

El Colegio de la Frontera Sur

**De maizales a potreros: cambio en la calidad del  
suelo en Los Ángeles, Villaflores, Chiapas, México**

TESIS

presentada como requisito parcial para optar al grado de  
Maestra en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural

por

Ingrid Abril Valdivieso Pérez

2011

## Tabla de Contenido

Agradecimientos

Resumen

I.	INTRODUCCIÓN.....	8
II.	ANTECEDENTES.....	10
2.1	Deforestación de los bosques tropicales secos en América Latina.....	10
2.2	Expansión de la ganadería en la REBISE.....	11
2.3	Modificación en la estructura y composición vegetal por pastoreo del ganado..	12
2.4	Modificaciones al suelo por pastoreo del ganado.....	13
2.5	Uso de indicadores de la calidad del suelo.....	15
III.	OBJETIVO GENERAL.....	16
3.1	Objetivos particulares.....	16
IV.	HIPOTESIS.....	16
V.	MATERIAL Y MÉTODOS.....	17
5.1	Zona de estudio.....	17
5.1.1	Reserva la biosfera La Sepultura (REBISE).....	17
5.2	Condiciones ambientales de la CART.....	18
5.2.1	Geología.....	18
5.2.2	Edafología.....	19
5.2.3	Clima.....	19
5.2.4	Vegetación.....	19
5.3	Predio de estudio en el ejido Los Ángeles.....	20
5.4	Tipos de cubiertas del suelo (TCS).....	26
5.5	Análisis de suelos.....	27

5.6 Análisis estadístico.....	27
VI. RESULTADOS.....	28
VII. DISCUSIÓN.....	42
VIII. CONCLUSIONES.....	48
IX. LITERATURA CITADA.....	49

## AGRADECIMIENTOS

Agradezco a CONACYT y a ECOSUR por haberme dado la oportunidad de estudiar la maestría y por recibir financiamiento en el periodo 2009-2010. Al proyecto UC-MEXUS, y FORDECyT quienes financiaron el trabajo de campo y los análisis de laboratorio. A la CONANP y su equipo de trabajo, por permitirnos utilizar sus instalaciones y por el apoyo y amistad durante mi estancia en el ejido.

A mi tutor Dr. Luis García Barrios, por guiarme en esta investigación, y por enseñarme que la perseverancia y los múltiples esfuerzos siempre dan frutos y traen consigo enseñanzas muy valiosas para la vida académica y personal.

A mis asesores Dr. David Álvarez y Dr. José Nahed, por sus valiosos comentarios y asesorías; y muy apreciada amistad. A mis sinodales Dr. Sergio Cortina y M. en C. Noé Samuel por sus correcciones y muy importantes comentarios al documento final.

Al coord. de posgrado Dr. Luis Bernardo Vázquez, por su apoyo en todos los trámites internos de titulación, y por ser un buen amigo y ejemplar maestro.

Al Q.A. Miguel Ángel López, Manuel Anaya y sus asistentes, por haber apresurado los análisis químicos del suelo. Al personal del SIBE, en especial a Mercedes Guadarrama y Nancy Zamora, por ayudarme a conseguir rápidamente artículos científicos; a Hermilo Cruz y Mario Zúñiga por su increíble amistad y por haberme dado facilidades en el préstamo de libros. Al Dr. Hugo Perales por sus asesorías estadísticas.

A Amayrani M. y Mireya C. por su valioso apoyo en campo y por su amistad.

A todos mis amig@s del ejido Los Ángeles, que me brindaron durante todo este tiempo su amistad y confianza. En especial a don Uliber Gutiérrez, quien me permitió a mí y a mis colaborador@s el acceso a El Limón. A Elías Gutiérrez, que me ayudó a juntar todos los elementos de la historia del predio. Al comisariado Sr. Adonai Vásquez, por permitirme realizar la investigación en el territorio del ejido, a Doña Chonita y su familia por su auténtico sazón casero y compañía, y a Hubenay Moreno y familia, por abrirme las puertas de su hogar.

A Colibrí Sanfioenzo y al M. en C. Romeo Trujillo por sus consejos, por su inigualable amistad, por ayudarme en los momentos de “crisis conceptual”, y por compartirme parte de su literatura y experiencia. A Carolina Morales por su compañerismo, amistad y motivación en la recta final de la tesis. A tod@s los compañer@s de mi generación (2009) por su compañerismo y amistad, en especial a Eric Vides, por su apoyo en campo y por todos esos momentos de diversión, reflexión y emoción que compartimos juntos en clases, en la oficina y en el campo. A la Dra. Claudia Brunel, por escucharme y por darme valiosos consejos y por su hermosa amistad cada día del año. A Juan Luis V. por su ayuda y apoyo en momentos críticos. A todos mis amig@s de San Cristóbal dentro y fuera de ECOSUR, sin su compañía la vida sería simple y aburrida. Gracias por hacer de este lugar un espacio ideal.

A mi compañero de aventuras, asistente y sobretodo mi mejor amigo de la vida Filiberto Alonso, por su interés, eficiencia y entusiasmo en el trabajo de campo. Por su apoyo incondicional desde el proceso de admisión hasta la culminación de la maestría y por su gran amor de todos los días.

Finalmente, a los integrantes de mi familia Valdivieso-Pérez. Sin su apoyo, amor y motivación yo no estaría en este momento aquí y ahora. En especial a la memoria de mi abuelo Julio César Valdivieso A. quien en sus últimos momentos en vida me enseñó que la vida es solo un breve instante, y que debemos aprovechar cada minuto como si fuera el último antes de morir. A tod@s muchas gracias!!!

## RESUMEN

En los últimos 50 años hubo dos grandes cambios de uso del suelo en el ejido Los Ángeles, Municipio de Villaflores, Chiapas: la transición de bosque a maíz y de maíz a potrero. No es claro si la segunda transición modificó o deterioró la calidad del suelo. El objetivo de esta investigación fue estudiar los efectos de la transición de maizal a potrero sobre un grupo de indicadores edáficos de calidad del suelo, y determinar si –al interior de cada uso del suelo- la faceta topográfica y el tipo de cubierta del suelo (TCS) la modifican. Para ello se eligió y estudió detalladamente una microcuenca de 20 ha con los tres usos del suelo en condiciones topográficas comparables y manejados por un solo ganadero. Se colectaron muestras de suelo para medir algunos indicadores de calidad edáfica (pH, materia orgánica, densidad aparente, y textura). Mediante el método de interceptos sobre transectos se registró la frecuencia de los diferentes TCS en dos tipos de faceta topográfica (crestas y cañadas) en tres momentos diferentes entre las temporadas de lluvia y de seca.

En las crestas de la microcuenca, la calidad del suelo no disminuyó al transitar de bosque a maizal, pero de maizal a potrero sí. Al no ser tan abrupta la pendiente de las crestas como la de las cañadas, permite que el constante aporte de esquilmos agrícolas al suelo y la deposición de orina y estiércol -del ganado en pastoreo- se incorporen al suelo y no cause diferencia en la calidad edáfica entre bosque y maizal. Sin embargo, la transición de maizal a potrero sí redujo la calidad del suelo, dado que son áreas más accesibles para el ganado y están sujetas a mayor defoliación, pisoteo y deformación de las características intrínsecas del suelo.

En las cañadas, la transición de bosque a maizal redujo la calidad del suelo, pero la transición de maizal a potrero no. La pendiente del terreno provoca que los maizales sean más susceptibles a la pérdida de material orgánico y al arrastre de sedimentos. En cambio, la calidad edáfica en los potreros no se redujo más que el maizal por ser zonas más arbustivas, más húmedas y menos accesibles para el ganado.

El TCS no se asoció con la calidad del suelo. La sustitución de los TCS en todo el estudio fue muy dinámica en las áreas de suelo desnudo, hierbas y follaje muerto. El pasto no cambió su frecuencia estacional debido al intenso pastoreo selectivo del

ganado. En conclusión, la transición de bosque a maizal, y de maizal a potrero disminuyó la calidad del suelo de un nivel alto a medio en las facetas más pastoreadas. Se espera que en todo el ejido la calidad del suelo sea menor en potreros que en maizales cuando los primeros estén sobrepastoreados y/o los segundos incorporen cantidades importantes de esquilmos agrícolas al suelo.

Palabras clave: *calidad edáfica, materia orgánica, cambio de uso del suelo, ganadería, indicador de calidad edáfica.*

## I. INTRODUCCIÓN

La superficie boscosa de México ocupa alrededor del 33% del territorio nacional. Sin embargo, la pérdida de bosques en el trópico es uno de los problemas medioambientales actuales más críticos (García-Barrios *et al.*, 2009). El proceso de eliminación de los bosques en cualquier parte del mundo, responde a un contexto específico de interacciones sociales y biofísicas del paisaje únicas de cada lugar. También es consecuencia de problemas que sobrepasan la escala local y corresponden a una escala macro o internacional (Rodríguez-Morales *et al.*, 2009). Las principales causas a escala local son: la percepción de los bosques como tierras improductivas y como un obstáculo al desarrollo económico, la expansión de la frontera agrícola y ganadera, la extracción de madera, la expansión de infraestructura, la cercanía a carreteras o a mercados, las migraciones y una combinación de fuerzas económicas, institucionales, tecnológicas, culturales y factores demográficos (Rodríguez-Morales *et al.*, 2009).

La deforestación en el neotrópico contribuye muy significativamente a la pérdida de biodiversidad, reducción de los servicios ecosistémicos, degradación de la tierra, y calentamiento global (Houghton *et al.*, 1991; Skole *et al.*, 1994; Turner *et al.*, 1995; García-Barrios *et al.*, 2009).

Una de las múltiples rutas del proceso de deforestación en México se inicia con la extracción de madera comercial, seguido por el desmonte de los bosques y la utilización del terreno por pocos años para agricultura de temporal para dedicarlo después al pastizal permanente (Román *et al.*, 2007). A partir de los años setenta, la actividad ganadera comenzó a expandirse en los bosques de las áreas tropicales cálidas húmedas y secas de América Latina (Toledo, 1990; Guillén *et al.*, 2001). La ausencia de cobertura arbórea, el pisoteo constante del ganado y la precipitación en las regiones tropicales húmedas y subhúmedas, propician la degradación del suelo, en términos de sus propiedades físicas y químicas. Entre ellas destacan la compactación del suelo, la lixiviación de nutrientes, y la pérdida de materia orgánica (Román *et al.*, 2007).

El ejido Los Ángeles se ubica dentro de la zona de amortiguamiento de la reserva de la biosfera La Sepultura (REBISE) y pertenece a la parte alta de la cuenca del río El

Tablón (CART). Se fundó en 1960 y abarca una superficie total de 4739.48 ha. Durante los primeros años de colonización se deforestó y cultivó maíz para el autoabasto mediante el sistema roza-tumba-quema. Durante la época de auge de la producción maicera comercial en la Frailesca (1970-1994), el continuo cultivo de maíz con alto uso de insumos externos se extendió a los angostos valles aluviales y a las cañadas fuertes de la mencionada cuenca. El cultivo sobre suelos someros y arenosos provocó severos problemas de erosión y contaminación de suelo y agua (Valdivieso *et al.*, 2009). La ganadería extensiva ocupó entonces un lugar secundario. En este periodo la deforestación se asoció principalmente a la expansión e intensificación de la superficie maicera, y tuvo efectos de degradación ambiental tanto locales como río abajo. Desde finales de los 80's y a partir de la firma del Tratado de Libre Comercio del América del Norte en 1994, ocurrieron en Los Ángeles cambios significativos que impactaron las estrategias de vida de los pobladores del ejido: (1) la producción comercial de maíz dejó de ser rentable, y los productores buscaron otras opciones para aprovechar sus predios y mantener su ingreso (2) el gobierno promovió la ganadería como alternativa al maíz (3) algunas personas acudieron al trabajo migratorio temporal en los EU y al envío de remesas (4) en 1995 se creó la REBISE y se definieron límites formales a la expansión de la actividad agropecuaria dentro de la zona de amortiguamiento, y algunas medidas de control de la misma (por ejemplo, límites en el uso del fuego para actividades agrícolas y pecuarias, prohibición del cambio de uso del suelo en vegetación secundaria mayor a 10 años) (INE, 1999) (5) con la formación de la reserva; algunas ONG's internacionales empezaron a promover la producción de café amigable con la naturaleza y el aprovechamiento sustentable de la palma *Chamaedorea quetzalteca*. En suma, se presentaron un conjunto de condiciones y fuerzas con efectos variables en cuanto a su capacidad para acelerar, frenar o revertir la deforestación del área (Valdivieso *et al.*, 2009).

Los efectos del cambio de uso de la tierra sobre el suelo deben evaluarse en forma integral, en términos de su funcionamiento, aptitud y vulnerabilidad. Para ello, se requiere contar con indicadores edáficos, en particular, del tipo que muestre los cambios tempranos que experimenta el suelo (Martínez-Trinidad *et al.*, 2006). El o los

indicadores a utilizar deben ser sensibles a los cambios y ser fáciles de medir e interpretar.

El indicador más utilizado es la materia orgánica del suelo; ya que es sensible ante cambios recientes y de mediano plazo (Morón, 2004) e indica la capacidad del suelo para proveer nutrientes (Casanovas *et al.*, 1995). La densidad aparente, la textura del suelo, el nivel de pH y la materia orgánica son indicadores de calidad que se relacionan intrínsecamente y se afectan entre sí. Su sensibilidad ante los cambios de uso del suelo y su facilidad para medir e interpretar confieren ventajas por sobre otro tipo de indicadores (CIC, N total, N extraíble, microelementos, etc.). Es pertinente combinar estos indicadores con otros diferentes para generar un estudio más detallado y específico de la calidad edáfica, sin embargo, estos estudios solo se realizan para conocer las aptitudes y requerimientos del suelo para un tipo específico de utilización del la tierra. Este no es el caso de la presente investigación, ya que el principal objetivo se enfocó en determinar si la transición de maizal a potrero causó modificaciones en la calidad del suelo.

La transición de uso del suelo de bosque a maizales bajo agricultura permanente en el ejido Los Ángeles, propició la degradación del suelo y de la vegetación. Es evidente que la calidad edáfica disminuyó al remover la cobertura forestal original; sin embargo, no es claro si la subsiguiente transición de maizales a potreros causó un deterioro en la calidad del suelo y si –al interior de cada uso del suelo- la faceta topográfica y el tipo de cubierta del suelo (TCS) modifican este proceso. El propósito de esta investigación es contribuir a despejar estas interrogantes. Para contestarlas se requiere reducir en lo posible los factores de confusión (manejo del hato y presión de pastoreo) y estudiar el fenómeno en microcuencas que contengan los tres usos del suelo (bosque, maizal y potrero) en condiciones topográficas comparables, y manejados por la misma persona.

## **II. ANTECEDENTES**

### **2.1 Deforestación de los bosques tropicales secos en América Latina**

El trópico mexicano tiene una alta tasa de deforestación en el país, más de 500,00 ha por año (Román *et al.*, 2007). De los bosques tropicales de México, 64% son secos y 36% son bosques siempre verdes (Jaramillo *et al.*, 2001). En la década de los 90's solo

el 27% de la distribución original de bosque seco seguía intacta en Mesoamérica (Trejo y Dirzo, 2000; Jaramillo *et al.*, 2001).

La deforestación de los bosques y su conversión a pastizales inducidos, es un proceso complejo multicausal que afecta los bosques tropicales a nivel mundial y es evidente en toda América Latina (Vandermeer y Perfecto, 1995).

En general, los ecosistemas tropicales secos presentan un persistente disturbio antropogénico (Martínez-Trinidad *et al.*, 2008). Uno de los principales problemas de los ecosistemas tropicales secos en México es la pérdida de aproximadamente 36 200 km<sup>2</sup> de bosque tropical seco caducifolio, ocurrida en el periodo 1976-2000 (Trejo y Dirzo, 2000; Velásquez *et al.*, 2002). En este cambio de uso del suelo destaca una clara tendencia a la conversión a pastos, y se ha encontrado que este cambio de cobertura reduce la calidad del suelo (Daubenmire, 1972; Johnson y Wedin, 1997).

## **2.2 Expansión de la ganadería en la REBISE**

La ganadería bovina ha sido un de las principales formas de explotación de los recursos naturales en América Latina y se asocia al uso de grandes extensiones de terreno, y a un bajo nivel de inversión, degradación de las pasturas, baja productividad animal, uso reducido de tecnología e infraestructura, deficiente integración a los mercados regionales y bajo empleo de mano de obra (Aguilar, 2008).

Actualmente, la ganadería en el ejido Los Ángeles se caracteriza por un bajo desarrollo tecnológico, escasas fuentes de financiamiento, manejo inapropiado de los pastizales, falta de programas de capacitación y asistencia técnica, y reducido uso de mano de obra e infraestructura (Aguilar, 2007). La expansión de las áreas de pastoreo creó un sistema de producción bovina que puso en riesgo a los recursos naturales (Chan-Castañeda, 2004; Aguilar, 2007; Trujillo-Vázquez, 2009).

En este ejido, el cambio de maizales a agostaderos a través de cinco décadas dio como resultado un mosaico de pastizales con diferentes niveles de cobertura de plantas leñosas (Sanfiorenzo-Barnhard *et al.*, 2009). Los pastizales abiertos son el tipo más común de pastizal y actualmente continúan en expansión; ocupan el 41.2%

(Sanfiorenzo-Barnhard *et al.*, 2009) de superficie del ejido, el resto lo ocupa el asentamiento urbano y las áreas agrícolas y de conservación y restauración ecológica.

Actualmente el ejido tiene aproximadamente 1970 cabezas de ganado, de las cuales 1223 son vientres y están distribuidas en una superficie de 3297 ha (PROGAN, 2008). Aparentemente la carga animal no es tan alta (0.597 cabezas/ha), sin embargo, la superficie de agostadero esta repartida entre áreas de pastizal, de bosque y de rastrojal. El hato de cada productor varía en número de cabezas, al igual que el área de pastoreo; tal situación puede generar una condición de sobrepastoreo en un momento dado.

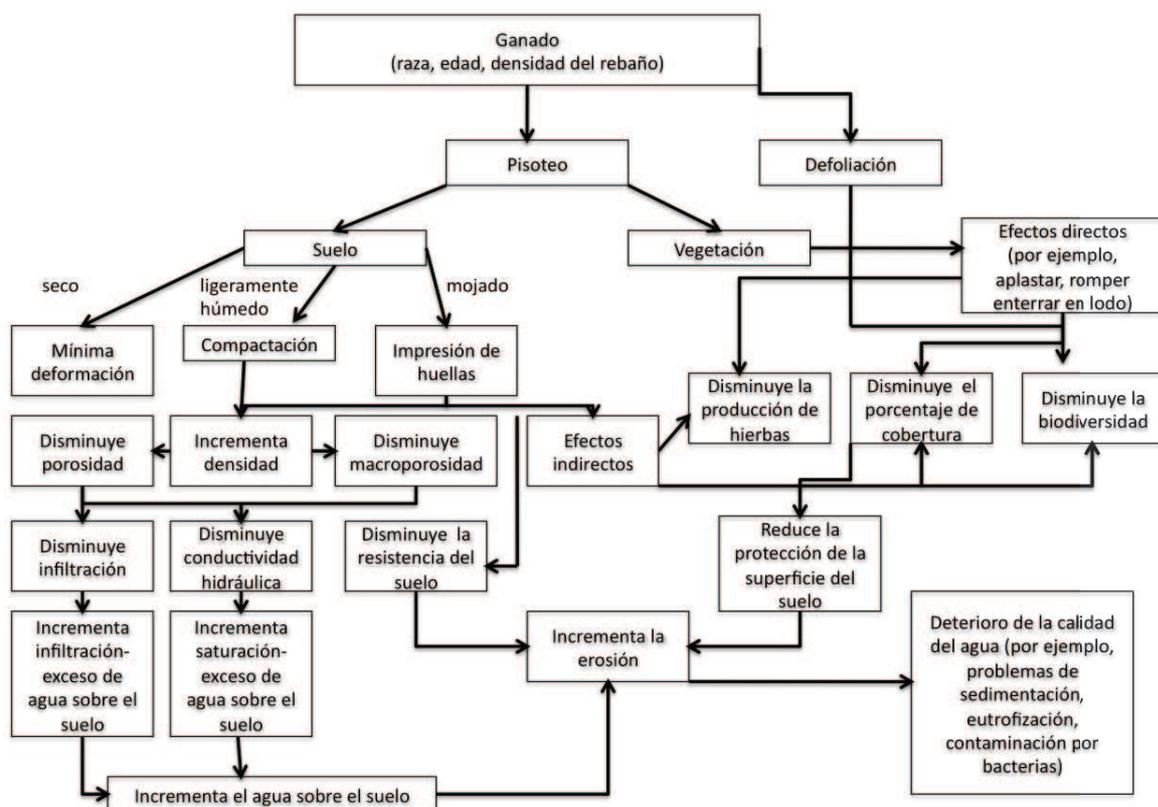
### **2.3 Modificación en la estructura y composición vegetal por pastoreo del ganado**

Los efectos de la herbivoría en la diversidad de los pastizales está influenciada por el tipo de herbivoría, la intensidad de defoliación, el régimen de manejo y el ambiente (Baker 1978; Olf y Ritchie, 1998; Mcintyre *et al.*, 2003). Algunos autores consideran que el pastoreo del ganado incrementa la riqueza de especies de plantas en ambientes productivos, pero la disminuye en ambientes con baja productividad (Olf y Ritchie, 1998; Proulx y Mazumder, 1998). Cuando los nutrientes y la luz son los recursos más limitantes, el pastoreo tiene un efecto positivo en la riqueza de especies de plantas (Olf y Ritchie, 1998). Estos autores sostienen que el pastoreo del ganado disminuye la riqueza de especies de plantas en ambientes donde la disponibilidad de agua es el principal recurso limitante (ambientes secos). Otros estudios sugieren que en las áreas pastoreadas disminuye la diversidad de especies respecto de las áreas sin pastoreo (Jutila, 1997), pero otros reportan lo contrario (Kauppi, 1967; van Wijnen *et al.*, 1997; Vestergaard, 1998).

El efecto del pastoreo de diferentes animales tales como bovinos, equinos o caprinos en la riqueza de especies es en muchos casos muy parecido (Rook *et al.*, 2004). Sin embargo, el pastoreo del ganado vacuno es generalmente más benéfico para la riqueza de especies que el de otras especies animales (Pykälä, 2001). Esto probablemente se deba a que el ganado vacuno es menos selectivo en su dieta, y a que el pastoreo de los caprinos y equinos ocurre más cerca de la superficie del suelo (Pykälä, 2007).

## 2.4 Modificaciones al suelo por pastoreo del ganado

El suelo está compuesto por partículas primarias orgánicas e inorgánicas. Su tamaño y distribución determina la textura del suelo. Las partículas primarias pueden enlazarse entre ellas para formar agregados. El tamaño y arreglo de ellos determina el volumen y la configuración de espacios y poros entre el suelo y constituyen colectivamente la estructura del suelo (Bilotta *et al.*, 2007). Los cambios en las propiedades del suelo son el resultado de las actividades que el ganado en pastoreo realiza (Fig. 1).



**Figura 1.-** Diagrama conceptual que representa la degradación medioambiental inducida por el sobrepastoreo del ganado (pisoteo y defoliación) (Fuente: Bilotta *et al.*, 2003).

Uno de los componentes del suelo que es alterado por las prácticas de manejo es el contenido de materia orgánica. La materia orgánica es la clave de los componentes del suelo porque influencia las propiedades físicas, químicas y biológicas del mismo, que definen a su vez su calidad y productividad (Colombani, 2004).

Existen dos principales formas de alteración física del suelo asociadas con el pastoreo de los animales, estas son: compactación del suelo e impresión de las pezuñas. La compactación se define como la compresión del suelo insaturado que resulta en una reducción del volumen de aire fraccional (Hillel, 1980). La compactación ocurre cuando la carga animal en pastoreo es más grande que la capacidad de carga del suelo. En consecuencia, las partículas de suelo son forzadas a cerrarse entre ellas reduciendo el espacio poroso, y permanentemente expelen aire y agua de los poros del suelo (Patto *et al.*, 1978).

La compactación ocurre en suelos con niveles bajos de humedad, mientras que la impresión de huellas con niveles de humedad altos. La reducción del espacio poroso del suelo tiene implicaciones en la hidrología del suelo, el crecimiento de la vegetación, y en la vitalidad de la fauna del suelo.

El pisoteo de los animales puede ejercer una gran cantidad de fuerza sobre la superficie del suelo debido a su gran peso en proporción a la relativa pequeña área de la pezuña. La cantidad y forma de la alteración estructural del suelo ocurre como resultado de esta fuerza que es primariamente determinada por la densidad del rebaño, el contenido de humedad del suelo, la textura del suelo, y la presencia o ausencia de una cubierta de vegetación protectora del suelo (Bilotta *et al.*, 2007).

Los cambios en la hidrología del suelo tienen implicaciones en la escorrentía de las tierras pastoreadas. Modifica no solo la cantidad de escorrentía, sino también la calidad en términos de los sedimentos y nutrientes que lleva el movimiento sobre la superficie del suelo (Di *et al.*, 2001; Heathwaite *et al.*, 1990).

La vegetación protege la superficie del suelo de los efectos de pisoteo y pastoreo de los animales, así como del riesgo de erosión por los aguaceros y escorrentías superficiales. Sin embargo, las altas densidades de hatos asociadas con los manejos intensivos de los pastizales pueden llevar a una excesiva defoliación de la vegetación y tener serias implicaciones en: a) la producción herbácea, b) el porcentaje de cobertura vegetal, y c) en la biodiversidad de la vegetación.

La respuesta de los pastizales a la defoliación dependerá de varios factores como: 1) la frecuencia y severidad del pastoreo, 2) el grado de compactación, pisoteo e impresión

de huellas en el suelo, y 3) la cantidad de estiércol y orina depositada sobre la pastura. Estos factores están determinados principalmente por la especie y edad de los animales, la densidad del hato, la textura del suelo, el contenido de humedad y el manejo de hato (Bilotta *et al.*, 2007).

## **2.5 Uso de indicadores de la calidad del suelo**

El concepto de calidad del suelo reconoce las funciones del suelo: 1) promueve la productividad del sistema sin perder sus propiedades físicas, químicas y biológicas, 2) atenúa los contaminantes ambientales y patógenos (calidad ambiental), y 3) favorece la salud de plantas, animales y humanos (Astier-Calderón *et al.*, 2002; Bautista-Cruz *et al.*, 2004).

La evaluación de la calidad del suelo es indispensable para determinar si un sistema de manejo es sustentable a corto y largo plazo (Doran *et al.*, 1994). Sin embargo, aún no hay criterios universales para evaluar los cambios en la calidad del suelo (Bautista-Cruz *et al.*, 2004).

Un indicador de calidad de suelos se concibe como una herramienta de medición que debe dar información sobre sus propiedades, procesos y características. Los indicadores se miden para dar seguimiento a los efectos del manejo sobre el funcionamiento del suelo en un periodo dado (Etchevers, 1999).

En general, los indicadores de calidad del suelo hacen referencia a las propiedades físicas, químicas y biológicas, o procesos que ocurren en él (Astier-Calderón *et al.*, 2002; Bautista-Cruz *et al.*, 2004). Las propiedades biológicas (por ejemplo, actividad microbiana, fauna edáfica), como los indicadores ecológicos (por ejemplo, especies indicadoras, síntomas de deficiencias edáficas), son más dinámicas y, por lo tanto, tienen la ventaja de servir como señales tempranas de degradación o de mejoría de los suelos (Astier-Calderón *et al.*, 2002).

Hünнемeyer y colaboradores (1997) establecieron que los indicadores deberían permitir: a) analizar la situación actual e identificar los puntos críticos con respecto al desarrollo sostenible, b) analizar los posibles impactos antes de una intervención, c) monitorear el impacto de las intervenciones antrópicas; y d) ayudar a determinar si el

uso del recursos es sostenible.

La forma de medir los diferentes indicadores seleccionados dependerá del objetivo, de los recursos (humanos, técnicos, económicos e infraestructura) y del tiempo disponible, del rigor requerido y del tipo de audiencia a la que se destina el estudio (Astier-Calderón *et al.*, 2002).

### **III. OBJETIVO GENERAL**

Determinar si en la transición histórica de uso del suelo observada en Los Ángeles, la conversión reciente de maizales a potreros incrementó o disminuyó la calidad del suelo.

#### **3.1. Objetivos particulares**

- Determinar si la calidad del suelo es diferente entre bosque, maizales y potrero mediante indicadores de calidad edáfica (pH, densidad aparente, materia orgánica y textura).
- Determinar si la diferencia en las propiedades de los suelo entre estos usos depende de la faceta fisiográfica (crestas y cañadas).
- Describir el cambio de los tipos de cubierta no arbórea al interior de cada uso del suelo, entre las estaciones de lluvias y de secas.
- Determinar la variabilidad de la calidad del suelo al interior de cada uso e investigar si esta se asocia con la diversidad espacial y estacional de tipos de cubiertas del suelo a la escala de micrositio de muestreo (gramíneas, hierbas, suelo desnudo y arbustos).

### **IV. HIPÓTESIS**

- Debido al continuo aporte de material orgánico en el bosque, se espera que éste sea el uso del suelo que contenga la mayor cantidad de MO. También se espera que el maizal tenga el valor más bajo de pH por la continua fertilización nitrogenada, y que el potrero sea el que tenga la mayor densidad aparente debido al continuo pastoreo de los animales. Se prevé que la transición de maizal a potrero disminuye la calidad del suelo, pero que esto puede modificarse según el tipo de faceta topográfica y tipo de cobertura de

micrositio consideradas.

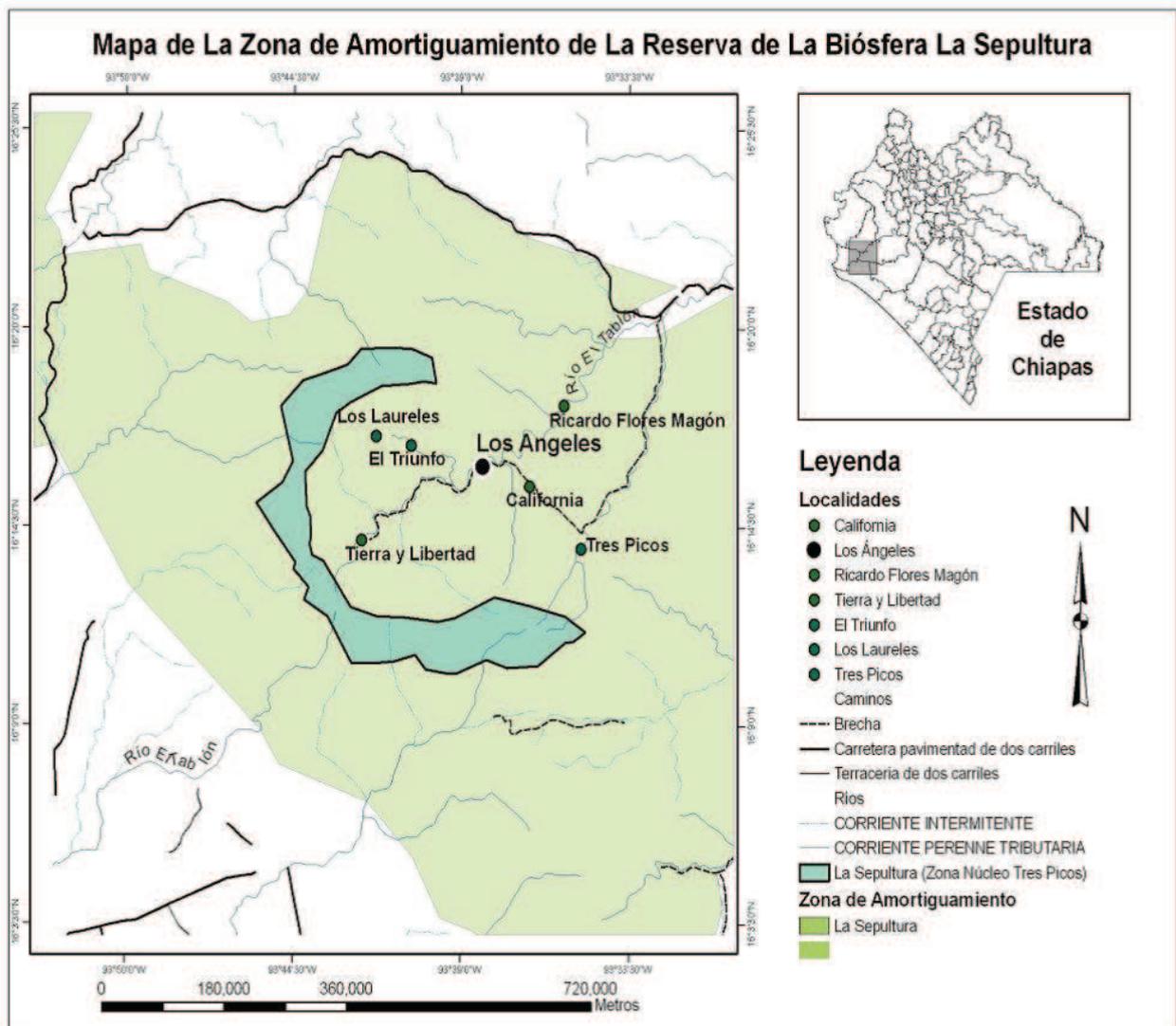
## **V.-MATERIAL Y MÉTODOS**

### **5.1 Zona de estudio**

#### **5.1.1 Reserva de la biosfera La Sepultura (REBISE)**

La región que comprende la REBISE se ubica en la Provincia Tierras Altas de Chiapas, subprovincia Sierra de Chiapas; la cual es una franja montañosa que corre paralela a la costa del Pacífico en dirección noroeste-sureste. Limita al sur con la Planicie costera del Pacífico y al norte con la Depresión central de Chiapas. Morfológicamente la Sierra Madre es compleja debido a que es una aglomeración de sierras, serranías y cerros, interrumpidos por valles y planicies o cuencas. En el área de la REBISE, la Sierra Madre se eleva desde los 60 m en la Vertiente del Pacífico, hasta los 2250 msnm, en el cerro Tres Picos. La topografía de la vertiente del Golfo se caracteriza en la zona Este por ser más accidentada que la zona Oeste, aunque con valles fluviales extendidos como el Río el Tablón y Los Amates (Arellano-Monterrosas *et al.*, 2002).

La cuenca del río el Tablón pertenece a la región hidrológica H30 y forma parte de la cuenca Grijalva-Tuxtla Gutiérrez, donde se originan los ríos Tres Picos, El Tablón, Catarina y Sierra Morena (Arellano-Monterrosas *et al.*, 2002; CONANP, 2006). La CART incluye la zona núcleo más extensa de la Reserva, así como una porción significativa de su zona de amortiguamiento (Fig. 2).



**Figura 2.** Mapa de ubicación geográfica de la reserva de la biosfera La Sepultura (LAIGE, 2008).

## 5.2 Condiciones ambientales de la CART

### 5.2.1 Geología

La principal formación geológica de la Sierra Madre de Chiapas es el Macizo Granítico Chiapaneco (complejo basal), formado por rocas ígneas intrusivas del Paleozoico, con afloramientos de rocas metamórficas del Paleozoico y Precámbrico. La superficie de La Sepultura está constituida por granito del Paleozoico (rocas ígneas intrusivas) y sedimentos del Terciario; en la parte occidental hay rocas metamórficas del Paleoceno,

en la zona del cerro Tres Picos hay extrusiones del Cretácico, y al noroeste de Tonalá hay sedimentos marinos Paleozoicos afectados por metamorfosis regional (Arellano-Monterrosas *et al.*, 2002).

### **5.2.2 Edafología**

Los suelos de la CART se formaron a partir de la erosión y depositación de sedimentos, en su mayoría son de textura franco-arenosa, con diferentes grados de susceptibilidad a la erosión, debido a su topografía. Los suelos predominantes son los regosoles y fluvisoles eútricos. Su fertilidad natural (previa a la deforestación) es moderada a alta (INE, 1999).

### **5.2.3 Clima**

El clima es A(C)m(W) (Köppen, modificado por E. García), semicálido húmedo con abundantes lluvias en verano, porcentaje invernal de lluvias inferior a 5% y la precipitación total anual esta entre 2000 y 2500 mm (Arellano-Monterrosas *et al.*, 2002). La temperatura media anual varía entre 16 a 28°C (Chan-Castañeda, 2004).

### **5.2.4 Vegetación**

Los tipos de vegetación de la CART son variados; destacan el bosque de roble, la selva baja caducifolia, la selva mediana subperennifolia a la orilla de los ríos, el bosque de pino-encino-liquidámbar, y las vegetaciones secundarias derivadas de la perturbación de cada uno de ellos (INE, 1999).

## **5.3 Predio de estudio en el ejido Los Ángeles**

Para llevar a cabo esta investigación, se buscó un espacio compacto que cumpliera tres requisitos básicos: 1) que contuviera los tres tipos de uso del suelo (bosque, maizal y potrero), 2) que estos usos se encontraran en condiciones topográficas comparables, y 3) que estuviera sometido al pastoreo de un solo hato para reducir los factores de confusión (efecto de manejo ganadero y presión de pastoreo).

Pocos predios reúnen estas condiciones en el ejido. Sin embargo, se encontró una microcuenca que reunió de manera idónea estos requisitos y en ella se estableció el

pseudo-experimento.

La microcuenca de estudio mide aproximadamente 256.6 m de ancho x 746.6 m de largo, se localiza entre las coordenadas geográficas 16°15.165'N 93°39.617'O, 16°15.266'N 93°39.475' O, 16°15.563' N 93°39.684' O y 16°15.459'N 93°39.822'O; tiene una altitud que varía entre 965 hasta 1036 msnm. Pertenece a uno de los ganaderos más especializados, con más animales y con mejor manejo de su hato dentro del ejido. Generalmente, el manejo de su parcela ha sido similar en cuanto a la carga animal y presión de pastoreo durante los últimos 25 años. Sin embargo, la microcuenca presenta señales de sobrepastoreo (formación de veredas que indican intenso pisoteo de los animales) tanto en el potrero como en el bosque (Fig. 3).



**Figura 3.-** Formación de veredas por el intenso y constante pisoteo del ganado en pastoreo en las crestas del potrero estudiado

El productor rota su hato durante todo el año en los seis corrales de manejo que conforman en total a su predio. El tiempo de pastoreo de cada potrero es diferente en cada temporada. En temporada de lluvias es un mes de pastoreo por 20 a 30 días de descanso, en temporada de sequía son 15 días de pastoreo por 60 días de descanso. Al finalizar el ciclo rotativo en temporada de secas, el productor abre los seis corrales para que el ganado pastoree libremente por todo el predio.

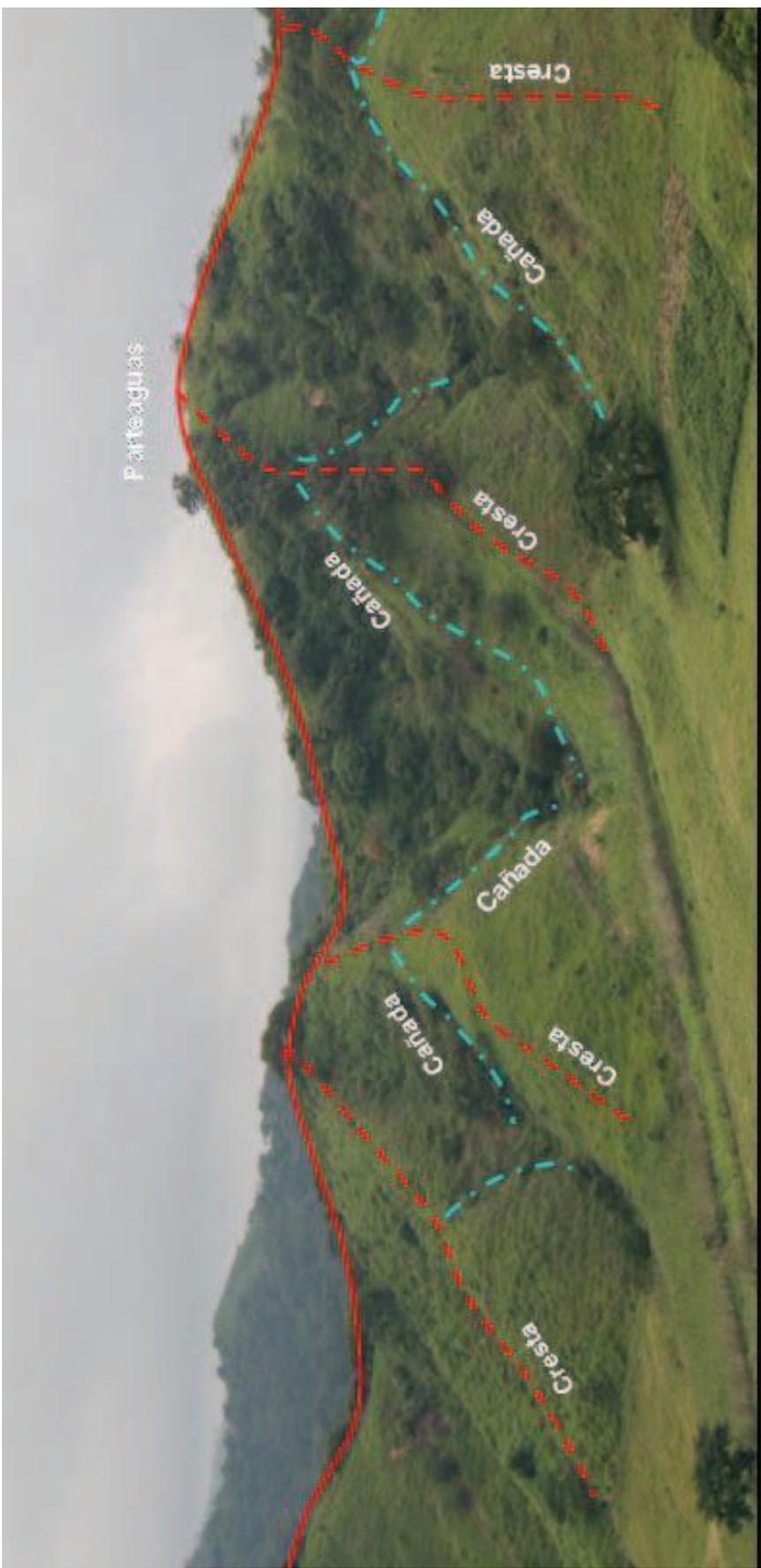
El cambio de uso del suelo de bosque a maíz ocurrió en 1960, y de maíz a ganadería en 1985. Actualmente su propietario mantiene la cobertura de bosque de roble (*Quercus sp.*) en ladera NE (Fig. 4a). Potrero en la ladera SO, el cual es un pastizal abierto en el parteaguas y pastizal arbustivo (Sanfiorenzo-Barnhard *et al.*, 2009) en las crestas y en las cañadas. Los arbustos más comunes son *Vernonia leiocarpa* y *Acacia sp.*, y la gramínea más común es *Hyparrhenia. rufa* (en el estrato herbáceo). El maíz se cultiva en una pequeña porción de la zona más baja de ladera NE.

La topografía de la microcuenca se subdivide en parteaguas, crestas y cañadas que drenan hacia un arroyo tributario del río El Tablón. La figura 5a muestra estas tres topografías comunes en el ejido, y la figura 5b muestra una imagen ortogonal de la microcuenca.



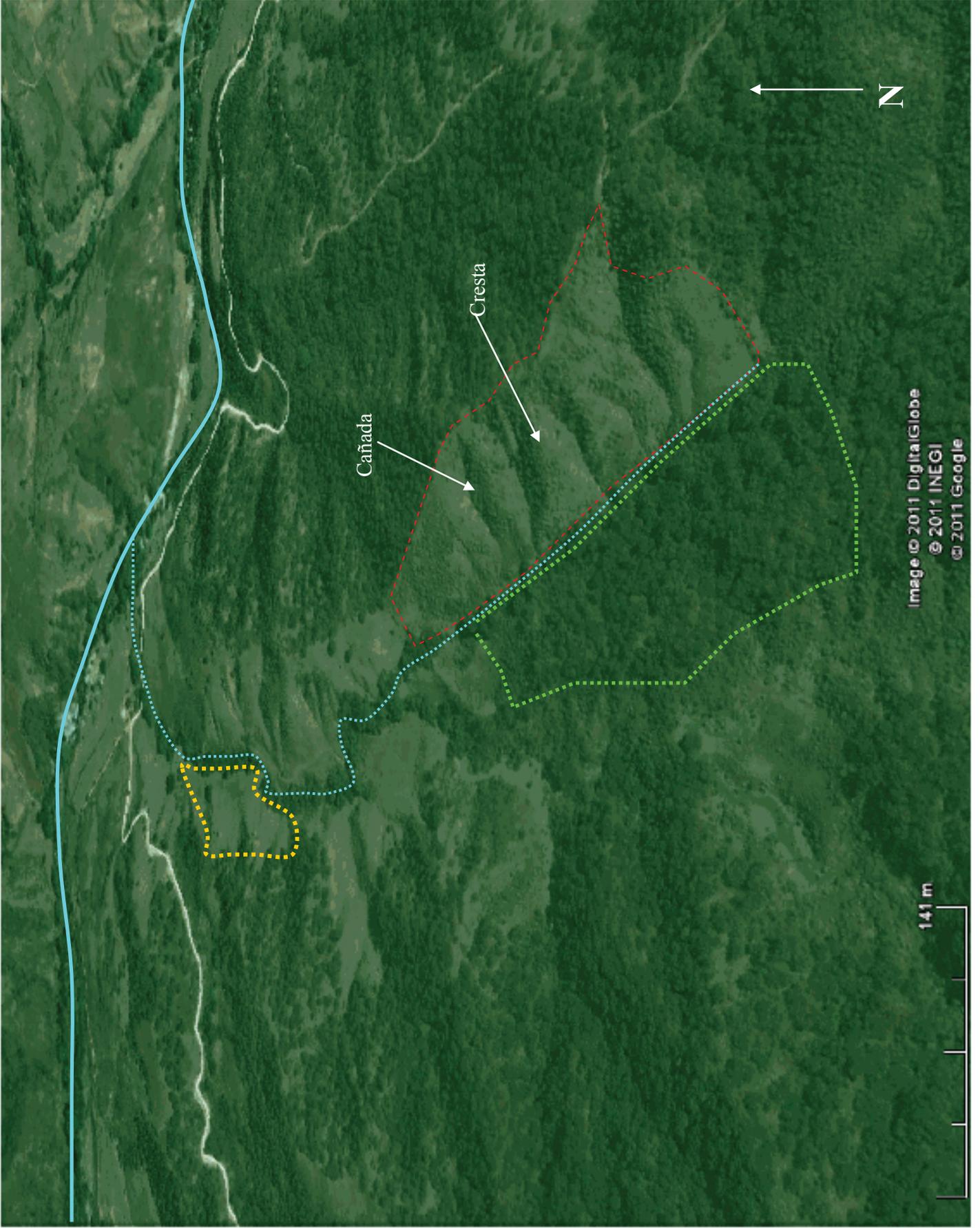
**Figura 4a.**-El polígono rojo delimita el bosque de *Quercus* sp. estudiado.

**Figura 4b.**- Transecto realizado dentro del bosque de *Quercus* sp.



**Figura 5a.**-Ejemplo representativo de la fisiografía de la zona de estudio.

Fuente: Elaboración propia Foto: Trujillo-Vázquez, 2010.



Cañada

Cresta

N

141 m

Image © 2011 DigitalGlobe  
© 2011 INEGI  
© 2011 Google

**Figura 5b.**-Imagen satelital de la microcuenca. El polígono rojo delimita al potrero, el verde al bosque y el amarillo al maizal. La línea azul punteada indica el cauce del arroyo tributario del río El Tablón. La línea azul continua indica el cauce del río El Tablón. Fuente: Elaboración propia Imagen: Juan L. Viveros, 2010.

El bosque y el potrero están dentro de un solo corral de manejo, constan de 3 y 4 crestas, y 3 y 4 cañadas respectivamente. La superficie cultivada con maíz consta de 2 crestas y 1 cañada. En el bosque, la pendiente promedio de las crestas es de 24.8° mientras que en la cañada es de 25.1°; en el maizal 26.3° en crestas y 29.0° en cañada, y en el potrero 21.8° en crestas y 26.9° en cañadas.

Para ampliar la muestra de maizales se consideraron otras 4 crestas similares en predios contiguos. Estos cumplieron con la condición de tener al menos 5 años consecutivos de cultivo, y un manejo y topografía similar.

#### **5.4 Tipos de cubiertas del suelo (TCS)**

Para definir si la calidad del suelo se asocia con la diversidad espacial de los diferentes tipos de cubiertas del suelo (TCS) se realizaron transectos donde se registró la frecuencia de: suelo desnudo, hierbas, pastos, arbustos y follaje muerto (Fig. 4b). Los otros TCS (tales como bases de árboles, estiércol, piedras) se contabilizaron pero no se consideraron en el estudio.

Las longitudes de los transectos fueron variables ya que dependió de la distancia entre el parteaguas y el cauce del río (desde 50 hasta 100 m de longitud). Se tiraron dos transectos, uno sobre la cresta y otro sobre su cañada norte. En el potrero se realizaron 6 transectos sobre crestas y 3 sobre las cañadas; en el bosque 4 sobre las crestas y 3 sobre las cañadas; en maizal 6 sobre las crestas y 1 sobre la cañada. El número de cañadas fue menor que el de crestas por la forma irregular del terreno.

En cada metro del transecto se determinó el TCS mediante el método de interceptos sobre transectos (Herrick *et al.*, 2009) pero sin calcular la superficie de cobertura ni la altura de los estratos vegetales.

Los conteos por transectos se realizaron en tres momentos diferentes: 1) a los 60 días de iniciadas las lluvias (DIL), que correspondió a mediados de la estación lluviosa (1ra.

semana de agosto), 2) a los 150 DIL, que correspondió al final de la estación lluviosa (4ta. semana de octubre) y 3) a los 250 DIL, que correspondió a mediados de la estación seca (2 da. semana de febrero).

### **5.5 Análisis de suelos**

A los 60 DIL se colectaron con pala recta sobre los transectos mencionados, muestras de suelo a una profundidad de 0-20 cm, y procurando que todas las muestras tuvieran el mismo volumen. En el potrero se tomó una muestra cada 10 m y en maizales y bosque cada 20 m. Las muestras de suelo se almacenaron en bolsas de plástico transparentes con capacidad de 2 kg y se etiquetaron con los datos del sitio de muestreo. Todas las muestras se secaron al ambiente bajo sombra; una vez secas se molieron en un mortero de porcelana. El suelo molido se hizo pasar a través de dos tamices de acero inoxidable (2.0 y 0.5 mm de diámetro, mallas No. 10 y 40 respectivamente). El suelo que pasó por la malla No. 10 se utilizó para el análisis granulométrico (Bouyoucos), pH (en agua relación 1:2), y densidad aparente (método de probeta y balanza semi analítica). El suelo que pasó por la malla No. 40 se utilizó para determinar la materia orgánica (digestión húmeda de Walckley y Black). Los métodos e interpretación de los análisis edafológicos se realizaron de acuerdo a la NOM-21-RECNAT-2000 y se llevaron a cabo en el laboratorio de suelos y plantas de El Colegio de la Frontera Sur.

### **5.6 Análisis estadístico**

Los conteos de los diferentes TCS a lo largo de cada transecto se convirtieron en frecuencias porcentuales con transformación arco seno. Para las comparaciones de TCS e indicadores de calidad del suelo entre usos del suelo, se tomaron en cuenta los primeros 25 m adyacentes al parteaguas de la microcuenca (“lejos” del cauce del arroyo). En el potrero, se consideraron además los 25 m adyacentes al cauce del arroyo (“cerca”).

Se realizaron pruebas de ANDEVA para determinar diferencias entre los indicadores de calidad edáfica causadas por el tipo de uso de suelo, la faceta topográfica, los TCS y las interacciones entre estas tres variables (Wayne, 2005). Las comparaciones de

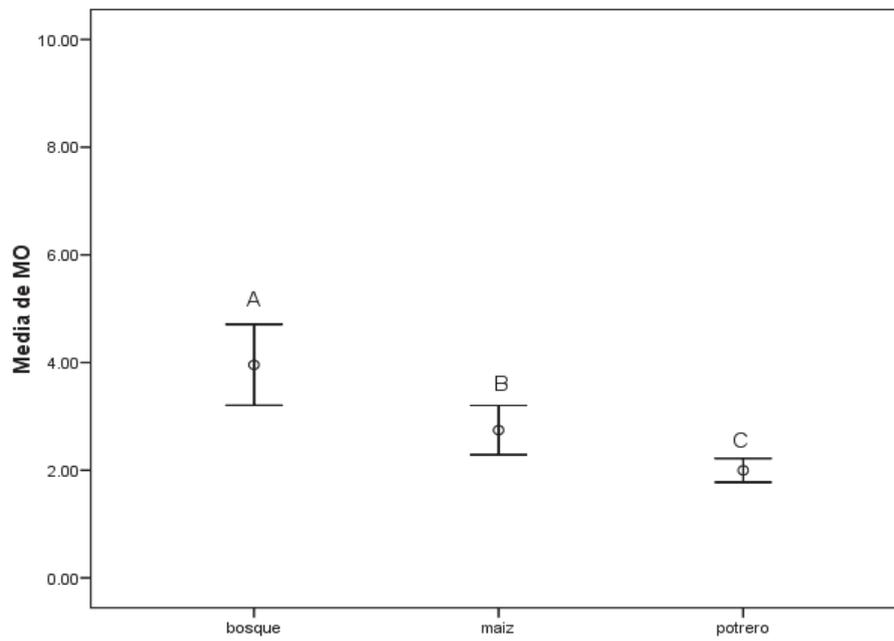
medias se calcularon con Tukey ( $P \leq .05$ ). Todos los análisis se realizaron en el software SPSS ver. 15 y Excel. Las frecuencias relativas de cada TCS se graficaron y se determinó la significancia de su cambio estacional mediante regresiones polinómicas (efectuadas sobre su transformación arcoseno).

## **VI. RESULTADOS**

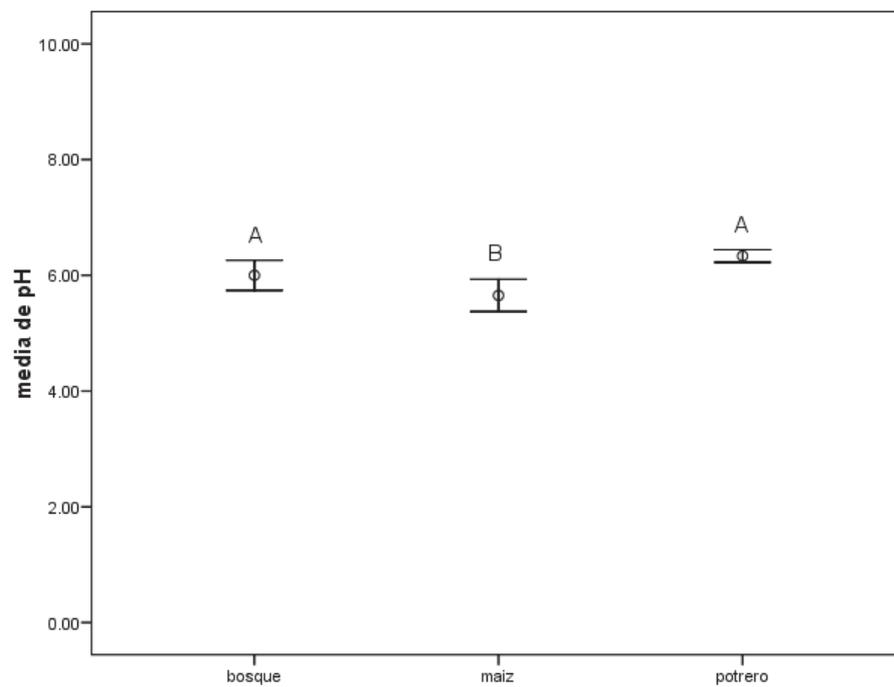
Para determinar si la transición bosque-maíz-potrero modificó la calidad del suelo, se evaluó la materia orgánica (MO), la densidad aparente (DA), la textura y el pH como indicadores de calidad edáfica.

El tipo de uso del suelo (bosque, maíz y potrero) tuvo efecto en el contenido de MO ( $F= 23.84$ ,  $P = .000$ ) y el nivel de pH ( $F= 15.55$ ,  $P=.000$ ). Se encontraron diferencias significativas en la proporción de partículas de arena ( $F= 6.84$ ,  $P= .002$ ), arcilla ( $F= 4.17$ ,  $P= .018$ ) y limo ( $F= 4.57$ ,  $P= .012$ ) en los diferentes usos del suelo, sin embargo, la prueba Tukey no marcó diferencias entre las clases de textura del suelo (apéndice 1). La DA no tuvo diferencias significativas ( $F= 2,71$ ,  $P=.071$ ).

El porcentaje de MO en el bosque fue alto ( $3.95 \pm .375$ ), y el maíz ( $2.74 \pm .228$ ) y el potrero ( $1.99 \pm .111$ ) tuvieron diferencias estadísticamente significativas, sin embargo ambos tuvieron niveles intermedios similares de MO (Fig. 6), según la norma oficial de suelos. El maíz tuvo el nivel más bajo de pH ( $5.65 \pm .647$ ). El bosque ( $6.00 \pm .540$ ), y el potrero ( $6.33 \pm .496$ ) no tuvieron diferencias significativas de pH (Fig. 7); sin embargo, los tres usos se agrupan en la categoría de suelos moderadamente ácidos.



**Figura 6.-** Nivel de MO  $\pm 2$  e.e. por tipo de uso del suelo.



**Figura 7.-** Nivel de pH  $\pm 2$  e.e. por tipo de uso del suelo.

El maizal y el potrero tuvieron menos cantidad de arena que el bosque. Las arcillas fueron más abundantes en potrero, seguido por el maizal y el bosque al final. El bosque tuvo menos cantidad de limo que el maizal y el potrero (Cuadro 1). La clase textural más frecuente en los tres usos del suelo fue franco arcilla arenosa, la cual es una textura media.

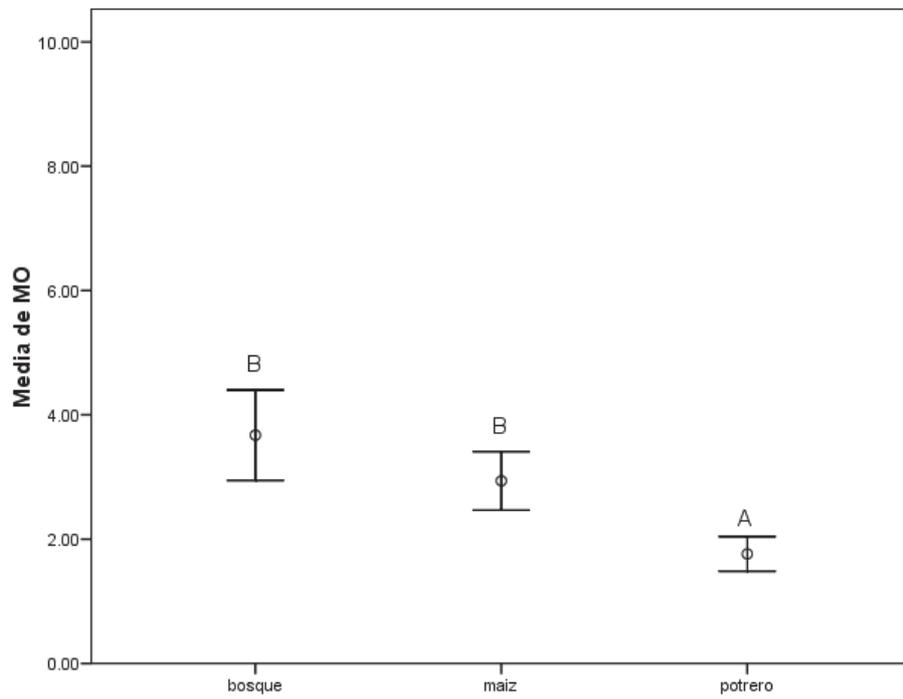
**Cuadro 1.-** Separación de uso del suelo en grupos (letra mayúscula) de acuerdo a las diferencias de porcentajes de partículas de suelo (promedio  $\pm$  e. e.) (Tukey,  $p < .05$ ).

Uso	Partículas de suelo (%)			Clase textural
	Arena	Limo	Arcilla	
Bosque	56.38 $\pm$ 1.68 <sup>B</sup>	22.11 $\pm$ 0.97 <sup>B</sup>	21.50 $\pm$ 1.15 <sup>A</sup>	Franco arcilla arenosa
Maizal	50.60 $\pm$ 1.32 <sup>A</sup>	25.82 $\pm$ 0.81 <sup>A</sup>	23.57 $\pm$ 0.90 <sup>AB</sup>	Franco arcilla arenosa
Potrero	49.71 $\pm$ 0.78 <sup>A</sup>	24.76 $\pm$ 0.44 <sup>A</sup>	25.52 $\pm$ 0.67 <sup>B</sup>	Franco arcilla arenosa

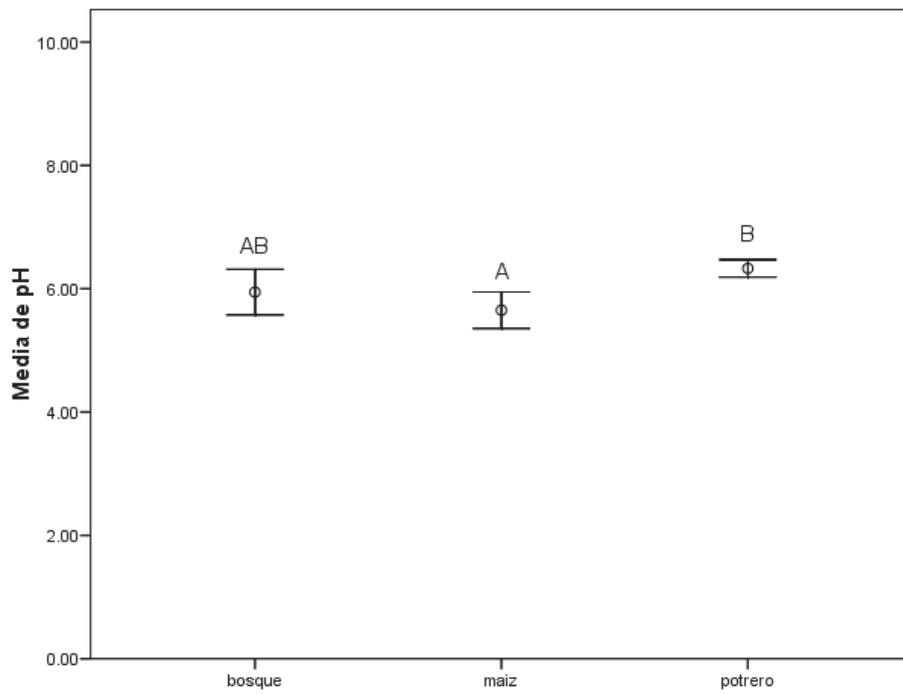
Los parteaguas de la microcuenca se subdividen en crestas y cañadas. Se evaluó la calidad del suelo en ambas facetas topográficas.

Sin distinguir entre usos del suelo, el tipo de faceta no tuvo efecto en la MO ( $F = 2.53$ ,  $P = .114$ ) ni en el pH ( $F = 1.18$ ,  $P = .278$ ) ni en la DA ( $F = 1.91$ ,  $P = .169$ ), ni en la proporción de partículas de arena ( $F = .065$ ,  $P = .799$ ), arcilla ( $F = .937$ ,  $P = .335$ ) y limo ( $F = .815$ ,  $P = .368$ ). Sin embargo, el efecto del uso del suelo sobre la MO ( $F = 4.45$ ,  $P = .014$ ) y DA ( $F = 3.07$ ,  $P = .050$ ) sí difirió entre cresta y cañada.

En las crestas, el uso del suelo tuvo efecto sobre el contenido de MO ( $F = 21.61$ ,  $P = .000$ ) y pH ( $F = 11.85$ ,  $P = .000$ ). El bosque y el maizal tuvieron un contenido alto de MO, el potrero tuvo un contenido medio (Fig. 6). Aunque hubo diferencias significativas en el nivel de pH, los tres usos del suelo se clasificaron como suelos moderadamente ácidos (Fig. 8). La diferencia en la DA fue marginalmente significativa ( $F = 2.84$ ,  $P = .064$ ). La prueba de Tukey agrupó al bosque y a los maizales en MO, y separó al maizal y al potrero en pH (Fig. 9), pero DA no se separaron grupos (Cuadro 2).



**Figura 8.-** Contenido de materia orgánica  $\pm 2$  e.e. por tipo de uso del suelo en crestas.

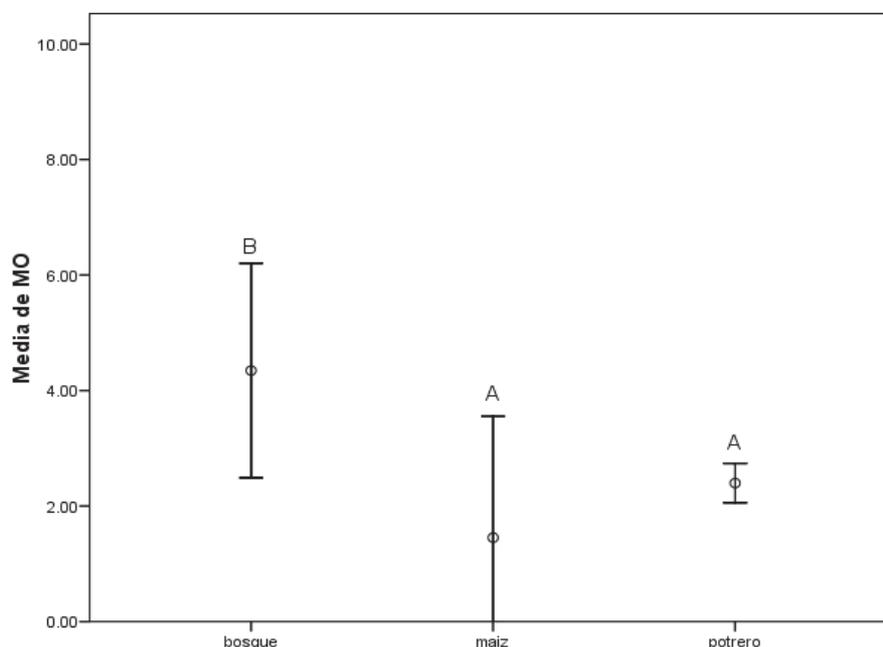


**Figura 9.-** Nivel de pH  $\pm 2$  e.e. por tipo de uso del suelo en crestas.

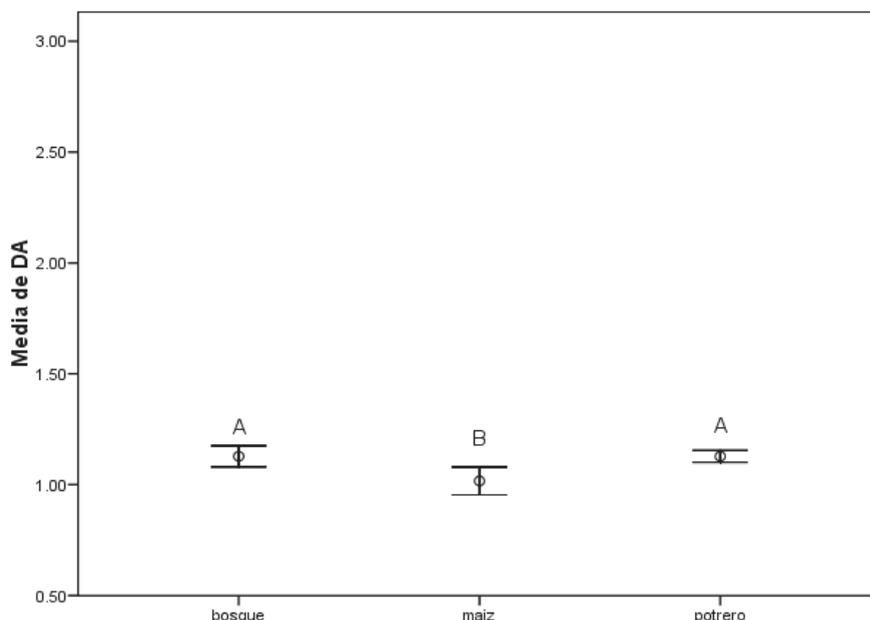
**Cuadro 2.-** Separación de uso del suelo en grupos (letra mayúscula) para cada indicador de calidad del suelo (promedio  $\pm$  e. e.) en crestas (Tukey,  $p < .05$ ).

Uso	MO (%)	pH	DA ( $\text{g cm}^{-3}$ )
Bosque	$3.67 \pm 0.30^B$	$5.94 \pm 0.16^{AB}$	$1.10 \pm 0.02^A$
Maizal	$2.93 \pm 0.22^B$	$5.65 \pm 0.12^A$	$1.12 \pm 0.01^A$
Potrero	$1.76 \pm 0.14^A$	$6.33 \pm 0.07^B$	$1.15 \pm 0.01^A$

En las cañadas, el uso del suelo tuvo efecto sobre el contenido de MO ( $F = 9.20$ ,  $P = .001$ ) (Fig. 10) y DA ( $F = 3.72$ ,  $P = .033$ ) (Fig. 11). El bosque tuvo un contenido alto de MO, el potrero y los maizales tuvieron un contenido entre medio y bajo respectivamente. En la DA el maizal tuvo el nivel más bajo. El pH fue marginalmente significativo ( $F = 2.72$ ,  $P = .078$ ). La prueba Tukey agrupó a los maizales y al potrero en MO, y separó al maizal en DA. En los niveles de pH no se crearon grupos (Cuadro 3).



**Figura 10.-** Contenido de materia orgánica  $\pm 2$  e.e. por tipo de uso del suelo en cañadas.



**Figura 11.-** Nivel de densidad aparente  $\pm 2$  e.e. por tipo de uso del suelo en cañadas.

**Cuadro 3.-** Separación de uso del suelo en grupos (letra mayúscula) para cada indicador de calidad del suelo (promedio  $\pm$  e. e.) en cañadas (Tukey,  $p < .05$ ).

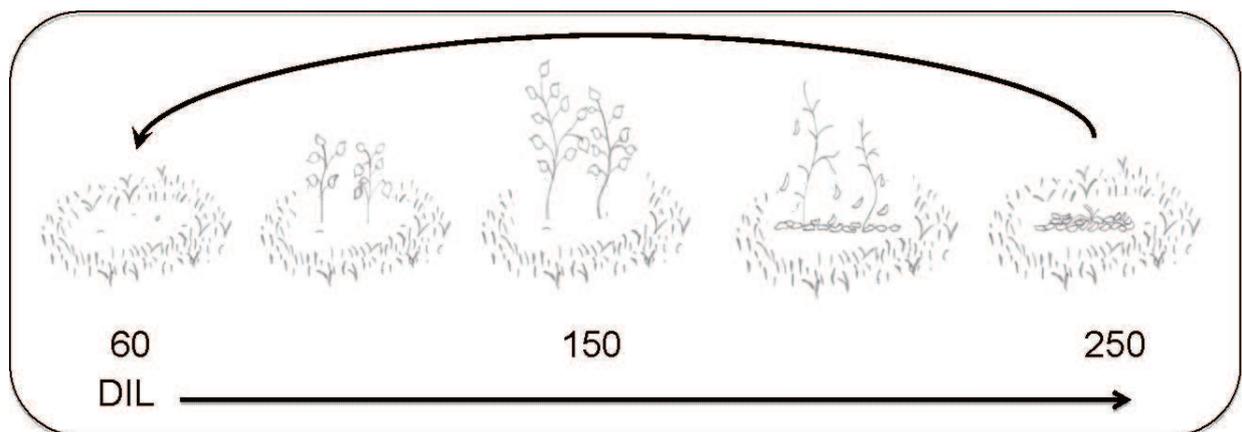
Uso	MO (%)	pH	DA (g cm <sup>-3</sup> )
Bosque	4.34 $\pm$ 0.44 <sup>B</sup>	6.07 $\pm$ 0.19 <sup>A</sup>	1.12 $\pm$ 0.02 <sup>A</sup>
Maizal	1.45 $\pm$ 0.72 <sup>A</sup>	5.64 $\pm$ 0.31 <sup>A</sup>	1.01 $\pm$ 0.03 <sup>B</sup>
Potrero	2.39 $\pm$ 0.22 <sup>A</sup>	6.33 $\pm$ 0.09 <sup>A</sup>	1.12 $\pm$ 0.01 <sup>A</sup>

En cada combinación de uso del suelo y faceta se encontró variación en el contenido de MO (C.V.= 54.63 %). En cada TCS también se observó variación por tipo de uso del suelo y faceta (apéndice 2). La prueba ANDEVA indicó que las diferencias en el nivel de MO de los TCS no fueron estadísticamente significativas por uso del suelo y faceta topográfica (apéndice 3).

La cantidad de MO y otras características del suelo que dependen de la cantidad y calidad de la cobertura vegetal en un micrositio, no son necesariamente el producto de un solo tipo de cobertura, sino de varias que pueden substituirse entre ellas por efecto

de la oscilación estacional de la humedad y del pastoreo selectivo del ganado. Esto se refleja en que la frecuencia de cada TCS en un determinado uso/faceta no fue fija a lo largo de tres muestreos.

En la figura 12 se puede observar una representación estilizada de cómo el cambio en la cubierta del suelo puede iniciar como un área de suelo desnudo que posteriormente es colonizado por hierbas, que a su vez crecen, mueren y se reincorporan nuevamente al suelo en forma de follaje muerto. Al finalizar el ciclo nuevamente se retorna el área de suelo desnudo que puede volver a ser colonizado por hierbas. Nótese que el pasto no coloniza de manera significativa estos espacios temporalmente desnudos, pues su crecimiento está limitado por el pastoreo frecuente.

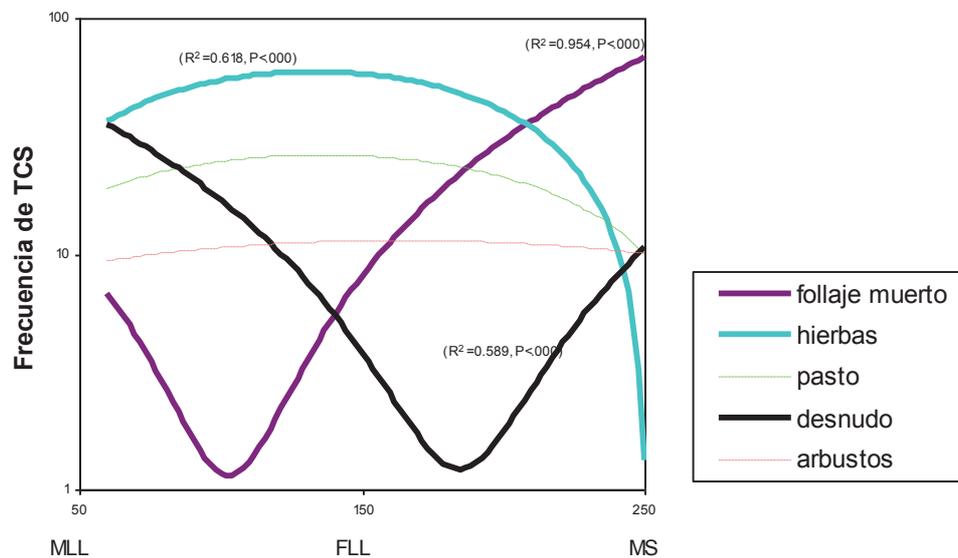


**Figura 12.-** Representación estilizada del cambio de TCS conforme transcurren los días posteriores al inicio de lluvias (DIL). Áreas de suelo desnudo al inicio y follaje muerto al final del periodo estudiado.

En el potrero la frecuencia del pasto varió poco entre estaciones. Sus oscilaciones no alcanzaron a ser estadísticamente significativas. Por el contrario, el suelo desnudo aumentó en la temporada de sequía, y fue cubierto durante la temporada de lluvias, principalmente por hierbas poco consumidas por los animales. Este patrón general tuvo

algunas diferencias entre crestas y cañadas y entre las dos distancias al arroyo (lejos y cerca).

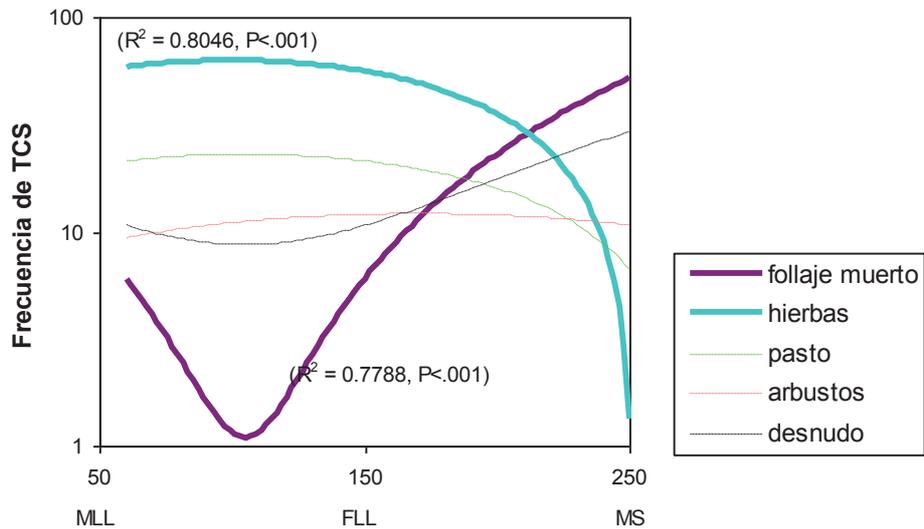
En las crestas del potrero en la condición “lejos” las hierbas, el follaje muerto y el suelo desnudo fueron los TCS más dinámicos. La frecuencia de hierba aumentó de mediados de lluvias (MLL) a finales de lluvias (FLL), pero al llegar a mediados de secas (MS) disminuyó aceleradamente. Lo contrario ocurrió con el suelo desnudo y el follaje muerto; de MLL a FLL. La frecuencia del pasto y de los arbustos no cambió significativamente con el tiempo (Fig. 13).



**Figura 13.-** Comportamiento de los TCS a lo largo de los tres muestreos en las crestas del potrero en condición lejos del arroyo. MLL= mediados de lluvias, FLL= finales de lluvias, MS= mediados de seca.

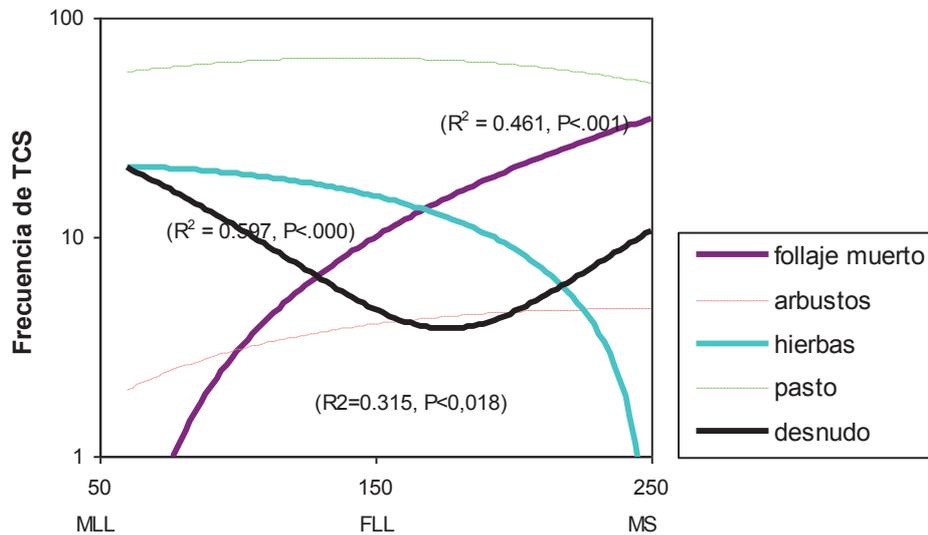
En las cañadas de potrero en la condición “lejos”, la frecuencia de hierbas no cambió de MLL a FLL, pero al llegar a MS disminuyó abruptamente. La frecuencia de follaje muerto disminuyó de MLL a FLL, pero al iniciar la temporada de sequía aumentó rápidamente. La frecuencia de pasto, arbustos y suelo desnudo no cambió significativamente con el

tiempo (Fig. 14).



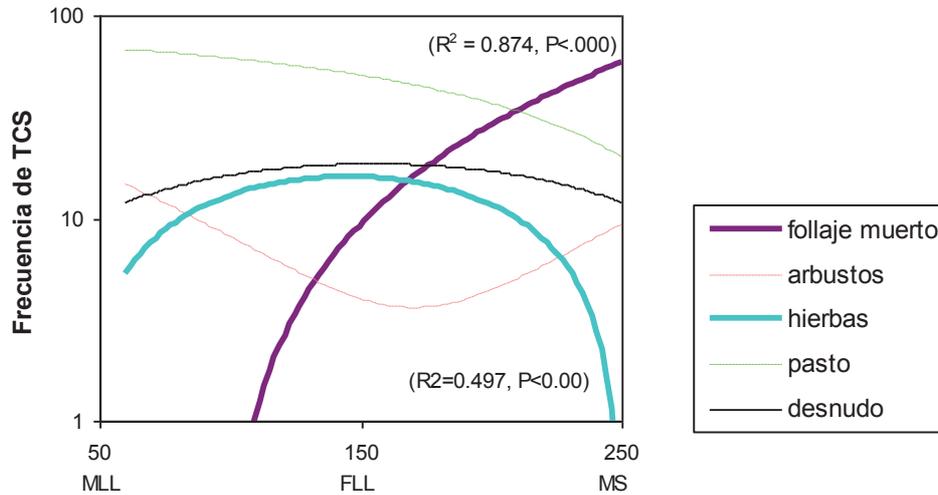
**Figura 14.-** Comportamiento de los TCS a lo largo de los tres muestreos en las cañadas de potrero en condición lejos del arroyo. MLL= mediados de lluvias, FLL= finales de lluvias, MS= mediados de seca.

En las crestas de potrero en la condición “cerca”, la frecuencia de hierbas y de suelo desnudo disminuyó de MLL a FLL. Al llegar a MS las hierbas disminuyeron rápidamente, y la frecuencia de suelo desnudo volvió a aumentar. El follaje muerto tendió a aumentar desde el temporal de lluvias hasta MS. La frecuencia de pasto y arbustos no cambió significativamente con el tiempo (Fig.15).



**Figura 15.-** Comportamiento de los TCS a lo largo de los tres muestreos en las crestas de potrero cerca del arroyo. MLL= mediados de lluvias, FLL= finales de lluvias, MS= mediados de seca.

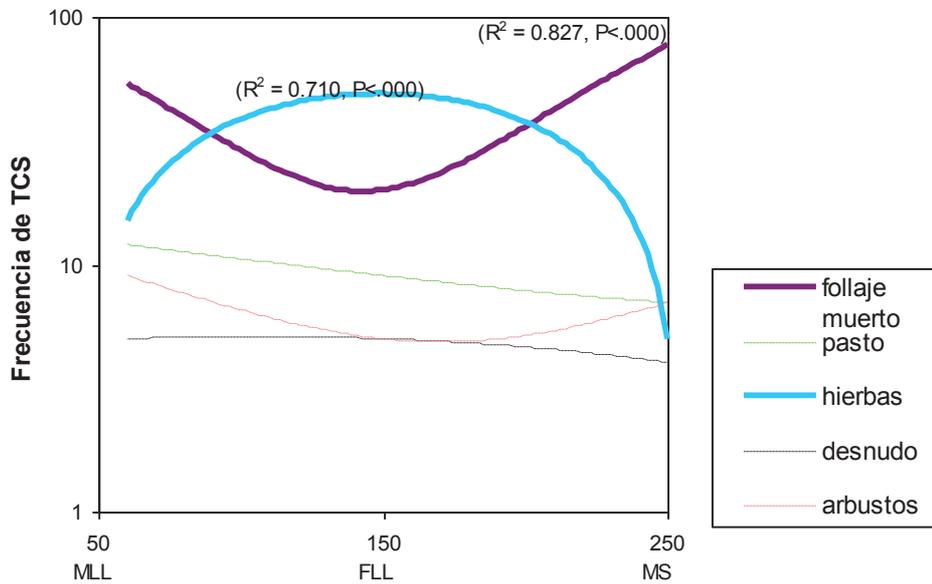
En las cañadas de potrero en la condición “cerca” la frecuencia de hierbas y de follaje muerto aumentó de MLL a FLL. Al iniciar el temporal de sequía las hierbas disminuyeron, mientras que el follaje muerto continuó en aumento. La frecuencia del pasto, del suelo desnudo y de los arbustos no cambió significativamente con el tiempo (Fig. 16).



**Figura 16.-** Comportamiento de los TCS a lo largo de los tres muestreos en las cañadas de potrero cerca del arroyo. MLL= mediados de lluvias, FLL= finales de lluvias, MS= mediados de seca.

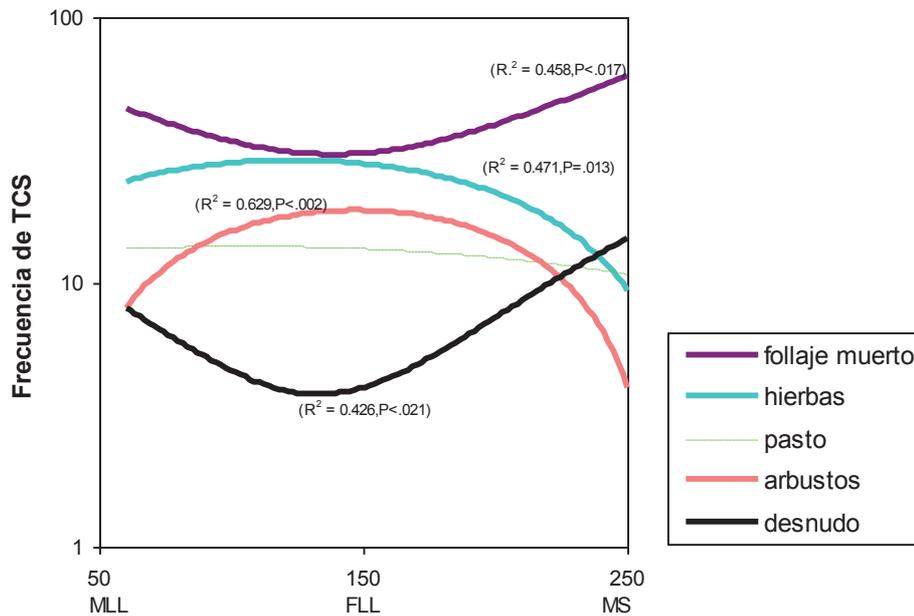
La composición y estructura herbácea y arbustiva de los maizales y bosques difiere de la del potrero, sin embargo, también son espacios sujetos al pastoreo y a cambios estacionales de humedad.

En las crestas de bosque de MLL a FLL la frecuencia de hierbas aumentó pero al llegar a MS disminuyó aceleradamente. Lo contrario ocurrió con el follaje muerto. La frecuencia de pasto, arbustos y suelo desnudo no cambió significativamente con el tiempo (Fig. 17).



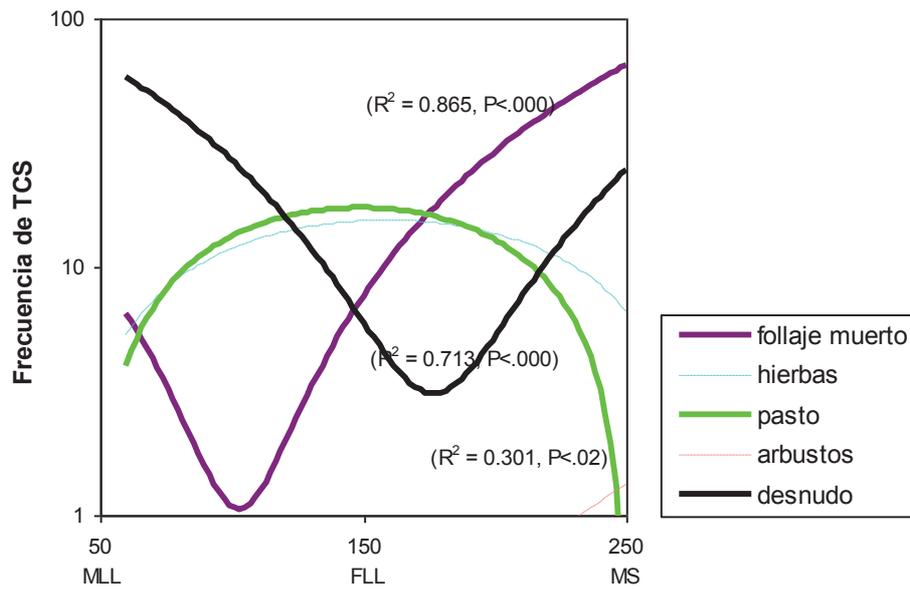
**Figura 17.-**Comportamiento de los TCS a lo largo de los tres muestreos en las crestas de bosque. MLL= mediados de lluvias, FLL= finales de lluvias, MS= mediados de seca.

En las cañadas de bosque, de MLL a FLL la frecuencia de hierbas y de arbustos aumentó, en cambio, la del suelo desnudo y la del follaje muerto disminuyó. Al iniciar la temporada de sequía ocurrió lo contrario en la frecuencia de todos los TCS (Fig. 18).



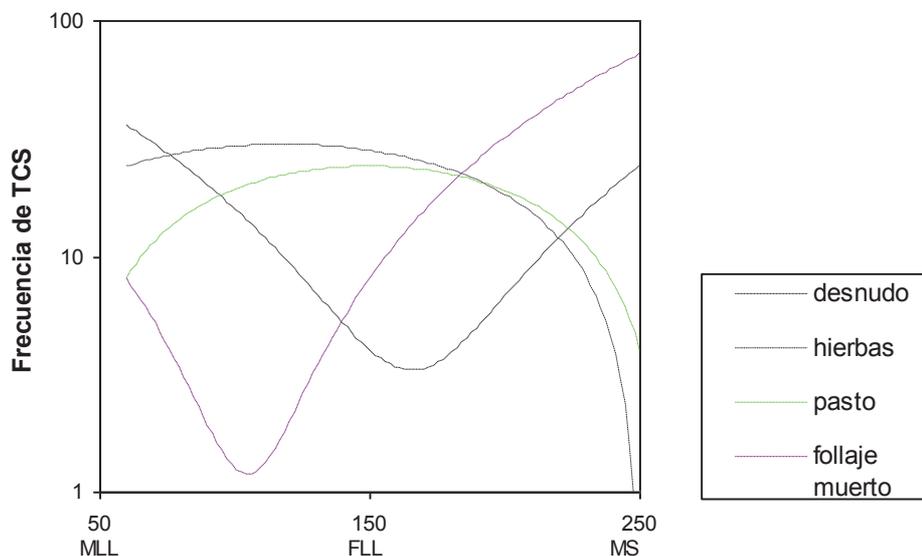
**Figura 18.-**Comportamiento de los TCS a lo largo de los tres muestreos en las cañadas de bosque. MLL= mediados de lluvias, FLL= finales de lluvias, MS= mediados de seca.

En la cresta de maizal, la frecuencia de pasto aumentó, pero al llegar a MS disminuyó abruptamente. La frecuencia de suelo desnudo y de follaje muerto disminuyó al transcurrir la temporada de lluvias; al iniciar la temporada de sequía aumentó nuevamente. La frecuencia de las hierbas no cambió significativamente con el tiempo (Fig. 19).



**Figura 19.-**Comportamiento de los TCS a lo largo de los tres muestreos en las crestas de maizal. MLL= mediados de lluvias, FLL= finales de lluvias, MS= mediados de seca.

En las cañadas de maizal la frecuencia de los TCS no cambió significativamente con el tiempo (Fig. 20).



**Figura 20.**-Comportamiento de los TCS a lo largo de los tres muestreos en la cañada de maizal. MLL= mediados de lluvias, FLL= finales de lluvias, MS= mediados de seca.

La variación estacional de los TCS en cada uso/faceta explica -en parte- que no se haya encontrado correlación significativa entre la calidad del suelo de un micrositio y su TCS en el momento específico del primer muestreo.

## VII. DISCUSIÓN

El propósito central de esta investigación fue dilucidar si el cambio de maizal a potrero elevó o redujo la calidad del suelo respecto de la línea base del suelo forestal en el área de estudio. Contestar esta pregunta requirió controlar varios factores de confusión generados por la heterogeneidad ambiental y el manejo (por ejemplo, la altitud, la presión de pastoreo) y considerar los posibles efectos de la variación interna de pendientes y coberturas no arbóreas al interior de cada uso del suelo. Para ello, se estudió la calidad del suelo en una microcuenca de 20 ha con un solo dueño y un solo

hato en pastoreo, y se evaluaron los efectos anidados del uso del suelo, de la faceta y del tipo de cobertura herbácea en cada punto de muestreo edáfico.

Los indicadores edáficos utilizados en esta investigación (MO, DA, pH y textura) tienen la propiedad de estar intrínsecamente relacionados; son sensibles ante cambios de mediano plazo y son fáciles de medir e interpretar. En este estudio, la MO fue el indicador más sensible ante el cambio de uso de suelo y de facetas; y generalmente, es el indicador más utilizado ya que indica la capacidad que tiene el suelo para proveer nutrimentos (Casanovas *et al.*, 1995), y tienen influencia sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas del mismo (Colombani, 2004).

La transición de bosque a maizal no disminuyó la MO en las crestas, pero sí en las cañadas. La transición de maizal a potrero redujo la MO en las crestas, pero en las cañadas no la disminuyó.

La pendiente moderada en las crestas da lugar a que los maizales reciban un aporte constante de esquilmos agrícolas al suelo y de orina y estiércol -del ganado en pastoreo-, lo cual explica que no se hayan encontrado diferencias estadísticamente significativas respecto del bosque. Los potreros en crestas, están más expuestos al pastoreo del ganado y por ende a mayor pisoteo, sobrepastoreo, defoliación y deformación del suelo.

La transición de bosque a maizal en las pendientes abruptas de las cañadas, dio lugar a que se diferenciaron en calidad del suelo. Los cultivos de maíz son más susceptibles a la pérdida de sedimentos y material orgánico por la escasa cobertura vegetal al inicio de su periodo de crecimiento. La transición de maizal a potrero no redujo la calidad del suelo debido a que son zonas menos accesibles para el pastoreo del ganado, además de que son áreas más arbustivas y más húmedas.

Los suelos minerales con alto contenido de materia orgánica son más estables en su estructura, y tienen una alta capacidad de intercambio catiónico (Landom, 1991). Varios autores reportan una mejor calidad del suelo en bosques que en áreas abiertas con prácticas agropecuarias (Daubenmire, 1972; Fisher, 1990; Perry, 1994; Johnson y Wedin, 1997; García-Oliva y Mass, 1998). Chan-Castañeda (2004) reportó para la

CART una mayor cantidad de MO en los suelos forestales que en los agrícolas. Daubenmire (1972) reportó mayores concentraciones de Ca y Mg pero menores de K en suelos cubiertos con bosque, por lo que el pH fue mayor en este tipo de ecosistemas que en pasturas. Johnson y Wedin (1997) encontraron valores inferiores de C, N, y K, así como mayores cantidades de microelementos en los suelos bajo pasto que en los suelos bajo vegetación de bosque al convertir el bosque seco tropical a pastizal.

Fisher (1990) y Perry (1994) sugieren que el mayor contenido de nutrientes en el suelo bajo vegetación arbórea se debe a: 1) adiciones de materia orgánica al ecosistema, 2) fijación biológica de N, 3) capacidad de almacenamiento y reciclaje de grandes cantidades de nutrientes por algunas especies arbóreas, 4) efecto de moderación del microclima por los árboles, 5) la rizosfera de los árboles favorece el reciclaje y la disponibilidad de nutrientes, y 6) adición vía goteo de nutrientes acumulados en la superficie de las hojas o por epifitas.

En el potrero, los nutrientes y el contenido de la materia orgánica que los animales excretan son considerados como benéficos para: a) el crecimiento de las plantas, en términos de fertilidad y estructura del suelo en ambientes de pastizal, b) para la acumulación de nutrientes en el suelo, se ha mostrado como la causa de cambios en la diversidad de plantas en los pastizales, y c) la composición botánica, la cual ha tenido subsecuentemente efecto en las comunidades de insectos e invertebrados (Bilotta *et al*, 2007). Cabe aclarar que tales aportaciones de los animales son benéficas siempre y cuando las áreas bajo pastoreo no excedan su capacidad de carga y no sean sobrepastoreadas.

El pH tuvo diferencias significativas por uso de suelo y por faceta topográfica en la condición de cresta. Sin embargo, los suelos de todos los usos y facetas se clasificaron como moderadamente ácidos según la norma oficial de suelos. Este indicador de calidad edáfica tiene la influencia de las diferentes actividades que el ganado en pastoreo realiza (como la deposición de estiércol y orina) o del manejo que el productor tiene de su cultivo (como el uso de agroquímicos, deposición de estiércol por el ganado en rastrojeo, labranza, manejo de residuos). Dado que es tan dinámico el manejo del predio y existe una gran variación en el cambio estacional de los TCS, puede ser muy variable el nivel de pH en el suelo de un punto de muestreo a otro. El nivel de pH tiene

efecto sobre la disponibilidad de nutrientes en el suelo (Landon, 1991). En las crestas, el nivel de pH del suelo en bosque y en maizales sugirió una alta disponibilidad de Fe, B, Mn, Cu, Zn y Co; moderada disponibilidad de Ca, Mg, N, I, Mo, S y K, y un déficit en Al y P. En el potrero, el pH sugirió una alta disponibilidad de B, Mn, Cu, Zn, Co, N, I, S y K; moderada disponibilidad de P, Ca, Mg, Mo y Fe, y un déficit de Al (Landon, 1991). En las cañadas del bosque, en nivel de pH sugirió una disponibilidad de nutrimentos semejante a las crestas del potrero; en el maizal sugirió una similitud con las crestas de maizal o bosque, y las cañadas del potrero sugirió una similitud con las crestas de potrero.

La densidad aparente (DA) tuvo diferencias estadísticamente significativas, sin embargo, fue alta en todos los usos del suelo y en ambas facetas. Lo anterior se relaciona con la proporción del tamaño de partículas que conforman al suelo en cada uso, es decir, mientras más grandes sean las partículas menor será DA. Es frecuente que la DA incremente con la profundidad del suelo, con los efectos de los cultivos y con la disminución de la MO. Los suelos muy compactos, de cualquier textura, pueden exceder una densidad de  $2 \text{ g cm}^{-3}$  (Landon, 1991). Debido a que el ganado tiene libertad de pastorear tanto en el potrero como en el bosque y maizal –post cosecha-, modifica los espacios porosos entre las partículas de suelo, lo que conlleva a una mayor compactación del suelo e incremento de la DA (García-Oliva y Mass, 1998; Bilotta *et al.*, 2007; Martínez-Trinidad *et al.*, 2008; Herrick *et al.*, 2009).

Aunque el bosque haya sido el que tuvo la mayor proporción de arena, fue el maizal el que obtuvo significativamente el valor más bajo de DA en la cañada. Esto se explica por el pastoreo del ganado; ya que solo entra a rastrojear al cultivo una vez al año, además de que es la faceta menos accesible para hacerlo. Aunque varias de las actividades que realiza el ganado en pastoreo repercuten en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo (Billota *et al.*, 2007), existen estudios que demuestran que bosques bajo pastoreo y pastizales cultivados tienen mayor cantidad de macroagregados y mejor resistencia del suelo ante los procesos erosivos, siempre que las prácticas de manejo ganadero no sobrepasen la capacidad de carga y no haya repercusiones en las propiedades físicas y químicas del suelo (Martínez-Trinidad *et al.*, 2008);

La textura del suelo tuvo diferencias estadísticamente significativas por tipo de uso del

suelo, sin embargo no hubo diferencias asociadas al tipo de faceta. Álvarez-Solís y colaboradores (2007) reportaron que la textura del suelo no se asocia con el sistema de cultivo, sino con la pendiente en una toposecuencia. Para estudiar toposecuencias dentro del área de estudio es necesario realizar muestreos en transectos más largos. La poca longitud de las facetas en la zona de estudio no lo permitió. Otros estudios reportan que el bosque tropical seco conservado y el bosque tropical pastoreado, se asemejan en sus altos contenidos de arcilla y porosidad total (Martínez-Trinidad y et al., 2008).

En el potrero y en los bosquetes persistentes al pastoreo, la heterogeneidad espacial de la vegetación forma un mosaico complejo de cubiertas del suelo. En cada combinación de uso del suelo y faceta, la frecuencia de algunos tipos de cubierta del suelo varió estacionalmente. Esto se debe a dos causas fundamentales: 1) el manejo y pastoreo selectivo del ganado (Rush y Oesterheld, 1997; Hayes y Holl, 2003; Douglas y Melvin, 2005), y 2) cambios en la precipitación por variación climática estacional (Martínez-Yrizar y Sarukhan, 1993; López-Galindo *et al.*, 2003; Derner y Whitman, 2009).

En el área de estudio, los animales en pastoreo tuvieron la libertad de forrajear libremente por todas las crestas y cañadas del bosque, potrero y maizales (post-cosecha). El pastoreo de los animales amortiguó las oscilaciones estacionales de la biomasa del pasto. Por ello, estas oscilaciones no fueron significativas, en tanto que la de las hierbas sí. La alta tasa de consumo del pasto impide que este ocupe de manera importante el suelo desnudo resultante de la sequía, y éste espacio es rápidamente colonizado por hierbas no palatables en la temporada de lluvias. Esto, junto con el cambio en la precipitación, modificó la frecuencia de algunos TCS entre muestreos, lo cual explica en parte la baja correlación entre un punto de muestreo y su cobertura en un momento dado.

La transición de maizal a potrero disminuyó la calidad del suelo de un nivel alto, a medio en las crestas. En las cañadas no la disminuyó. Puede esperarse que en las cañadas la calidad del suelo no se reduzca tanto al transitar de maizal a potrero; y que esta transición propicie mayor degradación del suelo en las crestas, pues en ellas hay más actividad del ganado. Sin embargo, el que el potrero tenga menor calidad del suelo

que el maizal puede depender también de (1) qué tantos desechos agrícolas se reincorporan al suelo del maizal y (2) que tanta presión de pastoreo se ejerce sobre el potrero.

Los indicadores de calidad edáfica empleados en este estudio son de mediano alcance, ya que cambian rápidamente con el tiempo y con la modificación de las prácticas de manejo. Sin embargo, estos combinados con otros indicadores (CIC, N total, N extractable, P total, etc.) son de gran utilidad para evaluar el potencial de algún lugar para producir ganado bovino.

Los niveles óptimos de calidad edáfica pueden mantenerse siempre y cuando las prácticas de manejo sean adecuadas a las características del sitio y aseguren no degradar los recursos. En este sentido, la implementación de prácticas agroecológicas para la conservación de la calidad del suelo -tales como: cultivos de cobertera con especies fijadoras de N, sistemas de producción agrosilvopastoriles, adecuada rotación de potreros que implica la reducción del número de cabezas y el tiempo de pastoreo, entre otras- contribuyen a la reducción del daño al suelo causado por el pastoreo de los animales. Generalmente, el proceso de expansión ganadera no contempla su impacto sobre las propiedades inherentes del suelo. Por ello, es necesario considerar la fisiografía del sitio, y realizar prácticas de manejo que procuren mantener las condiciones físicas, químicas y biológicas actuales del suelo, y no deteriorar el recurso a mediano y largo plazo para mantener su potencial productivo.

Al trabajar en una sola microcuenca dentro de una sola propiedad fue posible controlar algunos factores de confusión (efecto de manejo ganadero y presión de pastoreo). Es deseable ampliar este estudio a una muestra mayor de propiedades que tengan en su interior áreas de pastizal, maizal y bosque sometidos al pastoreo del mismo hato de animales. Son pocos los potreros que reúnen estas condiciones pero convendrá incluirlos para aumentar la representatividad del estudio y la robustez de sus resultados.

## VIII. CONCLUSIONES

1.- La calidad del suelo disminuyó en la transición bosque, maizal, potrero. Sin distinguir entre facetas, el porcentaje de MO en el bosque fue alto ( $3.95 \pm 0.375$ ), el maizal ( $2.74 \pm 0.228$ ) tuvo un nivel medio y el potrero ( $1.99 \pm 0.111$ ) tuvo el nivel más bajo. En las cañadas la MO no difirió estadísticamente entre el maizal y el potrero pero en las crestas sí, fue menor en el potrero. Esto se explica porque las crestas son más accesibles al ganado que las cañadas, y están sujetas a más pisoteo, sobrepastoreo y deformación del suelo.

2.- Sin distinguir entre usos del suelo, el tipo de faceta topográfica no influyó sobre la calidad del suelo.

3.- La frecuencia relativa de los TCS “suelo desnudo”, “hierbas” y “follaje muerto” osciló significativamente entre estaciones del año. Las oscilaciones de las gramíneas no fueron significativas debido al pastoreo intenso y selectivo de este grupo de especies. La variación estacional de la cantidad y tipo de cobertura de algunos micrositios de muestreo edáfico explica en parte que no haya habido correlación entre los TCS y la calidad del suelo al interior de cada uso del suelo.

4.-Es conveniente extender este estudio de una microcuenca a varias para definir la generalidad de los resultados. Se plantea como hipótesis de trabajo que la calidad del suelo será menor en potreros que en maizal cuando los primeros estén sobrepastoreados y/o los segundos incorporen cantidades importantes de esquilmos agrícolas al suelo.

## IX. LITERATURA CITADA

- Aguilar, S. 2007. Efecto de los programas de fomento a la ganadería en la Reserva de la Biosfera “La Sepultura”, Villaflores, Chiapas. Tesis de Licenciatura, Universidad Autónoma de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. 92 p.
- Aguilar J., R. 2008. Análisis de los sistemas de producción bovina en la Cuenca del Río El Tablón, en la zona de amortiguamiento de la Reserva de la Biosfera La Sepultura, Villaflores, Chiapas. Tesis de licenciatura, Universidad Autónoma de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez. 107 p.
- Álvarez-Solís J. D., Rosset M. P., Díaz-Hernández B. M., Plascencia-Vargas y H. Rice A., R. 2007. Soil fertility differences across a land-use intensification gradient in the highlands of Chiapas, Mexico. *Biology and Fertility of Soils*, 43: 379-386.
- Arellano-Monterrosas J. L., Camacho-Álvarez D. A., García A. C., García-Castillo M., Muñoz-Cervantes E. G., Ruíz-Meza L. E., Trujillo-Vázquez J. R., Vázquez-Robledo A. E. y Villanueva-López G. 2002. Diagnóstico regional de la Cuenca del río El Tablón en la reserva de la biosfera de La Sepultura, Chiapas. Universidad Autónoma de Chapingo, San Cristóbal de las Casas. 80 p.
- Astier-Calderón M., Mass-Moreno M. y Etchevers-Barra J. 2002. Derivación de indicadores de calidad de suelos en el contexto de la agricultura sustentable. *Agrociencia*, 36: 605-620.
- Baker H.G. 1978. Invasion and replacement in California and neotropical grassland . En: Simoes, M. y Zdravko, B.1991. Responses to simulated herbivory and water stress in two tropical C4 grasses. *Oecología*, 88: 173-180.
- Bautista-Cruz A., Etchevers-Barra J., del Catillo, R.F. y Gutiérrez, J. 2004. La calidad del suelo y sus indicadores. *Ecosistemas*, 13 (2): 90-97.

- Billota G. S., Brazier R. E. and Haygarth P. M. 2007. The impacts of grazing animals on the quality of soils, vegetation, and surface waters in intensively managed grasslands. *Advances in Agronomy*, 94: 237- 280.
- Casanovas E.M., Echeverria H. E., Studdert G.A. 1995. Materia orgánica del suelo bajo rotaciones de cultivos.1 Contenido total y de distintas fracciones. *Ciencia del suelo*, 13: 16-20.
- Chan-Castañeda J.L. 2004. Estudio agroecológico y clasificación de tierras en la cuenca del río El Tablón, reserva de la biosfera de La Sepultura, Chiapas, Pp. 117-126. En: Arellano-Monterrosas, J.L.y López-Martínez, J. (Comp.). *Memorias del 3er. Seminario de manejo y conservación del suelo y agua en Chiapas. Manejo Integral de Cuencas, Chiapas.*
- Colombani E.N. 2004. Evaluación de las propiedades físicas de los suelos del sudeste bonaerense bajo distintos manejos. Tesis de licenciatura, Universidad de Balcarce, Argentina. 50 p.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). 2006. Plan de Desarrollo Comunitario del ejido “Los Ángeles”, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. 61 p.
- Daubenmire R. 1972. Ecology of *Hyparrhenia rufa* (Ness) in derived savanna in north-western Costa Rica. *Journal of Ecology*, 9: 11-23.
- Derner, J. y Withman, A.J. 2009. Plant Interspaces resulting from contrasting grazing management in northern mixed-grass prairie: implications for ecosystem functions. *Rangeland Ecology and Management*, 62: 83-88.
- Di H. J., Cameron K. C., Milne J., Drewry J. J., Smith N. P., Hendry T., Moore S., y Reijnen B. 2001. A mechanical hoof for simulating animal treading under controlled conditions. *N. Z. J. Agricultural Research*, 44: 111–116.

- Doran J.W., Coleman D.C., Bezdicek D.C., y Steward B.A. 1994. Defining and assessing soil quality of sustainable environment. Soil Science Society of America. Special publication 35. Madison, Wisconsin, USA. 244 p.
- Douglas D.M. and Melvin D.G. 2005. Management grazing and seedling shelters enhance oak regeneration on rangelands. *California Agriculture*, 59 (4): 217-222.
- Etchevers J.D. 1999. Indicadores de calidad de suelo. En: Conservación y restauración de suelos. Siebe C., Rodarte H., Toledo G., Etchevers D. y Oleschko K. (Ed.). Universidad Autónoma de México y Programa Universitario del Medio Ambiente. México, D.F. 239-262 p.
- Fisher R.F. 1990. Amelioration of soils by trees. Pp. 290-300. En: Gessel S. P. (Ed.) Sustained productivity of forest soils. Proceedings of the Seventh North American Forest Soils Conference. University of British Columbia, Vancouver, British Columbia, Canada.
- García-Barrios L., Miyoshi-Galván Y., Valdivieso-Pérez I. A., Masera R.O., Bocco G. y Vandermeer J. 2009. Neotropical Forest Conservation, Agricultural Intensification, and Rural Out-migration: The Mexican Experience. *BioScience*, 59: 863-873.
- García-Oliva, F. y Mass J.M. 1998. Efecto de la transformación de la selva a pradera sobre la dinámica de los nutrientes en un ecosistema tropical estacionario en México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 62: 39-48.
- Guillén V. J., G. Jiménez F., J. Nahed T., L. Soto P. 2001. Ganadería indígena en el Norte de Chiapas. In: Hernández L. (Comp.). *Historia Ambiental de la Ganadería en México*. Instituto de Ecología. A. C. Xalapa, México. Pp 276

- Hayes G.F y Holl K.D. 2003. Cattle grazing impacts on annual forbs and vegetation composition of mesic grassland in California. *Conservation Biology*, 17 (6): 1694-1702.
- Heathwaite A. L., Burt T.P. y Trudgill, S.T. 1990. Land-use controls on sediment production in a lowland catchment, south-west England. Pp. 69–86. En: Boardman, J., Foster, I.D.L. and Dearing, J.A. (Eds). 1990. *Soil Erosion on Agricultural Land* Wiley, Chichester.
- Herrick J. E., Van Zee J. W., Havstad K. M., Burkett L. M. y Whitford W. G. 2009. Monitoring Manual for grassland, shrubland and savanna ecosystem. Vol. II. USDA. EUA. Pp. 206.
- Hillel D. 1980. Fundamentals of soil physics. Academic Press, New York, NY, Pp. 413.
- Houghton R. A., Lefkowitz D. S. and Skole D. L. 1991. Changes in the landscape of Latin America between 1980 and 1985. Progressive loss of forests. *Forest Ecology and Management* 38:143-172. En: Cortina-Villar H. S. 2007. *Uso del Suelo y Deforestación en Los Altos de Chiapas*. Tesis de Doctorado. Universidad Nacional Autónoma de México, México D.F. 135 p.
- Hünneimyer J.A., De Camino R. y Muller S. 1997. Análisis del desarrollo sostenible en Centroamérica: Indicadores para la agricultura y los recursos naturales. San José, Costa Rica. En: Bautista-Cruz A.; Etchevers-Ibarra J., del Castillo R.F. y Gutiérrez J. 2004. *La calidad del suelo y sus indicadores*. *Ecosistemas*, 13 (2): 90-97.
- Instituto Nacional de Ecología (INE). 1999. Programa de manejo de la reserva de la biosfera La Sepultura. Unidad de participación social, enlace y comunicación. Pp 249.

- Jaramillo V.J., Boone-Kauffman J., Rentarí­a-Rodríguez L., Cummings D.L. y Ellingson L.J. 2003. Biomass, carbon, and nitrogen pools in Mexican tropical dry forests landscapes. *Ecosystems*, 6: 609-629.
- Johnson N.C. y Wedin D.A. 1997. Soil carbon, nutrients, and mycorrhizae during conversion of dry tropical forest to grassland. *Ecological Applications*, 7 (1): 171-182.
- Jutila-Heli M. 1997. Vascular plant species richness in grazed and ungrazed coastal meadows, SW Finland. *Annales Botanici Fennici* 34: 245-263.
- Kauppi M. 1967. Über den Einfluss der Beweidung auf die Vegetation der Uferwiesen an der Bucht Liminganlahti im Nordteil des Bottnischen Meerbusens. *Aquilo Ser. Bot.* 6: 347–369. En: Jutila, H. 1997. Vascular plant species richness in grazed and ungrazed coastal meadows, SW Finland. *Annales Botanici Fennici*. 34: 245-263
- Laboratorio de análisis de informática geográfica y estadística de ECOSUR (LAIGE).2008.
- Landon J.R. 1991. *Booker tropical soil manual*. John Wiley and sons, USA, New York, Pp. 474.
- López-Galindo F., Muñoz-Iniestra D., Hernández-Moreno M, Soler-Aburto Alfonso-Castillo-López M.C. y Hernández-Arzate I. 2003. Análisis integral de la toposecuencia y su influencia en la distribución de la vegetación y la degradación del suelo en la subcuena de Zapotitlán Salinas, Puebla. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, Tomo LVI, 1: 19-41.
- McIntyre S., Heard K. M. y Martin T.G. 2003. The relative importance of cattle

grazing in subtropical grassland: does it reduce or enhance plant biodiversity?  
*Journal of Applied Ecology*, 40: 445-457.

- Martínez-Trinidad S., Cotler H., Etchevers-Barra J. D., Ordaz-Chaparro V. M. y de León González F. 2008. Efecto del manejo en la agregación del suelo en un ecosistema tropical seco. *Terra Latinoamericana*, 26: 299-307.
- Martínez-Yrizar A. y Sarukhan J. 1993. Cambios estacionales asociados del mantillo en el suelo de un bosque tropical caducifolio y uno subcaducifolio en Chamela, Jalisco, México. *Acta Botánica Mexicana*, 21: 1-6.
- Morón A. 2004. Efecto de las rotaciones y el laboreo en la calidad del suelo. Simposio: Fertilidad de Suelos para una Agricultura Sustentable. Rosario, Uruguay. 72 p.
- Norma Oficial Mexicana NOM-21-RECNAT-2000. Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreos y análisis. Diario Oficial de la Federación. Martes 31 de diciembre del 2002.
- Olf H. y Ritchie M.E. 1998. Effects of herbivores on grassland plant diversity. *Trends in Ecology and Evolution*, 13: 261-265.
- Patto P. M., Clement C. R., y Forbes T. J. 1978. Grassland Poaching in England and Wales. Grassland Research Institute, Maidenhead. En: Billota, G. S., Brazier R. E. and Haygarth P. M. 2007. The impacts of grazing animals on the quality of soils, vegetation, and surface waters in intensively managed grasslands. *Advances in Agronomy*, 94: 237- 280.
- Perry D.A. 1994. Forest Ecosystems. The John Hopkins University Press. En: Alfaro, E.; Alvarado, A. y Chavarri, A. 2001. Cambios edáficos asociados a tres

etapas sucesionales de bosque tropical seco en Guanacaste, Costa Rica. *Agronomía costarricense*, 25 (1): 7-20.

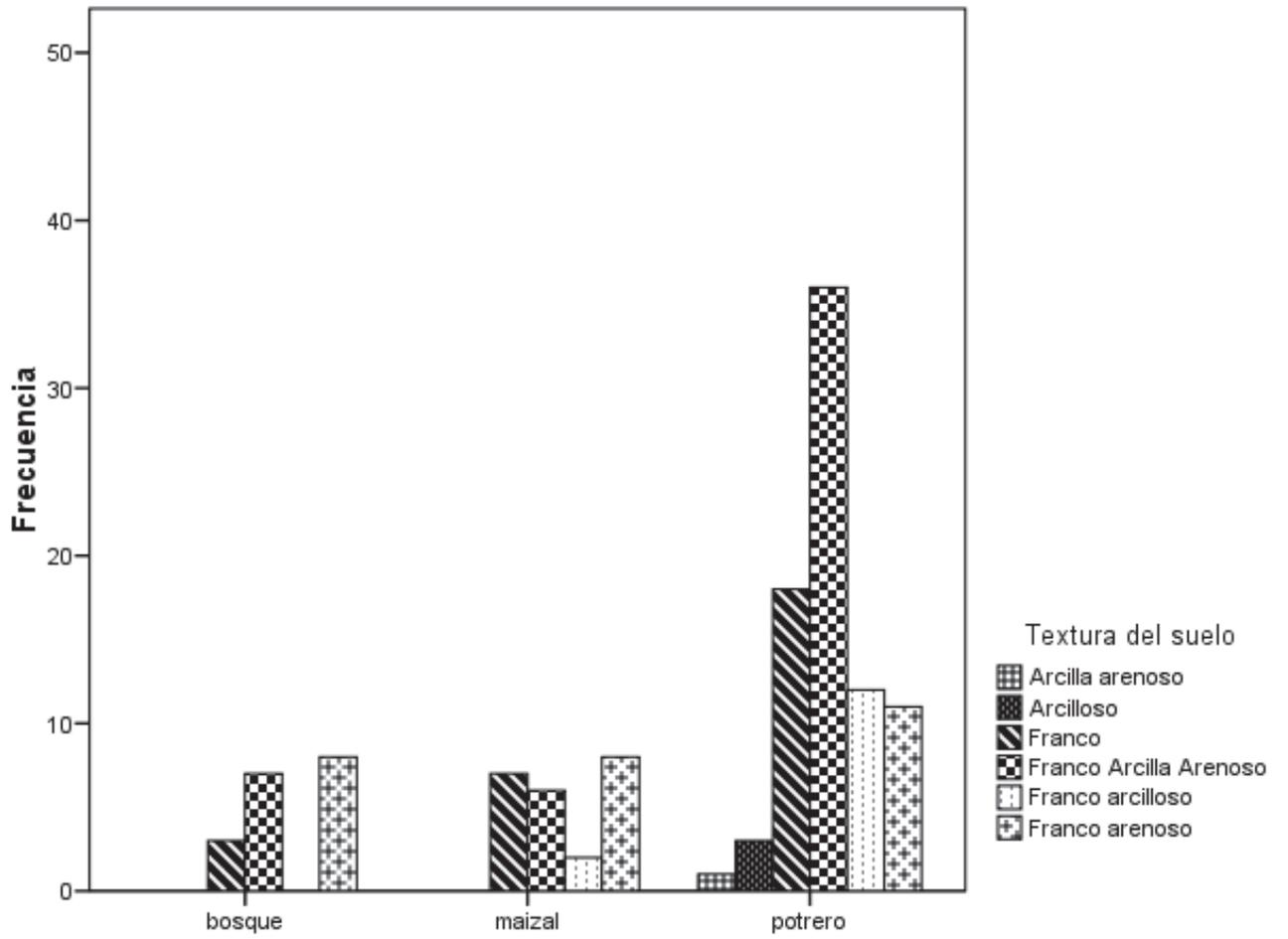
- Programa de Producción Pecuaria Sustentable y Ordenamiento Ganadero y Apícola (PROGAN). 2008. Relación de beneficiarios en unidades de producción pecuaria de uso colectivo. (Anexo 1).
- Proulx, M. & Mazumder, A. 1998. Reversal of grazing impact on plant species richness in nutrient-poor versus nutrient-rich ecosystems. *Ecology*, 79: 2581-2592.
- Rodríguez-Morales M, Chacón-Moreno E. y Ataroff M. 2009. Transformación del paisaje en selvas de montaña en la cuenca del río Capaz, andes venezolanos. *Ecotrópicos*, 22 (2): 64-82.
- Román F., Levy-Tacher S., Perales-Rivera H., Ramírez-Marcial N., Douterlungne E. y López-Mendoza S. 2007. Establecimiento de seis árboles nativos en un pastizal degradado en la Selva Lacandona, Chiapas, México. *Ecología aplicada*, 6 (1,2): 1-8.
- Rook A.J., Dumont B., Isselstein J., Osoro K., Wallis-DeVries M.F., Parente G., y Mills J. 2004. Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures- a review. *Biology Conservation*, 119: 137-150.
- Rush G.M. y Oesterheld M. 1997. Relationship between productivity, and species and functional group diversity in grazed and non-grazed Pampas grassland. *OIKOS*, 78: 519-526.
- Sanfiozeno-Barnhard C., García-Barrios L., Meléndez-Ackerman E. y Trujillo-Vázquez, R. 2009. Woody cover and local farmers perceptions of active pasturelands in La Sepultura biosphere reserve buffer zone, Mexico. *Mountain Research and Development*, 29: 320-327.

- Skole D.L., W.L. Chomentowshi, W.A. Salas y A.D. Nobre. 1994. Physical and Human Dimensions of Deforestation in Amazonia. *Bioscience*, 44 (5): 314-322. En: Cortina-Villar, H.S. 2007. *Uso del Suelo y Deforestación en Los Altos de Chiapas*. Tesis de Doctorado. Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F. 135 p.
- Toledo V. M. 1990. El proceso de ganaderización y la destrucción biológica y ecológica en México. En: E. Leff (coord.) *Ambiente y desarrollo en México*. Vol I. Centro de Investigaciones Interdisciplinarias en Humanidades. UNAM, México. Pp: 191-227.
- Trejo, I. y Dirzo, R. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biology Conservation*, 94: 133-142.
- Trujillo-Vázquez R. J. 2009. Viabilidad Ecológica y Social del establecimiento de módulos silvopastoriles en el Ejido Los Ángeles, Zona de Amortiguamiento de la Reserva de la Biósfera La Sepultura, Chiapas, México. Tesis de Maestría, Universidad Internacional de Andalucía, Baeza, España. 85 p.
- Turner B.L., William B. Meyer y David L. Skole. 1995. Land-use and land-cover change, science/research plan. IGBP report 35, IHDP report 7. The Royal Swedish Academy of Sciences. Stockholm and Geneva. En: Cortina Villar, H.S. 2007. *Uso del Suelo y Deforestación en Los Altos de Chiapas*. Tesis de Doctorado, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F. 135 p.
- Valdivieso Pérez, I. A., García-Barrios L. y Plascencia-Vargas H. 2009. Cambio del uso del suelo en la zona de amortiguamiento de la REBISE (1975–2005): Crisis del maíz, ganaderización y recuperación arbórea marginal. Pp. 349-354. En: Cavallotti-Vázquez, B., Marcof-Álvarez, C., Ramírez-Valverde, B. (Coord.). 2009. *Ganadería y seguridad alimentaria en tiempo de crisis*. Universidad Autónoma de

Chapingo, Texcoco, Edo. de México.

- Vandermeer J. y Perfecto I. 1995. Breakfast of biodiversity: the truth about rain forest destruction. The Institute for Food and Development Policy. Oakland, California, 185 p. En: Román, F. 2006. Establecimiento de seis árboles nativos en un pastizal degradado en la Selva Lacandona, Chiapas, México. Tesis de maestría, ECOSUR. 59 p.
- Van Wijnen S. E. 1995. The potential role of large herbivores in nature conservation and extensive land use in Europe. *Biology Journal of Linn. Society*. 56 (Suppl.): 11-23. En: Pykälä, J. 2007. Maintaining plant species richness by cattle grazing: mesic semi-natural grasslands as focal habitats. *Publications in botany from the University of Helsinki*. No. 36. 42 p.
- Velásquez A., Mas J.F., Palacio J.L., y Bocco G. 2002. Land cover mapping to obtain a current profile of deforestation in Mexico. *Unasylva*, 53: 37-40.
- Vestergard P. 1998: Vegetation ecology of costal meadows in Southeastern Denmark. *Opera botanica*. 134: 1-69. En: En: Pykälä, J. 2007. Maintaining plant species richness by cattle grazing: mesic semi-natural grasslands as focal habitats. *Publications in botany from the University of Helsinki*. No. 36. 42 p.
- Wayne W. D. 2005. Bioestadística: base para el análisis de la ciencia de la salud. 4ª edición. Editorial Limusa. Pp 755.

**Apéndice 1.-Clase de textura edáfica por tipo de uso del suelo**



**Apéndice 2.-** Coeficiente de variación de cada TCS en bosque, maizal y potrero.

Uso	Faceta	TCS	Media	Desv. est.	C.V.
Bosque	Cañada	desnudo	3.42	1.01	29.58
		hierba	2.82	1.17	41.45
		pasto	6.29	2.50	39.77
	Cresta	arbusto	2.98	0.87	29.30
		follaje m	4.31	2.34	54.37
		hierba	3.64	0.88	24.07
		tronco	3.98	0.58	14.52
Maizal	Cañada	desnudo	0.67	-	-
		maiz	1.85	0.71	171.85
	Cresta	desnudo	2.75	0.52	18.83
		hoja ancha	1.98	-	-
		maiz	3.26	1.44	44.35
		pasto	3.30	-	-
Potrero	Cañada	desnudo	1.79	1.27	70.84
		hierba	2.81	0.37	13.27
		pasto	2.59	0.95	36.77
	Cresta	desnudo	1.28	0.38	30.08
		hierba	2.18	0.88	40.67
		pasto	2.34	1.17	50.05

TCS= Tipo de cubierta del suelo, Desv. est.= Desviación estándar, C.V.= Coeficiente de variación.

**Apéndice 3.-** Significancia de pruebas ANDEVA que muestran si la MO difirió significativamente por TCS en cada uso del suelo y faceta topográfica.

<b>Uso</b>	<b>Faceta</b>	<b>F</b>	<b>P</b>
Bosque	Cresta	6.38	0.61
	Cañada	2.91	0.14
Maíz	Cresta	0.69	0.56
	Cañada	1.80	0.40
Potrero	Cresta	2.46	0.10
	Cañada	1.40	0.29