan, L., Coleman, D. Zou, X., Crossley, D. & Haines, B. 1999. Soil microarthropod contributions to decomposition dynamics: Tropical-temperate comparisons of a single substrate. *Ecology* 80:1873-1882.

Hermida, J. & Ondina, P. 1995. Estudio ecológico de *Vitrea (Vitrea) contracta* (Westerlund, 1871) (Molusca: gastropoda: Pulmontata: Stylommatophora) en el noreste de la Península Ibérica. *Anual Biology* 20(9): 47-52.

Hobbie, S.E. 1992. Effects of plant species on nutrient cycling. *Tree* 7: 336-339.

Holt-Jensen, A. 1999. Geography: history and concepts. A students' guide. Thousand Oaks, Sage Publications. 228 p.

Hudson, H.J. 1968. The ecology of fungi on plant remains above the soil. *New Phytopathology* 67:837-874.

Huston, M. A., Arssen, L. W., Austin, M. P., Cade, B. S., Fridley, J. D., Garnier, E., Rime, J. P., Hodgson, J., Lauenroth, W. K., Thompson, K., Vandemeer, J. H. & Wardle, D. A. 2000. No consistent effect of plant diversity on productivity. *Science* 289: 1255.

Ibarra-Núñez, G., García, J. & Moreno, M. 1995. Diferencias entre un cafetal orgánico y uno convencional en cuanto a diversidad y abundancia de dos grupos de insectos. In: *Memorias Primera Conferencia Internacional IFOAM sobre café orgánico*. México D.F. 115-129 p.

Ibañez, J. 2006. Clasificación de horizontes orgánicos: Un universo invisible bajo nuestros pies. Madrid, España. 15 p.

IGAC. 1996. Suelos: Departamento del Quindío. Subdirección Agrológica. Bogotá, Colombia. 205 p.

IGAC. 2004. Línea de base de ordenamiento territorial en los distritos mineros. Manual de Acompañamiento. Bogotá. Colombia. 15 p.

Jaramillo, R. & Gómez, G., 1989. Microclima en cafetales a libre exposición solar y bajo sombrío. *Revista Cenicafe* 40(3): 65-79.

Jenny, H., Gessel, S. & Bingham, F. 1949. Comparative study of decomposition rates of organic matter in temperate and tropical regions. *Soil Science* 68: 419-432.

Joffre, R., Agren, G.I., Gillon, D. & Bossata, E. 2001. Organic matter quality in the ecological studies: theory meets experiment. *Oikos* 93: 451-458.

Jordan, C.F. 1985. Nutrient cycling in the tropical forest ecosystems; principles and their application in management and conservation. New York, U.S.A. 179 p.

Kang, J.C., Hyde, K.D. & Kong, Y.C. 1999. Studies on the Amphisphaeriales: The genera excluded from Amphisphaeriaceae, Cainiaceae and Clypeosphaeriaceae. *Fungal Diversity* 2: 135-151.

Kjøller, A. & Struwe, S. 1992. Functional groups of Microfungi in Decomposition. In: Carrol, G. *The Fungal Community. Its Organization and Role in the Ecosystem*. New York, U.S.A. 619-626 p.

Knoll, D. & Schreiber, L. 2000. Plant-Microbe Interactions: Wetting of Ivy (*Hedera Helix* L.). Leaf surfaces in relation to colonization by Epiphytic Microorganisms. *Microbial Ecology* 41:33-22.

Kogel-Knabner, I. 2002. The macromolecular organic composition of plant and microbial residues input to soil organic matter. *Soil Biology & Biochemistry* 34:139-162.

Kuter, G.A. 1986. Microfungal populations associated with the decomposition of sugar maple leaf litter. *Mycologia* 78(1): 114-126.

Lambers, H., Chapin III & Pon, T. 1998. *Plant physiological ecology*. Springer-Verlag. New York, U.S.A. 540 p.

Lambin, E. F. & Geist, H. J. 2001. Global land-use and land-cover change: what have we learned so far? *Global Change. Newsletter* 46: 27-30.

Lavelle, P., Blanchart, E., Martin, A. & Martin, S. 1993. A hierarchical model for decomposition in terrestrial animals ecosystems: Application to soils of the humid tropical. *Biotropica* 25(2): 130.

Liiri, M., Setälä, H., Pennanen, T. & Fritze, H. 2002. Relationship between soil microarthropod species diversity and plant growth does not change when the system is disturbed. *Oikos* 96:137-149.

Liu, W., Fox, E. & 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. *Ecological Research* 15: 435-447.

Lizarazo, L.M. & Torres, M.V. 2007. Dinámica de grupos funcionales y actividad de la fosfatasa de dos suelos agrícolas del departamento de Boyacá. *Revista Suelos Ecuatoriales* 37:56-60.

López, W. 2002. *Café: Técnica y tradición*. Universidad de Santiago de Cali, Colombia. *Revista Cenicafé* 99: 299.

Lussenhop, J. 1992. Mechanisms of microarthropod-microbial interactions in soil. *Advances in Ecological Research* 23: 1-33.

Mackenzie, F. T. & Mackenzie, J. A. 1998. *Our changing planet: an introduction to earth system science and global environmental change*. Prentice Hall. 387 p.

Mannion, A. M. 2002 . Land-cover and land-use change. Arnold Press. New York.U.S.A. 230 p.

Martínez, M. 2004. Caracterización del microhabitat usado por el ensamblaje de anuros asociados a cafetales con sombrío (Santander, Colombia). Trabajo de Grado para obtener el título de Biólogo. Facultad de Ciencias. Bogotá. Colombia. 122 p.

Martínez-Yrizar, A. 1980. Tasas de descomposición de materia orgánica foliar de especies arbóreas de selvas en clima estacional. México D.F. 94 p

Meentemeyer, V. 1978. Macroclimate and lignin control of litter decomposition rates. Ecology 59:465-472.

Melillo, J.M., Aber J.D. & Muratore, J. 1982. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. Ecology 63(3):621-626.

Melillo, J.M., Aber J.D. & Linkins, A.E. 1989. Carbon and nitrogen dynamics along the decay continuum: Plant litter to soil organic matter. Plant and Soil 115: 189-198.

Mijail, A., Villaseca, J. & Zione, N. 1996. Basic synecology of terrestrial molluscs in four Cuban plant formations. Acta Ciencia. Cuba. 133-146 p.

Minderman, G. 1968. Addition, decomposition and accumulation of organic matter in forests. Ecology 25: 355-362.

Moguel, P. & Toledo, V. 1999. Biodiversity conservation in traditional coffee systems of Mexico. Conservation Biology 13:11-21.

Molina, L. & García, A. 2006. Patrones de diversidad de la comunidad de escarabajos coprófagos (*Coleoptera-Scarabaeidae Scarabaeinae*) en la zona cafetera, Quindío, Colombia. *Acta Biológica Colombiana* 11(1): 133–176.

Molina, J. 2000. Diversidad de escarabajos coprófagos (Scarabaeidae: Scarabaeinae) en matrices de la zona cafetera (Quindío-Colombia). In: Federación Nacional de Cafeteros de Colombia, eds., *Memorias Foro Internacional Café y Biodiversidad*. Chinchiná, Colombia. 29 p.

Montenegro, J. 2007. Geopolítica y medio ambiente. *Semana Geomática (IGAC)*. Bogotá, Colombia. 27p.

Moore, J.C., Walter, D. & Hunt, H. 1988. Anthropol regulation of micro- and mesobiota in Below-ground detrital food webs. *Annual Review Entomology* 33:419-439.

Moorhead D.L., Sinsabaugh R.L., Linkins A.E. & Reynolds J.F. 1998. Decomposition processes: Modelling approaches and applications, *Science of the Total Environment* 183 (1-2): 137-149.

Murgueitio, E. & Ibrahim, M . 2003. Usos de la tierra en fincas ganaderas: Guía para el pago de servicios ambientales en el proyecto Enfoques Silvopastoriles Integrados para el Manejo de Ecosistemas. *Agroforestería en las Américas* 10: 30-40.

Muschler, R.G. 2004. Shade Management and its effect on coffee growth and quality. In: Wintgens, J.N. *Coffee: growing, processing, sustainable production*. 339-354 p.

Naranjo, E. & Palacio, O. 1997. Moluscos continentales. In: González, E., Dirzo, R. & Vogt, R. (eds). Historia natural de los Tuxtlas. México D.F. 425-431 p.

Nestel, D., Dickschen, F. & Altieri, M. 1993. Diversity patterns of soil macro-Coleoptera in Mexican shaded and unshaded coffee agroecosystems: an indication of hábitat perturbation. *Biodiversity and Conservation* 2:70-78.

Nolasco, M. 1985. *Café y sociedad en México*. Centro de ecodesarrollo México. México D.F. 454 p.

O'Brian, T. & Kinnaird, M. 2003. Caffeine and conservation. *Science* 300: 587.

Osorio, V. 2004. Descomposición y liberación de nitrógeno de material foliar y radicular de siete especies de sombra en un sistema agroforestal con café. Trabajo de Grado para obtener el título de Magíster Scientiae. Costa Rica. 92 p

Orsborne, J.L. & Macauley, B.J. 1988. Decomposition of Eucalyptus leaf litter: influence of seasonal variation in temperature and moisture conditions. *Soil Biology and Biochemistry* 20: 369-375.

Ortegón, D.A. 2004. Estructura y composición del ensamblaje de murciélagos (Chiroptera) presente en un cafetal con sombrío (Santander, Colombia). Trabajo de grado para optar el título de Biólogo. Facultad de Ciencias. 81 p.

Palacio, J.M. 2007. Estudio de tres diferentes usos del suelo y su efecto en la estructura y funcionalidad del ensamblaje de escarabajos coprófagos (Coleoptera: Scarabaeidae) en el departamento de Antioquía- Colombia. 72 p.

Paoletti, M. G. Taylor R. A, Stinner, B.R, Stinner. D. H & Benzing, D. H. 1991. Diversity of soil fauna in the canopy and forest floor of a Venezuelan cloud forest. *Journal of tropical ecology* 7 (3): 373–383.

Pardo, L., Vélez, C., Sevilla, F. & Otoniel, M.2006. Variación Estructural de Comunidades de Macroinvertebrados Edafícolas en Tres Sistemas de Uso del Suelo en el Municipio de Cerrito, Valle del Cauca. Colombia. 1-14 p.

Paustain, K., Collins, H & Paul, E. 1997. Management control on soil carbon. In: Paul, E., Paustian, K., Elliott, T. & Cole, C. (eds.) *Soil Organic matter in Temperate Agroecosystems*. CRC Press. 15-49 p.

Paz, I. & Sánchez, M. 2006. Relación entre dos sistemas de sombrero de café y algunas propiedades físicas del suelo en la meseta de Popayán. Colombia. *Revista Cenicafé* 5(2): 40-43 p.

Pearson, D.L. 1994. Selecting Indicator taxa for the quantitative assessment of Biodiversity. *Philosophical Transactions of Royal Society of London* 345:75-79.

Perfecto, I., Rice, R., Grenberg, R. & Van der Voort, M. 1996. Shade Coffee: A disappearing refuge for biodiversity. *BioScience* 46: 598-608.

Perfecto, I. & Armbrecht, I. 2003. The coffee agroecosystem in the neotropics: Combining ecological and economic goals. In: Vandermeer, J (ed.). *Tropical Agroecosystems*. CRC Press. Washington, D.C. USA. 159-194 p.

Perfecto, I., Vandermeer, J. & Pinto, L. 2005. Biodiversity, yield, and shade coffee certification. *Ecological Economic* 54(4):435-446.



Perrings, C. 2001. The economics of biodiversity loss and agricultural development in low income countries. In: Lee, D. R., Barrett, C. Tradeoffs and synergies: agricultural intensification, economic development and the environment. Wallingford, Cabi Publishing. 57-72 p.

Pimentel, D., Stachow, U., Takacs, D., Brubaker, H., Dumas, A., Meaney, J., O' Neil, J., Onsi, D. & Corzilius, D. 1992. Conserving biological biodiversity in agricultural/forestry systems. *BioScience* 42: 354-362.

Rao, K. S. & Pant, R. 2001. Land use dynamics and landscape change pattern in a typical micro watershed in the mid elevation zone of central. *Revista Cenicafé* 55(1):29-44.

Ricketts, T.H., Daily, G., Ehrlich, P. & Fay, J. 2001. Countryside biogeography of norths in a fragmented landscape: biodiversity in native and agricultural habitats. *Conservation Biology* 15:378-388.

Rivera, J. 1996. Suelo y medio ambiente en la explotación ganadera del departamento del Quindío. CRQ. Colombia. 21 p.

Rivera, J. H. & Gómez, A., 1992. El sombrío en los cafetales protege los suelos de la erosión. *Avances Técnicos. Revista Cenicafé.* 177:1-8.

Rodríguez, S. & Rodríguez, J.L. 1999. Aspectos Socioeconómicos del Cultivo del Plátano en Colombia. Oficina Regional de Planeación Corpoica, Regional Nueve. Manizales, Colombia. 23 p

Rojas, L., Godoy, C., Hanson, P., Kleinn, C. & Hilje, L. 1999. Diversity of hoppers (Homoptera: Auchenorrhyncha) in coffee plantations with different types of shade in Turrialba, Costa Rica. 21 p

Russell, A. & Vitousek. 1997. Decomposition and potencial nitrogen fixation in *Dicranopteris linearis* litter on Manua Loa, Hawai. *Journal of Tropical Ecology* 13: 579-594.

Sadeghian, S., Murguitio, E., Mejía, C. & Rivera J.M. 2001. Ordenamiento ambiental y reglamentación del uso y manejo del suelo en la zona cafetera. *Suelos del eje cafetero*. Pereira, Colombia. 96-108 p.

Sadeghian, S. 2000. Diversidad de meso organismos del suelo en la zona cafetera. In: Federación Nacional de Cafeteros de Colombia, eds. *Memorias Foro Internacional Café y Biodiversidad*. Chinchiná, Colombia. 20 p.

Sain, P. & Broadbent, F.E. 1977. Decomposition of rice straw in soils as affected by some management factors. *Journal of Environmental Quality* 6: 96-100.

Santos, D.J. 2007. Comparación de la abundancia de dos grupos funcionales bacterianos edáficos entre sistemas de cultivo cafeteros de la cuenca La Vieja Departamento del Quindío. Trabajo de Grado para optar el título de Microbióloga Industrial. Facultad de Ciencias. 81 p.

Schaefer, R. 1993. A hierarchical model for decomposition in terrestrial ecosystems: application to soils of the humid tropics. *Biotropica* 25: 130-150.

Schroeder, R. 1951. Distribución de la temperatura en una plantación de café. *Revista Cenicafé* 2(23): 21-30.

Seneviratne, G. 2000. Litter quality and nitrogen release and tropical agriculture: A synthesis. *Biology Fertility Soils* 31: 60-64.

Silva, A., Ponce De León, J, Carassa, R, Reyes, W. 1992. Efecto de la aplicación de efluentes orgánicos de tambo sobre la producción de verdeos y propiedades físico-químicas del suelo. *Notas Técnicas. Facultad de Agronomía. Uruguay.* 16 p.

Smith, J.L. 1994. Cycling of nitrogen through microbial activity. In: Hatfield J.L, Stewart BA (eds.) *Soil Biology: Effects on Soil Quality. Advances in Soil Science.* CRC Press. Florida, USA. 91-120 p.

Smith, V.C & Bradford, M.A. 2003. Litter quality impacts on grassland litter the composition are differently depend on soil fauna across time. *En: Applied of soil ecology* 22(2): 197-203.

Singh, K. 1969. Nutrient concentration in leaf litter of ten important trees species of deciduos forest at Varanasi. *Tropical Ecology* 10: 83-95.

Sinsabaugh, R. & Moorhead. L. 1997. Synthesis of litter quality enzyme approaches to decomposition modeling. 23-25 p.

Sinsabaugh, R.L, Carreiro, M.M. & Álvarez, S. 2002. Enzyme and Microbial Dynamics of Litter Decomposition. In: *Enzymes in the Environment.* Burns, R.G., Dick, R. (Eds.). New York, U.S.A. 249-266 p.

Stork, N., E. & Eggleton, P. 1992. Invertebrates as determinants and indicator of soil quality. *Journal Agriculture* 7: 38-55.

Suárez de Castro, F. & A. Rodríguez, 1962. Investigaciones sobre la erosión y la conservación de los suelos en Colombia. Federación Nacional de Cafeteros de Colombia. 473 p.

Sylvia, D.M., Fuhrmann, P., Hartel. & Zuberer, D. 1998. Principles and applications of soil microbiology. Prentice Hall. New Jersey, USA. 550 p

Swift, M., Heal, O. & Anderson, J. 1979. Decomposition in terrestrial ecosystems. University of California Press. Berkeley and Los Angeles, USA. 372 p

Turner, B. L., Skole, D., Sanderson, G., Fisher, G., Fresco, L. & Leemans, R. 1995. Land-use and land-cover change: science/research plan. International Congress of Scientific Unions and International Science Council. Stockholm. 85 p.

Vaast, P. & Snoeck, D. 1999. Hacia un manejo sostenible de la materia orgánica y de la fertilidad biológica de los suelos cafetaleros. In: Bertrand, B, Rapidel, B. Eds. Desafíos de la caficultura en Centroamérica. Francia. 139-169 p.

Varela, A., Cortés, C. & Cotes, C. 2007. Cambios en edafofauna asociada a descomposición de hojarasca en un bosque nublado. Revista Colombiana de Entomología 33(1): 45-53.

Verhoef, H.A & Brussaard, L. 1990. Decomposition and nitrogen mineralization in natural and agroecosystems: The contribution of soil animals. Biogeochemistry 11: 175-211.

Vitousek, P., Turner, D., Parton, W. & Sanford, R. 1994. Litter Decomposition on the Manual Environmental Matrix, Hawaii: Patterns, Mechanisms and Models. Ecology. 75: 418-429.

Voroney, R.P., Paul, E.A. & Anderson, D.W. 1989. Decomposition of wheat straw and stabilization of microbial products. *Canadian Journal of Soil Science* 69: 63-77.

Wagner, G.H. & Wolf, D.C. 1998. Carbon transformations and soil organic matter formation. In: *Principles and applications of soil microbiology*. 218-258 p.

Waksman, S. & Tenney, F. 1928. Composition of organic materials and their decomposition in the soil: IV The nature in rapidity n the composition of the various organic complexes indifferent plant materials, under aerobic conditions. *Soil Science*. 28: 55-84.

Wall , D. H. & Virginia, R. A. 2000. The world beneath our feet: soil biodiversity and ecosystem functioning. In: Raven, P. R., Williams T. (eds.). *Nature and human society: the quest for a sustainable world*. National Academy of Sciences and National Research Council, Washington, D.C., U.S.A. 450 p.

Wardle, D.A. 2002. *Communities and ecosystems: linking aboveground and belowground*. Princeton University Press. New Jersey. U.S.A. 84 p.

## 12. ANEXOS

### Anexo 1. Medio para aislamiento de bacterias y hongos celulolíticos

<b>Componente</b>	<b>g/l</b>
Celulosa	2 g
K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	0.5 g
MgSO <sub>4</sub>	0.25 g
Rojo congo	0.20 g
Gelatina	2 g
Agar	5 g

**Anexo 2.** Medio para aislamiento de bacterias y hongos ligninolíticos

<b>Componente</b>	<b>g/l</b>
Lignina	5 g
Glucosa	10 g
Asparagina	1 g
Extracto de levadura	0.5 g
K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	0.5 g
MgSO <sub>4</sub>	1 g
FeSO <sub>4</sub> · 7 H <sub>2</sub> O	0.01 g
Agar	15 g