

Pérdidas de suelo y nutrientes en ecosistemas forestales de la microcuenca La Murciélagu, Piedras Blancas, Antioquia

Recibido para evaluación: 23 de Septiembre de 2005
 Aceptación: 24 de Noviembre de 2005
 Recibido versión final: 10 de Diciembre de 2005

Sol Beatriz Jaramillo ¹
 Juan Diego León ²

RESUMEN

En la microcuenca La Murciélagu (Piedras Blancas, Antioquia), se estimaron las pérdidas de suelo en coberturas vegetales de *Pinus patula*, *Cupressus lusitanica*, rastrojo alto y en una cobertura testigo bajo suelo desnudo. En cada cobertura se implementaron tres parcelas rectangulares de erosión tipo estaca en los sectores alto, medio y bajo de la pendiente, y además, vertederos sobre la red de drenaje de la microcuenca con el fin de determinar la cantidad y calidad de los sedimentos. La máxima pérdida de suelo a partir de las estacas de erosión ocurrió en el sector alto de la cobertura testigo - 76,98 Mg ha⁻¹ año⁻¹ - mientras que un proceso de acumulación de suelo se verificó en el sector medio de la cobertura rastrojo (42,47 Mg ha⁻¹ año⁻¹). Las cantidades de sedimentos encontradas en los vertederos fueron de 0,20 kg ha⁻¹ año⁻¹ para rastrojo alto, 1,49 kg ha⁻¹ año⁻¹ para ciprés y 9,22 kg ha⁻¹ año⁻¹ para la cobertura mixta rastrojo-pino pátula. Los resultados revelaron, para ambas aproximaciones metodológicas, una mayor efectividad de la cobertura de rastrojo en la regulación de las pérdidas de suelo. Los flujos de nutrientes encontrados en los sedimentos para las coberturas de rastrojo-pino pátula, ciprés y rastrojo siguieron la secuencia decreciente Ca > Mg > Fe > Mn > N > Zn > Cu > P. Para el flujo de K la secuencia fue ciprés > rastrojo-pino pátula > rastrojo.

PALABRAS CLAVE:
 Pinus

Pérdida de Suelo, Estacas de Erosión, *Cupressus Lusitanica*, *Patula*, Rastrojo Alto, Flujos de Sedimentos, Flujo de Nutrientes.

ABSTRACT

Soil losses were estimated in La Murciélagu watershed (Piedras Blancas, Antioquia) in forest plantations of *Pinus patula* and *Cupressus lusitanica*, in a natural secondary forest, and in a bare soil control plot. Three rectangular erosion stake plots were established in each cover in the high, middle, and bottom sectors of the hill slope. Weirs also were constructed in the drainage network of the watershed to determine the quantity and quality of the sediments. The highest soil loss obtained from stakes plot occurred in the high sector of the control plot - 76,98 Mg ha⁻¹ año⁻¹ - whereas soil accumulation was registered in the middle sector of the natural secondary forest cover (42,47 Mg ha⁻¹ año⁻¹). The quantities of sediments captured in the drainage water were 0,20 kg ha⁻¹ y⁻¹ in natural secondary forest, 1,49 kg ha⁻¹ y⁻¹ in cypress forest and 9,22 kg ha⁻¹ y⁻¹ in a mixed cover (natural secondary forest-pine plantation). These results revealed for both methodological approaches, the highest effectiveness of the natural forest cover for the control of surface soil losses. The nutrient fluxes documented in weirs for secondary forest-pine plantation, cypress plantation and natural secondary forest covers followed the decreasing sequence Ca > Mg > Fe > Mn > N > Zn > Cu > P. For K flux, the sequence was cypress > natural secondary forest -pine plantation > natural secondary forest.

KEY WORDS:
 Natural

Soil Loss, Erosion Stakes, *Cupressus Lusitanica*, *Pinus Patula*, Secondary Forest, Particulate Fluxes, Nutrient Fluxes.

1. Ingeniera forestal, Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín.

2. Profesor Asociado, Departamento de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín.
 jdleon@unalmed.edu.co

1. INTRODUCCIÓN

La erosión se define como el proceso de desprendimiento y arrastre acelerado de las partículas del suelo causado por el agua y el viento (Suárez 1980); ésta, entendida no como un proceso de formación del paisaje, sino mejor como resultado de la intervención humana del territorio, ha adquirido con el paso del tiempo una magnitud tal que hoy día se le considera uno de los principales problemas ambientales a nivel global, asociado, en gran medida, a la deforestación. Así, en América del Sur (PNUMA 2000), casi 250 millones de hectáreas de terreno se encuentran afectadas por la degradación del suelo, siendo la erosión la principal amenaza con 68% del terreno afectado; unos 100 millones de hectáreas se han degradado como consecuencia de la deforestación, en tanto que unos 70 millones de hectáreas se han visto sometidas a procesos de pastoreo intensivo.



En todo proceso erosivo y en particular en el de erosión hídrica, intervienen directa o indirectamente varios agentes, los cuales están determinados como factores activos, pasivos o reguladores y son los encargados de acelerar o en cierta medida de controlar los desgastes que sufre el suelo. Entre éstos se destacan (León 2001): la lluvia (intensidad, cantidad y frecuencia), las características físicas del suelo (textura, estructura, densidad aparente, permeabilidad), la topografía (gradiente y longitud) y la vegetación. La interacción entre estos factores resulta en una mayor o menor efectividad en términos de la regulación de las pérdidas de suelo.

En el caso particular del manejo de una cuenca hidrográfica, interesa conocer el efecto que tienen los diferentes tipos de cobertura vegetal en la regulación de los procesos erosivos, es decir, la capacidad de éstas para disminuir la energía de las gotas de lluvia sobre el terreno a partir de su interceptación aérea y para promover flujos preferenciales de infiltración en el suelo antes que los de escorrentía superficial en el terreno, ya que es a partir de estos dos procesos –desagregación de partículas de suelo por impacto de gotas de lluvia y posterior transporte de ellas vía escurrimiento superficial- que tiene desarrollo la erosión hídrica.

Para la valoración del proceso de regulación de pérdidas de suelo ejercido por las coberturas vegetales, existen diferentes aproximaciones metodológicas, las cuales comprenden montajes experimentales sobre vertientes de terreno o sobre la propia red de drenaje de una cuenca hidrográfica, a los cuales se encuentran asociados diferentes tipos de cobertura vegetal. Las estimaciones de pérdida de suelo realizadas sobre vertientes surgen entre otros (León 2003), de métodos de amplia utilización, tales como aquellos que miden las variaciones del nivel de la superficie del terreno (estacas de erosión, marcos de erosión) y aquellos que miden la carga de sedimentos arrastrada por la escorrentía superficial (parcelas de escorrentía).

Las técnicas basadas en el registro de los cambios en el nivel de la superficie del terreno son especialmente útiles cuando se trata de pérdidas de suelo elevadas, o cuando éstas se encuentran concentradas en áreas relativamente pequeñas. Se trata de técnicas de registro volumétrico, mediante las cuales son medidas las variaciones de la microtopografía del terreno, producto de los procesos de agradación (acumulación) y degradación (pérdida). El método más ampliamente utilizado dentro de estas técnicas es el de estacas de erosión, dadas sus grandes ventajas en cuanto a sencillez y economía con respecto a otros métodos. Sin embargo debe señalarse que las mediciones son en ocasiones de difícil interpretación, aún cuando éstas sean tomadas cuidadosamente, y haya sido adecuadamente diseñada la localización de las estacas. El método encuentra su mejor ámbito de aplicación en aquellos sitios donde la erosión es relativamente rápida y donde se requieren estimativos de las pérdidas totales de suelo.

Las parcelas de escorrentía comprenden porciones de terreno de tamaño variable, limitadas por paredes que aíslan completamente el agua de escorrentía superficial, evitando el paso de ésta tanto hacia afuera como hacia adentro de la parcela. El agua que escurre es hacia el final concentrada y recogida en la base, mediante canales y tanques, siendo separados y cuantificados los sedimentos arrastrados por el flujo de agua.

Las parcelas de escorrentía han sido ampliamente empleadas para la determinación de pérdidas de suelo; sin embargo su uso en la actualidad es escaso. Si bien se trata de uno de los métodos más confiables para la medición de la erosión en forma directa (De Ploey & Gabriels,

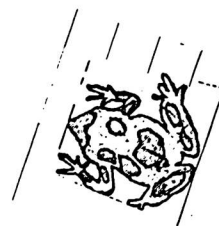
1984; Morgan 1986), hay varias fuentes de error involucradas en su empleo, dentro de las cuales cabe destacar (Morgan 1986) la posible formación de arroyos junto a los laterales colocados, que de otra manera no tendrían lugar; la interrupción del flujo de toda la pendiente por la imposición del límite superior, siendo afectados tanto agua como sedimentos; y el mantenimiento de un nivel constante entre la superficie del suelo y el borde del canal. Además, se tienen desventajas dados sus altos costos - los cuales por su parte representan limitaciones en la representación del ensayo- y por los requerimientos de áreas fisiográficamente uniformes, que impiden por su parte la implementación de un número representativo de replicaciones por tratamiento. Asimismo, dado que es inevitable la generación de algunos disturbios e interferencias durante su construcción, es importante propiciar un período adecuado para la calibración (León 2003).

Por otra parte, sobre la red de drenaje es posible determinar la ocurrencia de procesos erosivos acaecidos en la cuenca de captación, cuando se tienen microcuencas pequeñas, cerradas y bien delimitadas. Para ello los sedimentos transportados -carga del río- son recogidos y valorados. La carga del río comprende la fracción conocida como carga suspendida -minerales disueltos y sólidos en suspensión- y la fracción compuesta por partículas sólidas impulsadas a lo largo del fondo del río, a la cual se denomina carga de fondo (Zumberge 1979). La carga suspendida coincide con la cantidad de sedimento suspendido que es transportado por el flujo de agua, variando en tamaño desde arcilla hasta arena fina (Reynolds et al. 1990, Mitchell y Bubenzer 1991). Las técnicas de monitoreo de la carga suspendida contemplan aproximaciones que van desde muestreos de puntos instantáneos hasta de registro continuo, empleando para ello diferentes dispositivos (Linsley et al. 1977), tales como botellas abiertas de cuello amplio, y muestreadores que se hacen descender verticalmente a lo largo de la profundidad del río a una velocidad constante, hasta que se alcanza el fondo, proporcionando como resultado una muestra integrada que es recogida para cada altura.

En cuanto a la carga en lecho o carga de fondo, se trata del material particulado que se desliza o rueda río abajo mientras permanece en contacto con el fondo del cauce, variando en tamaño desde arena gruesa hasta rocas. La medición de esta fracción reviste una mayor dificultad que la de la carga suspendida, ya que las entradas de flujo crítico para el movimiento son más altas; su movimiento es más irregular tanto en relación con la tasa de descarga como con la distribución a través de la sección transversal del cauce de la quebrada, y su monitoreo se dificulta por la forma y tamaño de las partículas, y el agrupamiento del material del fondo. Los dispositivos empleados para su captura consisten en cámaras regulares de concreto o simples barreras de flujo, siendo el principio básico en ambos casos, el de disminuir o detener el flujo para que caiga al fondo el material grueso. Alternativamente a la construcción de estructuras permanentes como las recién señaladas, se tienen muestreadores portátiles consistentes en recipientes de diferentes formas que pueden ser bajados dentro del cauce para sacar el material del fondo durante cortos periodos de muestreo (Linsley et al. 1977, Reynolds et al. 1990).

De conformidad con Mitchell y Bubenzer (1991), el mejor método para obtener valores de producción de sedimentos es el de medición directa del sedimento suspendido y los sedimentos del lecho para puntos de interés en la cuenca.

A continuación se presentan los resultados de una investigación desarrollada en materia de valoración de las pérdidas de suelo verificadas bajo diferentes tipos de cobertura vegetal en la microcuenca de la quebrada La Murciélagu (Piedras Blancas, Antioquia). Los objetivos comprendieron por una parte, la determinación del efecto que tienen sobre las pérdidas de suelo, tres coberturas forestales (plantaciones forestales de ciprés y pino pátula, y rastrojo alto) y una testigo (suelo desprovisto de vegetación), y por otra la determinación de las interacciones que se presentan entre algunos de los agentes que intervienen en el proceso. Se pretendió además valorar cuantitativa y cualitativamente los sedimentos recogidos de las aguas de escorrentía directa -red de drenaje- para cada uno de los ecosistemas estudiados, y establecer algunas relaciones existentes entre la vegetación, la precipitación incidente y los sedimentos producidos en la cuenca. Las aproximaciones experimentales en campo comprendieron el registro de las variaciones del nivel de la superficie del terreno y el aforo de la carga del río.



2. MÉTODOS

2.1. Área de Estudio

El estudio se localizó en la microcuenca de la quebrada La Murciélagu, cuenca hidrográfica de la quebrada Piedras Blancas, situada a 20 km al oriente de la ciudad de Medellín y a una distancia de 14 km del municipio de Guarne. Su ubicación geográfica corresponde a las coordenadas planas 1.184.200-1.184.400 N y 841.500 - 841.700 E con origen Bogotá; su altura aproximada es de 2.400 msnm y su área 5,63 ha, cubierta esencialmente por plantaciones forestales (*Pinus patula* y *Cupressus lusitanica*) y por rastrojo alto. Algunos parámetros estructurales de estas coberturas se presentan en la Tabla 1. La unidad experimental es la microcuenca, la cual se considera un escenario cerrado y controlado para los efectos de este estudio.

Tabla 1.
Resumen de parámetros
silviculturales por rodal para las
coberturas de *Cupressus*
lusitanica, *Pinus patula* y
Rastrojo alto

Cobertura	Densidad (árbs ha ⁻¹)	Dq ha ⁻¹ * (cm)	G [?] (m ² ha ⁻¹)
Ciprés	593	36,69	63,67
Pino pátula	594	25,31	29,01
Rastrojo alto	560	12	9

* Diámetro cuadrático promedio por hectárea; ? Área basal por hectárea

La topografía en general es quebrada y ondulada, caracterizada por ceniza volcánica como material parental, que cubre una extensa región del Oriente Antioqueño, originándose a partir del mismo complejo volcánico que dio origen a los suelos de la región de Armenia-Manizales, donde la mayor proporción es de magmas ácidos de composición similar a la dacita y andesita ácida, rica en hornblenda. Este material está transformado en arcilla, siendo la alófana el constituyente mineral de mayor importancia, encontrándose además caolinita y gibsita en los horizontes más profundos. Los análisis mineralógicos de estos suelos indican la presencia de vidrio volcánico, hornblenda, feldespato y cuarzo, así como óxidos de Al, Fe, Ti y alófana (López 1996).

Los valores medios anuales de temperatura, precipitación y humedad relativa son, respectivamente, 15,1°C, 1965 mm y 83%. El régimen climático es isotérmico y la precipitación exhibe una distribución bimodal, presentándose el período húmedo entre los meses abril-mayo y septiembre-noviembre. Estas condiciones climáticas corresponden de acuerdo con la clasificación de formaciones ecológicas (Holdridge 1987) a la zona de vida bosque húmedo Montano Bajo (bh-MB).

2.2. Métodos de campo

Para el registro de las entradas de lluvia a los ecosistemas estudiados, se instalaron pluviómetros por fuera del bosque -precipitación incidente- y dentro de él -precipitación interna o neta. Para la determinación de las pérdidas superficiales de suelo en cada cobertura, se instalaron parcelas de erosión tipo estaca en ecosistemas forestales de *Pinus patula*, *Cupressus lusitanica* y rastrojo alto dentro de la microcuenca, así como en una cobertura testigo bajo condiciones de suelo desnudo y a libre exposición, con el fin de determinar el papel de cada una de tales coberturas en la regulación de las pérdidas de suelo. Para esto se establecieron en cada una de ellas tres parcelas rectangulares de erosión tipo estaca, en tres sectores de la pendiente, caracterizados por diferente grado de inclinación: parte baja (0-5%), parte media (6-15%) y parte alta (pendientes mayores del 15%), siendo esencialmente iguales las características edáficas -suelos derivados de cenizas volcánicas- y climáticas.

Cada parcela se conformó con tres hileras, cada una de diez estacas, dispuestas en el

terreno en forma de triángulo equilátero, separadas entre sí 50 cm, obteniéndose así un área de muestreo de 4,5 m² por parcela. El material orgánico que rodeaba cada estaca fue removido, hasta llegar al suelo mineral. Cada estaca fue clavada verticalmente hasta su nivel de referencia, de tal forma que las diferencias de altura entre la parte superior de un clavo colocado en ella y el nivel del suelo, reflejaran los cambios en el nivel de la superficie del terreno. Estas variaciones se consideran como un registro volumétrico directo, el cual se expresa en volumen de suelo por unidad de área o cantidad de suelo por unidad de área (Gómez 1999).

Para la fabricación de las estacas, se siguieron las recomendaciones de Gómez (1998): estacas de madera redonda inmunizada de 2 cm de diámetro y 50 cm de longitud; uno de los extremos de cada estaca biselado, y disposición de un clavo de 2" a 15 cm de altura. A partir de este punto -considerado como nivel de referencia- se hicieron cinco pequeñas ranuras hacia arriba y hacia abajo separadas entre sí por 1 cm. Para tener una mayor protección de las estacas en campo, se impregnó con brea la parte biselada de cada una.

Adicionalmente y como complemento al estudio de las pérdidas de suelo determinadas a partir de la aproximación volumétrica descrita, se realizaron aforos de sedimentos en vertederos construidos y dispuestos sobre la red de drenaje por Hernández (2005). La ubicación de cada vertedero se determinó de acuerdo a las áreas de drenaje claramente asociadas a las coberturas vegetales estudiadas: ciprés (1,30 ha), rastrojo (3,24 ha) y la cobertura mixta rastrojo-pino pátula (1,09 ha). Las ecuaciones ajustadas para los vertederos empleados se describen en la Tabla 2.

Tipo de Vertedero	Ángulo de Escotadura	Caudal (l/s)	Coefficiente de Descarga (Cd)	Ecuación de Caudal (Q vs. H)*	R ²
Triangular	5°	0,023 – 0,390	0,95	$Q = 1,48 H^{2,29}$	0,992
	10°	0,120 – 1,030	0,79	$Q = 2,45 H^{2,32}$	0,994
	15°	1,120 – 1,130	0,81	$Q = 2,81 H^{2,44}$	0,997
Rectangular o Ranura	½"	0,130 – 1,040	0,73	$Q = 24,34 H^{1,52}$	0,999

* Q: caudal (cm³ seg⁻¹), H: altura de la lámina de agua (cm).

Tabla 2.
Ecuaciones generales para cada dispositivo aforador (Henao y Restrepo 2000)

En cada uno de tales vertederos se acoplaron trampas de sedimentos construidas en madera y tela de malla fina, que permitían la captura de la carga suspendida y la carga de lecho, con el fin de valorar cuantitativa y cualitativamente los sedimentos que abandonaban el sistema cuenca, y determinar así el efecto que tenían las coberturas vegetales asociadas a dichos vertederos en la regulación de tales procesos.

El monitoreo de campo se desarrolló en el período de tiempo comprendido entre los meses de marzo de 2003 y noviembre de 2004. Con una frecuencia semanal, fueron medidos mediante probetas graduadas los volúmenes de agua recogidos en los pluviómetros localizados por dentro y por fuera de cada cobertura. Asimismo, semanalmente fueron recogidos los sedimentos capturados en las trampas dispuestas en cada uno de los vertederos, los cuales eran empacados y transportados hasta el laboratorio para realizar los procedimientos de secado y de determinación analítica. Para el registro de las variaciones de la superficie del terreno -parcelas de estacas- se midieron con una reglilla y con una frecuencia mensual, la totalidad de las estacas que conformaban cada parcela por sector de pendiente y cobertura.

2.3. Métodos de laboratorio

Las muestras de sedimentos recogidas en los vertederos fueron separadas manualmente del material orgánico más grueso, a través de juegos de tamices. Para la separación del material orgánico más fino, las muestras se llevaron a la mufa con el fin de determinar la cantidad mineral efectiva existente en cada una de ellas. Estas muestras se pesaron y se almacenaron

separadamente para su posterior análisis químico. Para este último, mediante sorteo, se seleccionó por mes una de las recolecciones y se sometió por separado el material de cada vertedero, a análisis de los elementos Ca, Mg, K, P, N, Cu, Fe, Mn, y Zn. Los análisis se practicaron en el Laboratorio de Ecología y Conservación Ambiental (LECA) del Departamento de Ciencias Forestales de la Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín.

2.4. Procesamiento y análisis de datos

Las pérdidas de suelo calculadas bajo la aproximación volumétrica -parcelas de estacas de erosión- han sido obtenidas para cada cobertura y sector de la pendiente, y representadas a través de herramientas descriptivas de tipo gráfico. Su cálculo siguió las recomendaciones de Gómez (1998), según quien el espacio o longitud que existe entre la superficie del suelo y el punto de referencia para cada estaca, origina una de las siguientes situaciones:

- Que exista un espacio entre el punto de referencia y la superficie del suelo, lo que expresa una reducción en la altura del suelo, que corresponde al concepto de degradación (h^-).
- Que el punto de referencia este cubierto de suelo, la altura de esta acumulación corresponde al concepto de agradación (h^+).

Cada situación, en un punto del terreno, corresponde a una altura que para el conjunto de estacas a evaluar, origina una altura promedio (\bar{H}), la cual se obtiene con la Ecuación 1:

$$\bar{H} = \frac{\sum_{i=0}^n h_i^+ + h_i^-}{N} \quad (1)$$

Donde N es el número de estacas por cada tratamiento.

A partir de la Ecuación 2, se estima el valor del volumen de suelo perdido (V_s):

$$V_s = \bar{H} \times Ae \quad (2)$$

Donde Ae es el área evaluada (m^2).

Mediante la Ecuación 3, se calcula la cantidad de suelo perdido (sp) para el área correspondiente a cada tratamiento:

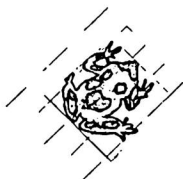
$$sp = V_s \times Da \quad (3)$$

Donde Da es la densidad aparente del suelo ($Mg\ m^{-3}$).

Con la Ecuación 4, se transforma la cantidad de suelo perdido del área de trabajo (sp), en cantidad de suelo perdido por hectárea:

$$SP = \frac{sp}{Ae} \frac{Mg}{m^2} \times \frac{10000m^2}{ha} \quad (4)$$

Donde Ae es el área de la parcela de escorrentía tipo estaca y SP representa la cantidad de suelo perdido ($Mg\ ha^{-1}$).



Finalmente, con el fin de determinar el efecto que tenían las diferentes coberturas vegetales en la regulación de pérdidas de suelo, así como la influencia del sector de la pendiente sobre éstas, se aplicó un análisis de varianza con medidas repetidas en el tiempo para los datos provenientes de las mediciones mensuales de las estacas de erosión, para lo cual fue empleado el programa estadístico SAS 8.0 para Windows. La aplicación de este tipo de ANAVA obedece a que los datos tomados en campo no pueden suponerse independientes en el tiempo, rompiéndose con ello el supuesto de independencia de los datos que rige la aplicación del ANAVA tradicional. Es importante notar que si bien no se tienen réplicas por tipo de cobertura para cada sector de la pendiente, dado que cada estaca fue medida a lo largo del período de estudio y que dicho registro fue adecuadamente diferenciado, ha sido asumida cada estaca como una pseudo repetición, teniéndose sobre cada una de ellas una medida repetida en el tiempo.

Para los sedimentos recogidos en los vertederos dispuestos sobre la red de drenaje –en las aguas de escorrentía directa- se ajustaron mediante análisis de regresión, modelos predictivos por cobertura, considerando como variable independiente diferentes presentaciones de la precipitación. Entre otras, se incluyeron la cantidad de lluvia correspondiente a la semana de monitoreo, la precipitación máxima de dicha semana, los valores medios de las precipitaciones máximas semanales, los valores medios de las precipitaciones semanales mayores de 15 mm, así como rezagos temporales de una semana para las variables mencionadas. Estos análisis fueron practicados mediante el programa estadístico STATGRAPHICS PLUS, versión 4,0.

Los flujos anuales de nutrientes vía material particulado se obtuvieron para cada cobertura -vertedero- a partir de la sumatoria de los productos entre la cantidad de sedimentos recogidos mensualmente en cada vertedero y la concentración de cada elemento obtenida del análisis practicado asimismo cada mes sobre los sedimentos.

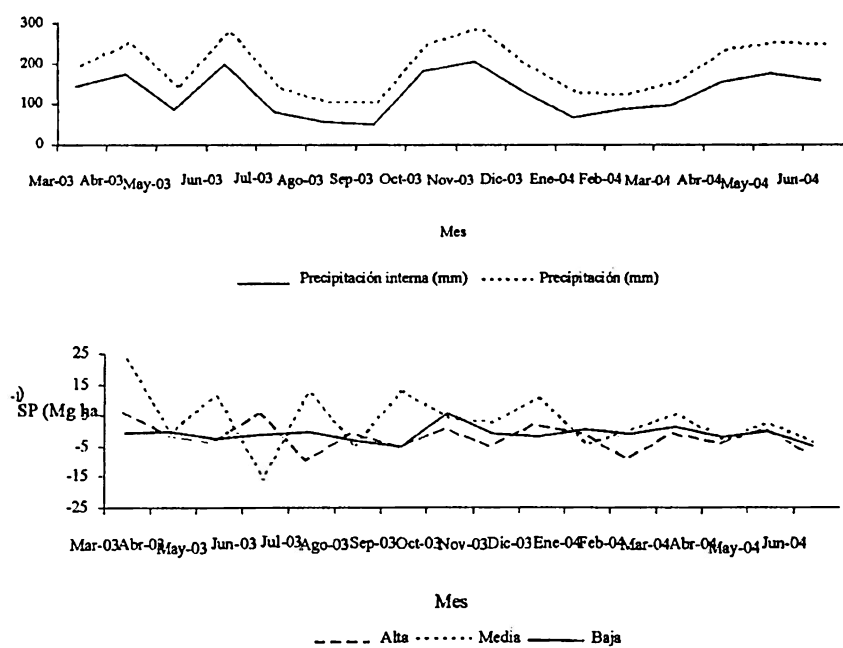
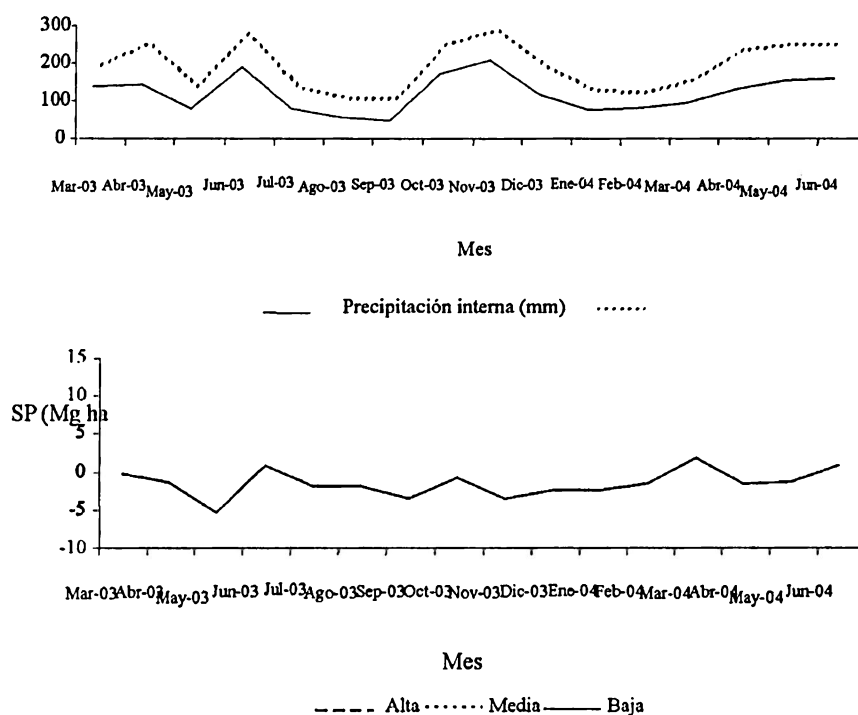
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Pérdidas superficiales de suelo bajo diferentes coberturas vegetales

Los valores mensuales obtenidos para la pérdida de suelo y para la precipitación durante el tiempo de muestreo mostraron una correlación directa, verificándose la asociación entre los picos de las máximas cantidades de lluvia y las mayores pérdidas de suelo (Figuras 1 a 4). El sector de la pendiente mostró asimismo relación con respecto a tales pérdidas, las cuales fueron superiores en la parte alta de las coberturas de rastrojo, pino pátula y testigo. La situación contraria se encontró en la cobertura de ciprés, donde la mayor pérdida de suelo se obtuvo en la parte media (Tabla 3). De conformidad con los resultados del ANAVA (Tabla 4) y de la prueba de diferencia de medias, se presenta un efecto significativo ($P < 0,05$) del tipo de cobertura sobre las pérdidas de suelo, así como entre algunos sectores de la pendiente de las mismas, lo que indica que éstas también influyen en las cantidades de suelo perdido.

En la cobertura de ciprés, los tres sectores de la pendiente no mostraron diferencias significativas entre ellos ($P > 0,05$), aunque las magnitudes de las pérdidas fueron del orden de 4,54, 14,59 y 12,15 Mg ha⁻¹ año⁻¹ para la parte alta, media y baja respectivamente. Los mayores valores se encontraron en la parte media de la pendiente, debido posiblemente a la baja densidad de árboles en este sector y/o a la escasa estratificación de los mismos.





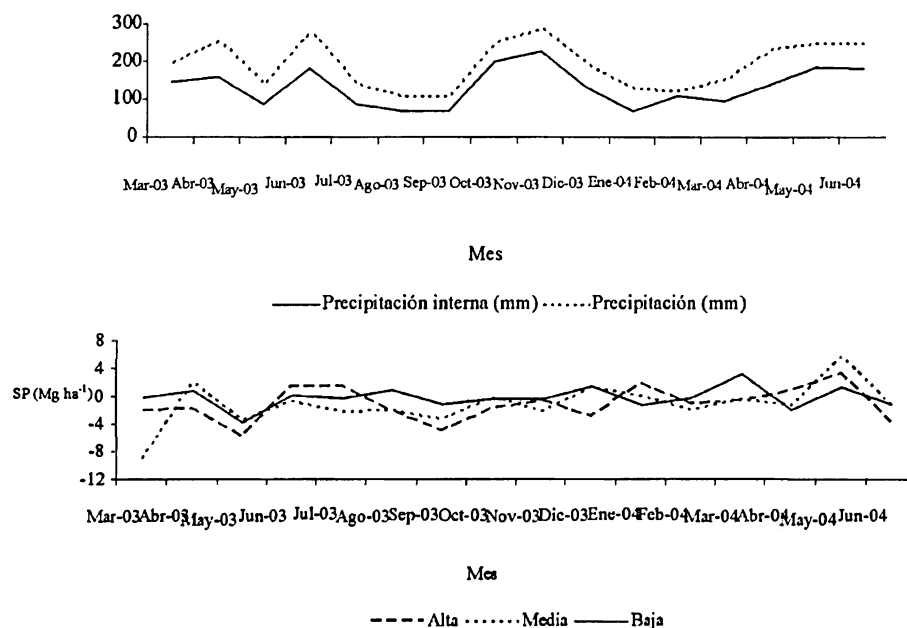


Figura 3.
Caracterización de la precipitación
y evolución temporal de la pérdida
de suelo por pendiente para la
cobertura de pino pátula.

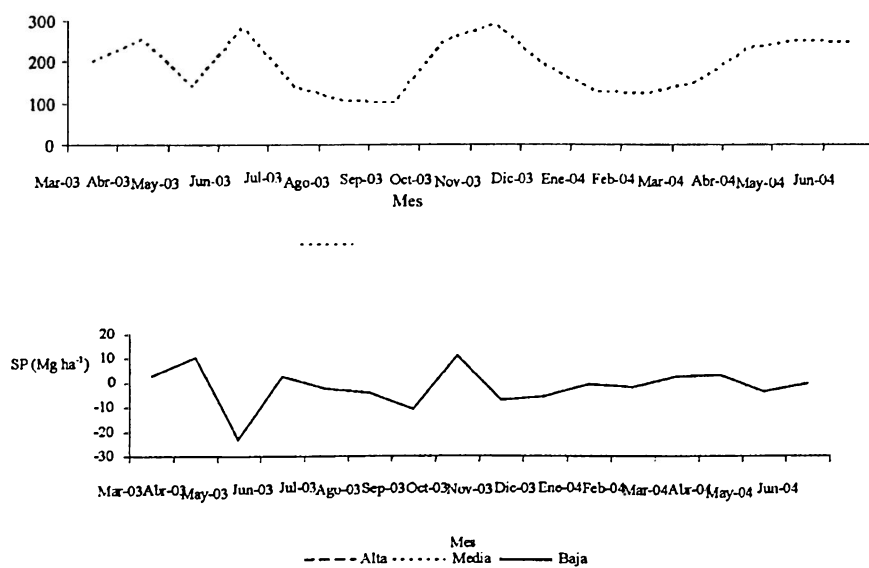


Figura 4.
Caracterización de la precipitación
y evolución temporal de la pérdida
de suelo por pendiente para la
cobertura testigo.

En la cobertura de rastrojo se presentaron diferencias significativas ($P < 0,05$) entre la parte alta y media, como también entre la parte media y baja, situación que no se registró en cambio entre los sectores alto y bajo de la pendiente. El sector medio no mostró pérdidas de suelo, sino acumulación de éste en una cantidad de 42,47 Mg ha⁻¹ año⁻¹, a diferencia de los otros dos para los cuales sí se encontraron pérdidas: 9,03 Mg ha⁻¹ año⁻¹ en la parte alta y 2,01 Mg ha⁻¹ año⁻¹ en la parte baja. La acumulación de suelo puede deberse principalmente a la cantidad de hojarasca que a su vez se deposita allí, disminuyendo el impacto de las gotas de lluvia que alcanzan la superficie del terreno, así como por efecto de una microtopografía que favorece potencialmente el almacenamiento en dicho sector. De hecho, y de manera casi sistemática, los valores registrados mes a mes en este sector de la cobertura de rastrojo mostraron menores valores de suelo perdido y mayores de acumulación que los sectores alto y bajo.

Tabla 3.
Suelo perdido* (Mg ha⁻¹ año⁻¹)
en las coberturas vegetales para
diferentes sectores de la
pendiente

Cobertura	Pendiente		
	Alta	Media	Baja
Ciprés	-4,54	-14,59	-12,15
Rastrojo	-9,03	42,47	-2,01
Pino pátula	-14,50	-11,77	-1,33
Testigo	-76,98	-35,48	-17,14

* Valores negativos indican pérdidas de suelo y valores positivos acumulaciones de suelo.

Tabla 4.
Resultados del Análisis de
Varianza para las coberturas
vegetales estudiadas (Estructura
Autorregresiva de primer orden)

Efecto	Num GL	Den GL	Valor F	Pr > F
Ttos	11	348	16,12	<,0001
Tiempo	15	5202	12,02	<,0001
Ttos*Tiempo	165	5202	3,77	<,0001

La cobertura de pino pátula mostró diferencias significativas ($P < 0,05$) entre los sectores alto y bajo de la pendiente, registrándose la mayor pérdida de suelo en el primer sector. Si bien cuando se comparan los valores de pérdida entre los sectores alto y medio, y medio y bajo, no se encuentran diferencias significativas, debe resaltarse que todos ellos mostraron la ocurrencia de procesos de degradación (14,50, 11,77 y 1,33 Mg ha⁻¹ año⁻¹ para los sectores alto, medio y bajo respectivamente). No obstante, en esta cobertura se registró el mínimo absoluto de suelo perdido, demostrando con esto posiblemente, que el aporte alto de acículas genera una protección efectiva del suelo contra la acción de las gotas de lluvia. En particular, el lento proceso de descomposición que experimenta la hojarasca foliar de las especies de coníferas, favorece el desarrollo de un mantillo de gran espesor, con una alta capacidad para aminorar el efecto del golpeteo de las gotas de lluvia.

Para la cobertura testigo en los tres sectores de la pendiente se encontraron pérdidas de suelo. Sin embargo, se presentaron diferencias significativas entre los sectores alto y medio y entre los sectores alto y bajo de esta cobertura, caso contrario al que se evidenció entre la parte media y baja de la pendiente. Para esta cobertura se observó una relación clara entre las pérdidas de suelo y los sectores de la pendiente, siguiendo la secuencia decreciente parte alta (76,98 Mg ha⁻¹ año⁻¹) > parte media (35,48 Mg ha⁻¹ año⁻¹) > parte baja (17,14 Mg ha⁻¹ año⁻¹), y reflejándose con ello los supuestos teóricos de verificación de mayores pérdidas ladera arriba de la vertiente y ocurrencia de acumulaciones en los sitios bajos, donde predomina la depositación como proceso. Las altas pérdidas de suelo obtenidas bajo las condiciones de suelo desnudo se encuentran claramente relacionadas con las condiciones de protección superficial del terreno; así, la ausencia de cobertura vegetal protectora permite el contacto directo de las gotas de lluvia con el suelo mineral superficial, favoreciendo la acción erosiva de aquellas.

Entre las coberturas forestales, y para el sector alto de la pendiente, se observó la inexistencia de diferencias estadísticamente significativas ($P > 0,05$). La cobertura testigo fue la única en este sector de la pendiente que mostró diferencias con cada una de las demás coberturas, presentando las mayores pérdidas de suelo. Para este sector de la pendiente, y tras la cobertura testigo, las mayores pérdidas de suelo se encontraron en pino pátula, seguidas de rastrojo y finalmente de ciprés.

Para el sector medio de la pendiente únicamente se verificaron diferencias significativas entre rastrojo y las otras tres coberturas, las cuales, a su vez, no mostraron diferencias significativas entre ellas. En este sector de la pendiente, la cobertura de rastrojo fue la única que no perdió suelo, mostrando, por el contrario, acumulación, conforme fue ya indicado. Las pérdidas de suelo siguieron la secuencia decreciente testigo > ciprés > pino pátula. Se presenta aquí un comportamiento normal para dichas pérdidas, puesto que la cobertura testigo corresponde a un suelo desnudo en el que se dan más fácilmente las pérdidas de suelo por desprendimiento y posterior arrastre de partículas, estando mejor protegidos los suelos que presentan vegetación de pino pátula y ciprés por el buen desarrollo del mantillo forestal, en íntimo contacto con el suelo mineral superficial.

En la parte baja de la pendiente, se obtuvieron diferencias estadísticamente significativas entre las coberturas testigo y rastrojo, y entre testigo y pino pátula. Por el contrario, entre las coberturas rastrojo y pino pátula, y entre ciprés y cada una de las otras tres coberturas, no se encontraron tales diferencias. La máxima pérdida de suelo se obtuvo en la cobertura testigo, a la cual siguieron, en su orden, ciprés, rastrojo y pino pátula.

Si se consideraran las pérdidas de suelo encontradas en los tres sectores de la pendiente por cobertura, y se obtuvieran los promedios respectivos, el máximo valor se encontraría en la cobertura testigo ($43,20 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), seguida por ciprés ($10,43 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y por pino pátula ($9,20 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). Tales pérdidas para las dos últimas coberturas se deberían parcialmente a la baja densidad del rodal, a la ausencia de estratificación, así como al escaso follaje para algunos individuos de gran porte, lo cual permite que las gotas de lluvia lleguen con más fuerza a la superficie del terreno generando así el desprendimiento de partículas de suelo.

A este último respecto, ha sido anotado (León 2001) que para árboles de gran altura el efecto benéfico en términos de reducción del efecto del impacto de las gotas de lluvia sobre el suelo podría estar sobrevalorado. Así, gotas que caen desde una altura de 7 m podrían alcanzar más del 90% de su velocidad terminal. La cobertura testigo, por no presentar vegetación, es la más susceptible a la erosión causada por la precipitación, ya que está expuesta directamente a la acción de las lluvias. La cobertura de rastrojo en cambio presentaría acumulación de suelo ($10,48 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), situación probablemente debida, entre otros factores, a la ocurrencia de una más clara estratificación vertical –amplia variedad de alturas de los individuos que conforman el ecosistema– que mitiga el impacto de las gotas que alcanzan el suelo, a la gran cantidad de hojarasca que se acumula sobre la superficie del suelo –mantillo– y a unas condiciones de infiltración edáfica mejoradas en este tipo de cobertura, las cuales minimizan los porcentajes de escorrentía superficial y con ello su capacidad de transporte de las partículas de suelo desprendidas.

En investigaciones desarrolladas en ecosistemas forestales de esta misma región por Acosta y Ruiz (2004), bajo la aproximación metodológica de parcelas cerradas de escorrentía superficial, fueron encontradas para un periodo de monitoreo de cuatro meses, pérdidas totales de suelo de $4,49 \text{ kg ha}^{-1}$, $1,36 \text{ kg ha}^{-1}$, y $3,33 \text{ kg ha}^{-1}$, siendo las coberturas en estudio bosques naturales de roble, y plantaciones de pino pátula y ciprés, respectivamente. Manejando la proporcionalidad directa, y únicamente con carácter referencial, tales valores a una escala anual serían de $13,47 \text{ kg ha}^{-1}$, $4,08 \text{ kg ha}^{-1}$ y $9,99 \text{ kg ha}^{-1}$. Cuando comparamos tales valores con los nuestros, encontramos que las menores pérdidas de suelo –para ambos trabajos– se presentan en la cobertura de pino pátula. Nuestras pérdidas en esta cobertura son claramente superiores a las encontradas por los autores citados; sin embargo ambas tasas han sido obtenidas a partir de diferentes aproximaciones experimentales –parcelas de escorrentía vs. estacas de erosión– y periodos de monitoreo asimismo distintos.

Estudiando las pérdidas de suelo bajo diferentes coberturas vegetales a través de parcelas



de escorrentía en San Antonio de Prado (Antioquia, Colombia), Galvis & Posada (1996) encontraron valores de 226,56 kg ha⁻¹ año⁻¹ en plantaciones forestales, 497,65 kg ha⁻¹ año⁻¹ en rastrojo alto, 761,50 kg ha⁻¹ año⁻¹ en pastos y 24,40 Mg ha⁻¹ año⁻¹ en suelo desnudo. Estos valores son asimismo inferiores a los nuestros en el caso de las plantaciones forestales y superiores a los encontrados en nuestra formación natural, en donde predominó el proceso de agradación. En el caso de las parcelas testigo, encontramos una mayor correspondencia entre los valores encontrados en ambos estudios, siendo la magnitud de nuestros valores cercana al doble de la reportada por los autores en mención, y ambos valores a su vez, muy inferiores a los reportados por Suárez (1980) -312,4 Mg ha⁻¹ año⁻¹- bajo condiciones de suelo desnudo para un período de cinco años de monitoreo en Chinchiná (Caldas, Colombia).

Los valores de pérdida de suelo encontrados por otros autores a partir de estacas de erosión en el mundo tropical, si bien relativamente bajos, son superiores a los nuestros en el caso de la cobertura de rastrojo. Así, Rougerie (1956) y Fearnside (1978), citados por McGregor (1980), reportaron pérdidas anuales de suelo en bosques lluviosos tropicales de 10-30 Mg ha⁻¹ (Costa de Marfil) y de 15 Mg ha⁻¹ (Brasil). Valores más bajos -5,2 Mg ha⁻¹-serían encontrados por Leigh (1978) en bosques lluviosos tropicales de Malaysia. Estos valores se corresponden más cercanamente con los estimados para nuestras plantaciones forestales, ejerciendo muy probablemente un papel importante en los mayores valores reportados por los estudios recién mencionados unas condiciones más desfavorables desde el punto de vista de las propiedades físicas del suelo, y un régimen climático más severo, en términos de la precipitación.

3.2. Sedimentos en la red de drenaje

Los cantidades mensuales de sedimentos recogidas en las aguas de escorrentía directa (Figura 5) fueron siempre mayores en el vertedero asociado al área mixta rastrojo-pino pátula, seguidas por las recogidas en los vertederos asociados a las coberturas de ciprés y de rastrojo. Así, se podría considerar que el área compuesta por rastrojo y pino pátula se encuentra mayormente influenciada por la porción de área correspondiente a esta última plantación forestal, ya que de manera aislada, la cobertura de rastrojo fue la que menores cantidades de sedimentos mostró en el vertedero asociado a ella. Los sedimentos anuales recogidos en las aguas de escorrentía directa siguieron la secuencia decreciente: área de composición mixta (9,22 kg ha⁻¹ año⁻¹) > ciprés (1,49 kg ha⁻¹ año⁻¹) > rastrojo (0,20 kg ha⁻¹ año⁻¹), de donde claramente se puede indicar que es la cobertura natural -rastrojo- la que mayor protección ofrece al suelo, reduciendo la llegada efectiva de sedimentos hasta la red de drenaje. McKergow et al. (2003), supervisando los cauces de una pequeña cuenca agrícola de 5,9 km² cerca de Albania, Australia Occidental, mostraron cómo los flujos de sedimentos suspendidos cayeron drásticamente después de mejorar la ribera del río plantando especies de eucalipto, desde más de 100 kg ha⁻¹ año⁻¹ hasta menos de 10 kg ha⁻¹ año⁻¹. Tales autores sugirieron que ésto era el resultado de la erosión reducida en las orillas del cauce, aumentando la estabilidad del canal. Dichos valores corresponden a las pérdidas anuales registradas en la microcuenca La Murciélagu, recién mencionadas, las cuales reflejan de algún modo la protección que ofrecen las coberturas boscosas al recurso suelo.

Cuando se comparan las pérdidas de suelo obtenidas a partir de los aforos de sedimentos en los vertederos con aquellas determinadas a partir de la medición de la variación en el nivel de la superficie del terreno -estacas de erosión- se encuentran diferencias notorias que residen precisamente en la naturaleza de las aproximaciones experimentales empleadas. Esta situación se hace clara cuando comparamos los sedimentos recogidos en los vertederos asociados a una única cobertura con aquellos obtenidos a partir de la aproximación volumétrica. Así, retomando los valores citados en el apartado anterior, en la cobertura de ciprés a partir de estacas se obtenía una tasa de 10,43 Mg ha⁻¹ año⁻¹, mientras que para esta misma cobertura en el vertedero correspondiente hallábamos 1,49 kg ha⁻¹ año⁻¹ de sedimentos. Al respecto, Walling (1983) anota que sólo el 10% de los sedimentos erodados en una cuenca de drenaje alcanzarán la salida de la cuenca.



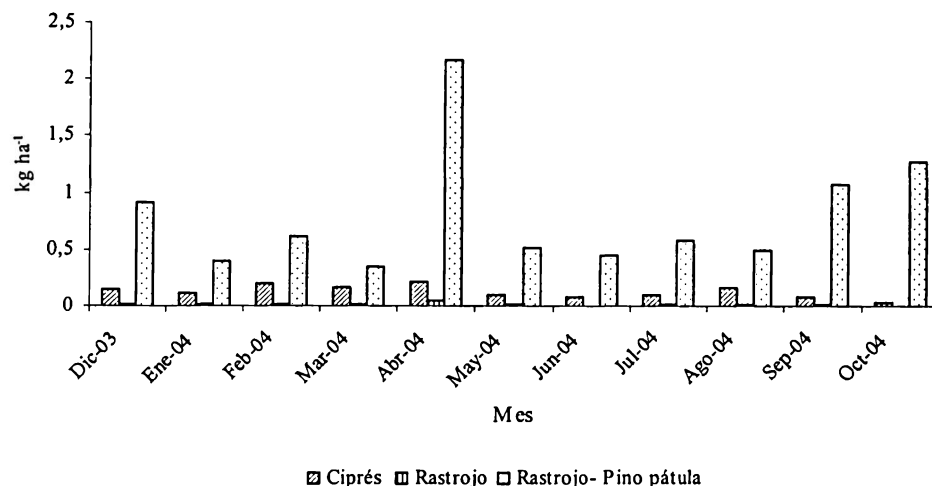


Figura 5.
Evolución temporal de la
sedimentación recogidos a través de
las aguas de escorrentía directa.

Los modelos de regresión obtenidos para la cantidad de sedimentos recogidos en las aguas de escorrentía directa (Tabla 5) mostraron un buen ajuste a partir de sus estadísticos, con lo cual son confiables para la predicción de las pérdidas de suelo a partir de una variable hidrológica como la precipitación. Los modelos para las coberturas de ciprés y rastrojo mostraron una relación inversa entre los sedimentos recogidos y la precipitación, situación que pone de manifiesto un fenómeno contrario al esperado. Por su parte, el modelo correspondiente a ciprés, refleja que pequeñas cantidades de lluvia generan grandes pérdidas de suelo y que a medida que la precipitación aumenta, se siguen dando tales pérdidas pero en una menor proporción. Para rastrojo, se tiene un modelo lineal, en el que las pérdidas de suelo son mayores a medida que disminuye la precipitación, mostrando con esto que las grandes cantidades de lluvia no son necesariamente responsables de dichas pérdidas.

Cobertura	Modelo	R ² (%)	D-W	Valor-P
Ciprés	$C SR = 1/(13,3663 + 0,725119*PS)$	52,91		0,0000
Rastrojo	$R SR = -4,34836 - 0,0205882*PMSA - 0,0286865*P15S$	74,96	1,17	0,0000
Rastrojo-Pino pátula	$R-Pp SR = -3,91211 + 0,0357565*PMSA + 0,0300325*P15S$	76,52	1,53	0,0000

Tabla 5.
Modelos de regresión ajustado
para la cantidad de sedimento
recogidos por cobertura

SR: Sedimentos recogidos, PS: Cantidad de lluvia (mm) semanal, PMSA: Cantidad máxima de lluvia (mm) de la semana anterior, P15S: Cantidad promedio de las lluvias semanales mayores de 15 mm, R²: Coeficiente de determinación, D-W: Estadístico Durbin-Watson.

En la cobertura de rastrojo, si bien se presenta la relación inversa indicada, es necesario observar cómo los coeficientes asociados a las variables predictoras son muy bajos, de lo cual se desprende una baja proporcionalidad con la variable de pérdida de suelo. Para el caso de la cobertura mixta rastrojo-pino pátula, se presenta un modelo lineal con intercepto negativo y pendiente positiva, lo que significa que a medida que la cantidad de lluvia aumenta, también lo hace la cantidad de sedimentos recogida. Esta situación refleja muy posiblemente el efecto de baja regulación de la cobertura de pino pátula, ya mencionado.

Cuando confrontamos las pérdidas de suelo registradas en los tres sectores de pendiente de cada cobertura (aproximación metodológica de estacas de erosión), con la cantidad de

sedimentos recogidos en la red de drenaje (aproximación metodológica de aforo de vertederos), se puede decir que, si bien las pérdidas son elevadas al nivel de vertiente dentro de cada una de las coberturas, tales partículas de suelo alcanzan a llegar en muy pequeñas cantidades hasta los canales, para ser contabilizadas como pérdidas efectivas para el sistema. Así, la pérdida de suelo en las coberturas de ciprés y rastrojo, cada una de las cuales tiene asociado un vertedero de forma independiente –efecto simple de cada cobertura- y considerando el mínimo absoluto encontrado en cada una de ellas mediante las estacas de erosión ($4,54 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en la parte alta de ciprés y $2,01 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en la parte baja de rastrojo), se encuentra que tales valores son claramente mayores que los de sedimentos recogidos en los vertederos asociados a ellas ($0,00149 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para ciprés y $0,0002 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para rastrojo), situación que refleja parcialmente la capacidad de reserva de la cuenca.

3.3. Pérdidas de elementos vía material particulado

En cuanto a la cantidad de elementos que sale del sistema en forma particulada a través de las aguas de escorrentía directa (Tabla 6), puede decirse que para la totalidad de casos, se trata de valores pequeños en los tres tipos de coberturas, tanto para los elementos mayores como para los menores. Esta situación se encuentra principalmente determinada por las bajas cantidades de sedimentos presentes en las aguas de escorrentía directa, antes que por los valores de referencia para la concentración elemental, aún cuando estos últimos se encuentran potencialmente afectados por los procesos de lavado. En general se tuvo una mayor salida en la cobertura mixta rastrojo-pino pátula, siendo esto normal puesto que fue la que mayores cantidades de sedimentos aportó.

Tabla 6.
Flujo de nutrientes ($\text{kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) en los sedimentos recogidos para las coberturas asociadas a los vertederos

Elemento	Cobertura		
	Ciprés	Rastrojo	Rastrojo-Pino pátula
Ca	$3,23 \times 10^{-3}$	$5,03 \times 10^{-4}$	$3,00 \times 10^{-2}$
Mg	$7,77 \times 10^{-4}$	$9,41 \times 10^{-5}$	$4,76 \times 10^{-3}$
K	$1,78 \times 10^{-4}$	$2,24 \times 10^{-6}$	$1,23 \times 10^{-4}$
P	$2,11 \times 10^{-6}$	$7,30 \times 10^{-7}$	$1,49 \times 10^{-5}$
N	$7,50 \times 10^{-7}$	$7,00 \times 10^{-8}$	$5,54 \times 10^{-6}$
Cu	$5,60 \times 10^{-6}$	$5,20 \times 10^{-7}$	$2,59 \times 10^{-5}$
Fe	$2,58 \times 10^{-4}$	$2,97 \times 10^{-5}$	$1,78 \times 10^{-3}$
Mn	$1,69 \times 10^{-4}$	$8,35 \times 10^{-6}$	$7,65 \times 10^{-4}$
Zn	$3,22 \times 10^{-5}$	$1,07 \times 10^{-6}$	$1,56 \times 10^{-4}$

A nivel de macroelementos, los mayores flujos se obtuvieron para calcio, seguido por magnesio, teniéndose para ambos elementos los máximos absolutos de flujo en la cobertura de composición mixta rastrojo-pino pátula. El tercer elemento en abundancia en los sedimentos fue K, siendo a diferencia de los elementos recién señalados, ligeramente mayor el flujo en la cobertura de ciprés. A nivel de microelementos cabe destacar la participación de hierro, elemento para el cual se obtienen flujos en la cobertura mixta incluso superiores a los registrados para elementos mayores en las coberturas de ciprés y de rastrojo. La abundancia de elementos en los sedimentos, siguió la secuencia decreciente que a continuación se indica, según cobertura:

Ciprés:	Ca, Mg, Fe, K, Mn, Zn, Cu, P, N
Rastrojo:	Ca, Mg, Fe, Mn, K, Zn, P, Cu, N
Rastrojo-Pino pátula:	Ca, Mg, Fe, Mn, Zn, K, Cu, P, N

Como se desprende de la secuencia presentada, se tienen muy bajas participaciones de elementos claramente identificados como restrictivos en la zona tropical, y de gran importancia para la nutrición vegetal, caso de N que se presenta de forma invariable ocupando el último lugar,

y P en una situación muy similar, para el cual se ha reportado ampliamente una baja disponibilidad en suelos derivados de cenizas volcánicas como los aquí estudiados.

Campo et al. (2000) investigando el ciclo del calcio, potasio y magnesio en un bosque seco (Estación Biológica Chamela, Costa Pacífica de México), encontraron que la cantidad de sedimentos transportados de las laderas era altamente dependiente de los grandes eventos de escorrentía, siendo los promedios para elementos como Ca, K y Mg de 0,021, 0,001 y 0,003 kg ha⁻¹ año⁻¹ respectivamente. Los valores promedio para los mismos nutrientes en la microcuenca estudiada fueron de 0,011 kg ha⁻¹ año⁻¹ para Ca, 0,0001 kg ha⁻¹ año⁻¹ para K y 0,001 kg ha⁻¹ año⁻¹ para Mg, mostrando así similitud con los reportados, aunque se deben anotar las condiciones climáticas claramente contrastantes bajo las cuales se desarrolló tal estudio, pero que aquí se recogen dada la escasez de literatura disponible que impide la comparación de los datos experimentales aquí obtenidos.



4. CONCLUSIONES

La pérdida de suelo registrada mediante variaciones en la superficie del terreno en la microcuenca La Murciélago exhibió comportamientos diferentes para las distintas coberturas y sectores de la pendiente. La máxima pérdida de suelo se presentó en el sector alto de la pendiente de la cobertura testigo (76,98 Mg ha⁻¹ año⁻¹), mientras que la mayor acumulación ocurrió en el sector medio de la cobertura rastrojo (42,47 Mg ha⁻¹ año⁻¹). Considerando los promedios de las pérdidas de suelo de los tres sectores de la pendiente por cobertura se tendría la secuencia decreciente testigo > ciprés > pino pátula > rastrojo, siendo 43,20 Mg ha⁻¹ año⁻¹ las pérdidas de la parcela testigo, 10,43 Mg ha⁻¹ año⁻¹ las de ciprés, 9,20 Mg ha⁻¹ año⁻¹ las de pino pátula y una acumulación de 10,48 Mg ha⁻¹ año⁻¹ en la parcela de rastrojo.

Para los sedimentos recogidos en los vertederos asociados a las distintas áreas dentro de la Microcuenca, se pudo notar una clara diferencia entre coberturas, puesto que los mayores valores se registraron para la combinación rastrojo-pino pátula con 9,22 kg ha⁻¹ año⁻¹, seguida de ciprés con 1,49 kg ha⁻¹ año⁻¹ y por último rastrojo con 0,20 kg ha⁻¹ año⁻¹. Así, la cobertura rastrojo es la que menores cantidades de suelo permite que salgan de la Microcuenca.

Comparando la cantidad de sedimentos recogidos en cada vertedero - para los casos de ciprés y rastrojo - dentro de la microcuenca, con la cantidad de suelo perdido en cada sector de la pendiente para cada una de las coberturas asociadas, se puede decir que una pequeña cantidad de suelo abandona sus límites definitorios, permaneciendo la mayor cantidad dentro de la Microcuenca, destacándose el papel protector del suelo que ejercen las coberturas forestales, dado además que en esencia se trata de una cuenca forestal.

Los flujos de nutrientes a través de los sedimentos mostraron valores extremadamente bajos, siendo calcio el mayoritario dentro del conjunto de elementos estudiados. La composición elemental tan baja y las así mismo bajas cantidades de sedimentos recogidos influyen claramente en esta situación. Sin embargo, debe indicarse que los procesos de lavado y descarga de elementos que se verifican sobre los sedimentos durante el transporte en las aguas, incide en los valores de referencia para concentración. Así, las pérdidas de elementos aquí obtenidas podrían estar subvaloradas.

5. RECONOCIMIENTOS

Al Departamento de Ciencias Forestales (DCF) de la Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín por su apoyo logístico, y a su Laboratorio de Ecología y Conservación Ambiental por las determinaciones analíticas. Al personal de la Estación Forestal Piedras Blancas del DCF por su apoyo decidido en las labores de campo. Al profesor Álvaro Lema Tapias por su asesoría estadística y a la ingeniera forestal Laura Catalina Hernández Posada por su colaboración en las tareas de campo.

6. BIBLIOGRAFIA

- Acosta, J. J., y Ruiz, O. A., 2004. Estudio de los flujos de escorrentía superficial en bosques de la región de Piedras Blancas, Antioquia. Trabajo de Grado de Ingeniería Forestal. Facultad de Ciencias Agropecuarias. Universidad Nacional de Colombia. Medellín. 48 p.
- Campo, J., Maass, J. M., Jaramillo, V. J. y Martínez Y., A., 2000. Calcium, potassium, and magnesium cycling in a Mexican tropical dry forest ecosystem. *Biogeochemistry* 49, pp. 21–36.
- De Ploey, G. y Gabriels, D., 1984. Medición de la pérdida de suelo y estudios experimentales. En: *Erosión de Suelos* (Eds. M.J. Kirkby y R.P.C. Morgan). Limusa. México. pp. 89-126.
- Galvis, C.M. y Posada, H. D., 1996. Estudio preliminar de la producción de sedimentos bajo diferentes coberturas vegetales. Trabajo de Grado de Ingeniería Forestal. Facultad de Ciencias Agropecuarias. Universidad Nacional de Colombia. Medellín. 77 p.
- Gómez, E. 1998. Parcelas de escorrentía tipo estaca como alternativa para evaluar la pérdida de suelo. *Suelos Ecuatoriales* 28, 168-170 pp.
- Gómez, E., 1999. Procesos erosivos. Estrategias para su caracterización e implementación de sus prácticas básicas de control y prevención. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional de Colombia. Litorey. Medellín. 154 p.
- Henoa, M. y Restrepo, M., 2000. Estructuras de aforo y distribución de pequeños caudales. Trabajo de Grado de Ingeniería Civil. Facultad de Minas. Universidad Nacional de Colombia. Medellín. 104 p.
- Hernández, L. C., 2005. Ciclo hidrológico y de nutrientes en la cuenca de la quebrada La Murciélago, Piedras Blancas, Antioquia. Trabajo de Grado de Ingeniería Forestal. Facultad de Ciencias Agropecuarias. Universidad Nacional de Colombia. Medellín. 64 p.
- Holdridge, L.R., 1987. Ecología basada en zonas de vida. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. San José, Costa Rica. 216 p.
- Leigh, C.H., 1978. Slope hydrology and denudation in the Pasoh forest reserve, 1-Surface wash; experimental techniques and some preliminary results. *Malayan Nature Journal* 30, pp. 179-197.
- León, J.D., 2001. Estudio y control de la erosión hídrica. Centro de Publicaciones Universidad Nacional de Colombia Medellín. Medellín. 224 p.
- León, J.D., 2003. Métodos experimentales para el seguimiento y estudio de la erosión hídrica. *Revista Gestión y Ambiente* 6, pp.39-56.
- Linsley, R.K., Kohler, M.A. y Paulhus, J.L., 1977. Hidrología para ingenieros. Mc Graw Hill. Bogotá. 382 p.
- López, M. N., 1996. Clasificación de ácidos húmicos de Andisoles del Oriente Antioqueño. Trabajo de grado de Ingeniería Forestal. Facultad de Ciencias Agropecuarias. Universidad Nacional de Colombia. Medellín. 69 p.
- Mc Gregor, D.F.M., 1980. An investigation of soil erosion in the Colombian rain forest zone. *Catena* 7, pp. 265-273.
- Mc Kergow, L.A., Weaver, D.M., Prosser, I.P., Grayson, R.B. y Reed, A.E., 2003. Before and after riparian management: sediment and nutrient exports from a small agricultural catchment, Western Australia. *Journal of Hydrology* 270, pp. 253-272.
- Mitchell, J.K. y Bubenzer, G.D., 1991. Estimación de la pérdida del suelo. En: *Erosión de Suelos*. Eds. M.J. Kirkby y R.P.C. Morgan. Limusa. México. pp. 35-88.
- Morgan, R.P.C., 1986. Soil erosion and conservation. Longman. New York.
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente - PNUMA, 2000. Perspectivas del medio ambiente mundial. Mundi-Prensa. Madrid. 398 p.
- Reynolds, B., Hudson, J.A. y Leeks, G., 1990. Field methods for estimating solute and sediment losses in small upland streams. En: *Nutrient cycling in terrestrial ecosystems. Field methods, application and interpretation*. Eds. A.F. Harrison, P. Ineson y O.W. Heal. Elsevier. London y New York. pp. 103-129.
- Suárez D. C., F., 1980. Conservación de suelos. IICA. San José de Costa Rica. 315 p.
- Walling, D.E., 1983. The sediment delivery problem. *Journal of Hydrology* 65, pp. 209-237.
- Zumberge, J.H., 1979. Geología elemental. Continental. México. 355 p.

