



**UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE MÉXICO**

**FACULTAD DE FILOSOFÍA Y LETRAS
DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO**

**Potencial de captura de carbono en
suelos de ladera en la subcuenca del río
Piricua en Tuxpan, Michoacán.**

T E S I S
QUE PARA OBTENER
EL GRADO ACADÉMICO DE:
MAESTRA EN GEOGRAFÍA

P R E S E N T A :

KINNÉ GUEYE SANDOVAL

Tutores:
**DRA. CHRISTINA SIEBE GRABACH
DRA. MARGARET SKUTSCH**

CIGA
CENTRO DE INVESTIGACIONES
EN GEOGRAFÍA AMBIENTAL

2010



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Agradecimientos

A la UNAM, espejo de la vida nacional, por haberme dado un gran conocimiento y experiencias entrañables.

A la Dra. Christina Siebe por ser una excelente formadora, una gran maestra y apoyarme a lo largo de estos años.

A la Dra. Margaret Skutsch por sus valiosos puntos de vista que enriquecieron mucho mi trabajo.

Al Dr. Víctor Jaramillo, al Dr. Lorenzo Vázquez y a la Dra. Isabel Ramírez por su compromiso con este proyecto, por sus observaciones, comentarios y correcciones que mejoraron tanto este proyecto.

A todos los miembros del CIGA por participar en mi formación, por su hospitalidad y por permitirme aprender mucho de ustedes. A Katy por su amistad y ayuda en la administración a lo largo de la maestría.

A Iván por su apoyo a lo largo de todos estos años, su amistad, amor y comprensión. Igualmente por ayudarme en los laborioso trámites de titulación.

A mi papá, mi mamá y mis hermanos por sus enseñanzas, apoyo y amor.

A Violeta y Adriana por su amistad, tantas risas y momentos inolvidables, y a todos mis amigos, muchas gracias!

CONTENIDO

1.	RESUMEN.....	1
2.	INTRODUCCIÓN.....	2
3.	OBJETIVOS.....	4
3.1.	Objetivo general.....	4
3.2.	Objetivos particulares.....	4
4.	MARCO TEÓRICO.....	5
4.1.	Carbono en ecosistemas terrestres.....	5
4.1.1.	Ciclo del carbono.....	5
4.1.2.	Carbono orgánico del suelo (COS).....	7
4.1.3.	COS y tipo de hojarasca.....	8
4.2.	Captura de carbono en el suelo y regeneración de bosques secundarios.....	10
4.2.1.	Bosques secundarios.....	10
4.2.2.	Presencia de bosques secundarios en zonas agrícolas marginadas.....	11
4.2.3.	Potencial de captura de COS en los bosques secundarios.....	12
4.3.	Captura de carbono como práctica de manejo.....	15
4.3.1.	Problemática.....	15
4.3.2.	Oportunidad de mercado.....	15
5.	ÁREA DE ESTUDIO.....	18
5.1.	Localización.....	18
5.2.	Geología.....	18
5.3.	Clima.....	19
5.4.	Geoformas y Suelos.....	19
5.5.	Uso de suelo y vegetación.....	20
6.	MATERIALES Y MÉTODOS.....	22
6.1.	Base de datos y tratamiento de la información.....	22
6.1.1.	Datos de carbono en suelo y mantillo en laderas de la SRP.....	22
6.1.2.	Imágenes satelitales.....	24
6.1.3.	Índice normalizado de la vegetación (NDVI).....	24
6.1.4.	Mapa de curvas de nivel.....	25
6.1.5.	Coberturas vegetales estudiadas en los Reportes Tuxpan (2001 y 2004) y Konen (2009).....	25
a.	Descripción de las coberturas vegetales.....	25
6.2.	Carbono orgánico del suelo.....	28
6.2.1.	Almacén de COS en las diferentes coberturas vegetales.....	28
6.2.2.	Relación entre el contenido de COS _{0-30 cm} y la edad de los bosques.....	28
6.2.3.	Tasa anual de captura de COS _{0-30 cm}	29
6.3.2.	Clasificación de las coberturas vegetales.....	32
6.3.3.	Análisis de cambio de cobertura.....	33
6.3.4.	Escenarios de cambio de cobertura vegetal para el año 2035.....	33
6.4.	Relación entre el cambio de las coberturas vegetales y el COS _{0-30 cm}	35
7.	RESULTADOS.....	37
7.1.	Carbono orgánico del suelo (COS).....	37
7.1.1.	Almacén de CO en suelo y mantillo en las coberturas vegetales estudiadas.....	37
7.1.2.	Relación entre el COS _{0-30 cm} y la edad del bosque.....	40

7.1.3.	Tasa anual de captura de $COS_{0-30\text{cm}}$	42
7.1.4.	Relación entre el $COS_{0-30\text{cm}}$ y el índice normalizado de la vegetación (NDVI)	44
7.2.	Cambios en la cobertura vegetal.....	46
7.2.1.	Mapas de las coberturas vegetales 1986, 2001 y 2010	46
7.2.2.	Cambio de coberturas en los periodos 1986-2001 y 2001-2010	47
7.3.	Relación entre los cambios de cobertura vegetal y el almacén de $COS_{0-30\text{cm}}$	51
7.3.1.	Periodos 1986-2001 y 2001-2010	51
7.3.2.	Periodo de 2010-2035	51
8.	DISCUSION	53
8.1.	Almacén de COS en suelo y mantillo en las diferentes coberturas vegetales	53
8.1.1.	En laderas entre 2000-3000 msnm	53
8.1.2.	COS en la selva baja caducifolia	55
8.2.	Captura de $COS_{0-30\text{cm}}$ derivada de la regeneración del los bosques	56
8.2.1.	Bosque de pino-encino	56
8.2.2.	Selva baja caducifolia.....	58
8.3.	Relación entre el $COS_{0-30\text{cm}}$ y el índice normalizado de la vegetación (NDVI)	59
8.4.	Cambios de las coberturas vegetales 1986-2010 y cambios asociados en el almacén de $COS_{0-30\text{cm}}$	60
8.5.	Almacén de $COS_{0-30\text{cm}}$ para el año 2035 según tres escenarios	62
9.	CONCLUSIONES	63
9.1.	Conclusiones particulares	63
9.2.	Conclusión general.....	64
10.	PERSPECTIVAS DE INVESTIGACIÓN A FUTURO	65
11.	REFERENCIAS	66
12.	ANEXOS	72
A.	Localización y características de los perfiles utilizados	72
B.	Perfiles del curso de campo <i>Suelos y Geomorfología 2001</i>	72
C.	Datos perfiles curso de campo <i>Suelos y Geomorfología 2004</i>	73
D.	Datos perfiles tesis Konen, 2009.....	73
E.	Evaluación de las clasificaciones de cobertura.	76

LISTA DE FIGURAS

Figura 4.1. Ciclo de carbono en ecosistemas terrestres.....	5
Figura 4.2. Trayectoria generalizada del COS después de un desmonte, cultivo y regeneración forestal posterior al abandono.....	13
Figura 5.3. Localización de la de la Subcuenca del Río Piricua (SRP), dentro del municipio de Tuxpan en el estado de Michoacán, México. Elaboración propia.	18
Figura 6.4. Morfología de una ladera de montaña alta en la subcuenca del río Piricua en Tuxpan, Michoacán. Fuente: Reporte Tuxpan (2009).....	31
Figura 6.5. Laderas comprendidas entre 2000 y 3000 msnm y con pendientes entre 35 y 50° en la subcuenca del río Piricua (SRP) en Tuxpan, Michoacán.....	31
Figura 7.6. Proporción del $CO_{mantillo}$, $COS_{0-30\text{ cm}}$ y $*COS_{30-fin}$ con respecto a COS_{total} en suelos de ladera bajo diferentes coberturas vegetales en Tuxpan, Michoacán.....	39
Figura 7.7. Proporción del $CO_{mantillo}$, $COS_{0-30\text{ cm}}$ y $*COS_{30-fin}$ con respecto a COS_{total} en suelos de ladera	40
Figura 7.8. Análisis de regresión entre el $COS_{0-30\text{ cm}}$ y la edad de un bosque de pino-encino en Tuxpan, Michoacán.	41
Figura 7.9. Análisis de regresión entre el $COS_{0-30\text{ cm}}$ y la edad de un bosque de pino-encino en Tuxpan, Michoacán.	42
Figura 7.10. Tasa anual de captura de COS a 30 cm de profundidad en la regeneración de un bosque de pino-encino.....	43
Figura 7.11. Tasa anual de captura de COS a 30 cm de profundidad en la regeneración de una selva baja caducifolia.....	44
Figura 7.12. Valor promedio del índice de vegetación normalizado (NDVI) de las coberturas vegetales presentes en laderas de montaña entre 2000-3000 msnm en Tuxpan, Michoacán.....	45
Figura 7.13. Análisis de regresión entre el $COS_{0-30\text{ cm}}$ (en Mg/ha) y el índice de vegetación normalizado (NDVI). Los parámetros de la regresión fueron: coeficiente de correlación= 0.76, coeficiente de determinación (R^2)= 0.450, grados de libertad=15, iteraciones=12, $\chi^2=15$ y χ^2 reducida=10.	46
Figura 7.14. Clasificaciones de las coberturas vegetales presentes en laderas de montaña en la subcuenca del río Piricua en Tuxpan, Michoacán en 1986, 2001 y 2010.....	47
Figura 7.15. Superficie en hectáreas de las coberturas vegetales en laderas de montaña en Tuxpan, Michoacán en tres años; 1986, 2001 y 2010.	48
Figura 7.16. Transiciones en % de las coberturas vegetales. A) En el periodo de 1986-2001. B) En el periodo de 2001-2010. BPE-C= Bosque de pino-encino cerrado, $BPE_{VS-ARBO}$ = Vegetación secundaria arbórea de BPE, $BPE_{VS-ARBU}$ = vegetación secundaria arbustiva de BPE, $BPE_{VS-HERB}$ = vegetación secundaria herbácea de BPE, PAST= pastizales inducidos y CT= Cultivos de temporal.	49
Figura 7.17 Superficie en hectáreas de los principales procesos de cambio de cobertura vegetal en laderas de montaña en Tuxpan, Michoacán, en los periodos 1986-2001 y 2001-2010.....	50

LISTA DE TABLAS

Tabla 4.1. Potencial de almacenamiento neto de carbono derivado de actividades adicionales bajo el artículo 3.4 del protocolo de Kyoto. A partir de IPCC (2000).....	14
Tabla 6.2. Coberturas vegetales estudiadas en laderas de montaña en la cuenca del río Piricua en Tuxpan, Michoacán.....	26
Tabla 6.3. Clases de coberturas vegetales en laderas entre 2000-3000 msnm en la subcuenca del río Piricua en Tuxpan, Michoacán.....	32
Tabla 7.4. Contenido de carbono orgánico en suelos (en Mg/ha) bajo diferentes coberturas vegetales en laderas de montaña en Tuxpan, Michoacán.....	38
Tabla 7.5. Procesos de cambio de cobertura y los correspondientes cambios en el almacén de $\text{COS}_{0-30\text{ cm}}$ (en Mg) entre 1986-2001 y 2001-2010 en laderas de montaña en Tuxpan, Michoacán.....	51
Tabla 7.6. Procesos de cambio de cobertura y los correspondientes cambios en el almacén de $\text{COS}_{0-30\text{ cm}}$ (en Mg) en el periodo de 2010-2035, según tres escenarios de cambio de coberturas vegetales en laderas de montaña en Tuxpan, Michoacán.....	52
Tabla 8.7. Contenido de COS por clase de cobertura vegetal en zonas montañosas de entre 1500-3000 msnm en el estado de Michoacán.....	55
Tabla 8.8. Contenido de COS en selva baja caducifolia (bosque tropical caducifolio) y etapas sucesionales.	56
Tabla 8.9 Tasas de captura de COS en diferentes tipos de bosques templados en el mundo.....	58

1. RESUMEN

El carbono orgánico del suelo (COS) es un elemento clave en el ciclo global del carbono, sin embargo la magnitud y el patrón de captura de COS derivada de la regeneración de los bosques secundarios y su relación con los cambios de cobertura y uso de suelo en países tropicales es un tema controversial. El objetivo de este trabajo fue por un lado, entender la dinámica del COS en la regeneración de un bosque de pino-encino (BPE) y una selva baja caducifolia (SBC) y por otro, conocer la tasa de captura de COS en relación al cambio de cobertura vegetal en laderas de montaña en la subcuenca del río Piricua (SRP) en el estado de Michoacán. Para determinar la evolución del COS en la regeneración de los bosques, usé datos de COS en bosques secundarios de diferentes edades y bosques primarios de BPE y SBC. A partir de determinaciones del almacén de COS e información sobre el cambio de cobertura y uso de suelo en el periodo de 1986-2010 en las laderas con potencial de captura de carbono, predije el almacén y la tasa de captura de COS para el año 2035 según tres escenarios (tendencial, degradación forestal y reforestación). Encontré que tanto para el BPE y la SBC, existía una correlación positiva entre la edad de los bosques y el almacén de COS a 30 cm de profundidad ($\text{COS}_{0-30 \text{ cm}}$). Las tasas anuales de captura de $\text{COS}_{0-30 \text{ cm}}$ en los primeros 20 años de regeneración del BPE y SBC fueron 3.7 y 2.5 MgC/ha/año, respectivamente. A partir de esa edad las tasas disminuyeron a 0.5 MgC/ha/año en el BPE y 0.3 MgC/ha/año en la SBC. En el área con potencial de captura de carbono, entre 1986 y 2001 se generó una pérdida del $\text{COS}_{0-30 \text{ cm}}$ a una tasa de -0.13 MgC/ha/año, mientras que en el periodo 2001-2010 la regeneración de la cobertura forestal generó una captura de $\text{COS}_{0-30 \text{ cm}}$ a una tasa de 0.3 MgC/ha/año. Según los escenarios de cambio tendencial, de conservación forestal y de deforestación para el año 2035, se pronostican tasas de 0.29, 1.38 y -1.01 MgC/ha/año respectivamente. Se concluye que la regeneración del bosque de pino-encino en la SRP conduce a la acumulación de $\text{COS}_{0-30 \text{ cm}}$ a las mismas tasas que se reportan para bosques de América del Norte. A nivel cuenca, sólo bajo el escenario de conservación forestal la magnitud de $\text{COS}_{0-30 \text{ cm}}$ capturada sería significativa. Los resultados generados dan idea de la magnitud de la captura de COS por la regeneración de un BPE y de los cambios en el almacén de COS en relación al cambio de cobertura vegetal a nivel parcela. Estos resultados podrían ser de utilidad para la implementación de políticas climáticas como REDD en la SRP.

2. INTRODUCCIÓN

El incremento en la concentración de CO₂ atmosférico y su relación con el cambio climático, han promovido un interés en el estudio de la fijación de carbono en los ecosistemas terrestres (Houghton, 1996). La mayoría de éstos actúan como reservorios de carbono fijando más CO₂ que el que liberan a la atmósfera (Schimel, 1995). La deforestación y la degradación forestal en los trópicos ha generado la liberación de cantidades significativas de carbono contenido en la biomasa aérea y subterránea contribuyendo al cambio climático (IPCC, 2001). Sin embargo se considera que la reconversión de tierras agrícolas a forestales puede promover nuevamente la acumulación de carbono en los ecosistemas terrestres y contribuir parcialmente en la disminución del CO₂ atmosférico (Dixon *et al.*, 1994; Houghton, 1996).

En este contexto, existen políticas internacionales que incentivan monetariamente las prácticas de manejo que conduzcan a la conservación e incremento de los bosques. El mecanismo de desarrollo limpio (MDL), comprendido en el Protocolo de Kyoto, considera la forestación y reforestación como prácticas generadoras de créditos de carbono. Sin embargo este mecanismo aun no ha sido exitoso en este campo (UNFCCC, 2010). En la actualidad se presentan políticas como REDD (Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación) con lineamientos más sencillos de seguir, que prometen compensar monetariamente a los países en desarrollo que eviten la deforestación y degradación de los bosques y que promuevan la regeneración forestal (Strassburg *et al.*, 2009).

El desarrollo de bosques secundarios sobre tierras agrícolas abandonadas se ha convertido en uno de los cambios de cobertura y uso de suelo predominantes en zonas rurales marginadas en países tropicales (Aide y Grau, 2004). En paisajes rurales del centro de México es común encontrar en las laderas medias de montaña, bosques secundarios en varios estados de regeneración como resultado de la migración campesina y de las políticas gubernamentales de las últimas décadas (López *et al.*, 2006). El crecimiento de los bosques

secundarios podría funcionar como un mecanismo sencillo y económico de captura de carbono y mitigación de la emisión de CO₂ (Brown y Lugo, 1982; Lee *et al.*, 1996, Ortiz *et al.*, 1998; Hughes *et al.*, 1999; Rhoades *et al.*, 2000).

Se ha demostrado que la captura de carbono en la biomasa aérea por el crecimiento de los bosques secundarios es considerable (Dixon *et al.*, 1994; Houghton, 1996). Sin embargo, el incremento de carbono orgánico del suelo (COS) es controversial. Algunos autores apuntan que el aumento de COS en la regeneración forestal de zonas tropicales es significativo (Brown y Lugo, 1990, Silver *et al.*, 2000; Guo y Gifford, 2002; Vaccaro *et al.*, 2003), mientras que otros indican lo contrario (Smith *et al.* 1997; Hughes *et al.*, 1999). Considerando esta controversia, políticas como REDD aun no aceptan la captura de COS como una actividad generadora de créditos de carbono (Plugge, 2010).

Para el desarrollo de planes de manejo relacionados con políticas climáticas se requiere ampliar la información sobre la dinámica de COS en relación al cambio de cobertura y uso de suelo (Feng, 2005, Yin *et al.*, 2007). En el estado de Michoacán existe información sobre los cambios de cobertura y uso del suelo de los últimos 30 años (Bocco *et al.*, 2001; Ramírez, 2001; López *et al.*, 2006; Arredondo *et al.*, 2008), así como estimaciones de COS en diferentes coberturas y uso del suelo (Aviña-Cervantes, 2007; Ordoñez *et al.*, 2008), sin embargo existen pocos trabajos que relacionen estas dos variables (Brown *et al.*, 2007). Los trabajos que lo han hecho en México, corresponden a paisajes de montañosos de Chiapas (de Jong *et al.*, 2000, Ramírez-Marcial *et al.*, 2000; Castillo-Santiago *et al.*, 2007), a paisajes secos del estado de Morelos (Návar *et al.*, 2010) y a paisajes áridos de Tamaulipas (Návar, 2008).

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo general

El objetivo de este trabajo fue evaluar la captura del COS en la regeneración de un bosque de pino-encino (BPE) y una selva baja caducifolia (SBC) y conocer la tasa de captura de COS en relación al cambio de cobertura vegetal en laderas en un paisaje montañoso del centro de México.

3.2. Objetivos particulares

- Determinar el almacén de COS en las diferentes coberturas vegetales presentes en laderas de un paisaje montañoso del centro de México.
- Determinar el patrón y la tasa anual de captura de COS en la regeneración de un bosque de pino-encino y una selva baja caducifolia de un paisaje montañoso del centro de México.
- Determinar la correlación entre el COS y el índice normalizado de la vegetación (NDVI).
- Determinar los cambios en la cobertura vegetal en laderas de un paisaje montañoso del centro de México entre 1986-2001 y 2001-2010.
- Hacer una predicción del almacén de COS en la zona de estudio para el año 2035, según tres escenarios de cambio de cobertura vegetal; tendencial, de conservación forestal y de deforestación.

4. MARCO TEÓRICO

4.1. Carbono en ecosistemas terrestres

4.1.1. Ciclo del carbono

Las plantas superiores adquieren el carbono de la atmósfera en forma de dióxido de carbono (CO_2). Mediante la fotosíntesis cierta cantidad de este CO_2 se fija en las plantas y se usa para la producción de carbohidratos, la cantidad fijada se estima globalmente en 120 Pg C/año y se conoce como Producción Primaria Bruta (PPB) (IPCC, 2001; Jaramillo, 2001).

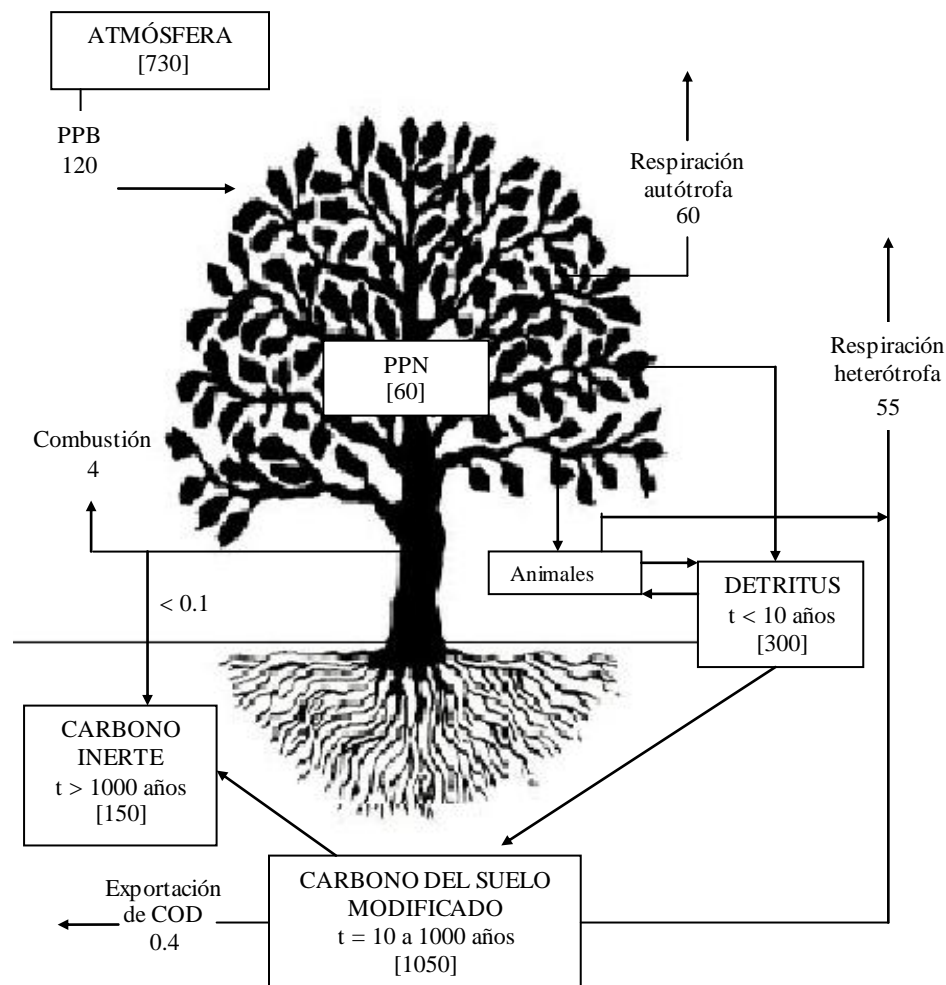


Figura 4.1. Ciclo de carbono en ecosistemas terrestres.

Los flujos se muestran mediante flechas en Pg/año y los reservorios en rectángulos en Pg. 1Pg (petagramo) = 10^{15} g, PPB = Producción Primaria Bruta, PPN = Producción Primaria Neta, COD= carbono orgánico disuelto, t = tiempo de recambio. Elaborado a partir de IPCC (2001).

Cerca de la mitad de la PPB se incorpora a los tejidos vegetales y se conoce como Producción Primaria Neta (PPN), la otra mitad regresa a la atmósfera mediante la respiración autótrofa.

De la PPN, 4 Pg C/año regresan a la atmósfera mediante combustión, el resto se incorpora al detritus del suelo. La mayor parte del carbono orgánico del suelo, 55 Pg C/año, regresa a la atmósfera mediante la respiración heterótrofa y una pequeña parte se incorpora a los reservorios de carbono del suelo mediante procesos que aún no son completamente entendidos. Parte de este depósito de carbono puede ser respirado por la actividad biológica en diferentes periodos de tiempo dependiendo de las características químicas y otra parte se incorpora al reservorio inerte de carbono (IPCC, 2001).

La diferencia entre la PPN y la respiración heterótrofa es conocida como la Producción Neta del Ecosistema (PNE), ésta ha sido estimada globalmente en 10 Pg C/año, considerando que cada bioma presenta una PNE diferente. Si a la PNE le restamos las pérdidas irregulares de carbono producidas por fuegos, deforestación, erosión y transporte, obtenemos la Productividad Neta del Bioma (PNB). Ésta ha sido estimada en -1.4 Pg C/año durante la década de los noventa (IPCC, 2001).

El almacén de carbono en ecosistemas terrestres del mundo se estima en 2477 Pg C (Dixon *et al.*, 1994), de los cuales 1459 Pg C se encuentran en ecosistemas forestales; 1086 Pg C en el suelo y 373 Pg C en la vegetación (Lal, 2005). Los bosques tropicales contienen cerca de 428 Pg C, de los cuales, 212 Pg C están en la vegetación (con una densidad de 121 Mg C/ha) y 216 Pg C en el suelo (con una densidad de 123 Mg C/ha) (Eswaran *et al.*, 1993, Dixon *et al.*, 1994; Lal, 2005). Los datos de carbono en el suelo consideran un metro de profundidad.

El cociente entre el contenido de carbono en la vegetación y el suelo es cercano a 1 en los trópicos y disminuye conforme aumenta la latitud. Dentro de los bosques tropicales,

los bosques húmedos por lo general presentan mayor cantidad de carbono en suelo y vegetación que los bosques secos. Esto se debe a que los primeros presentan mayor biomasa aérea (Brown y Lugo, 1982) y en zonas de montaña se encuentran en áreas climáticas más húmedas y frías, lo que disminuye el proceso de descomposición de la materia orgánica del suelo.

4.1.2. Carbono orgánico del suelo (COS)

El carbono orgánico del suelo proviene de compuestos biológicos en varios estados de descomposición que pueden estar o no ligados con partículas minerales del suelo. Esto hace que la tasa de recambio de los compuestos orgánicos del suelo sea diferencial y dependa de interacciones complejas entre procesos químicos, físicos y biológicos (Post y Kown, 2000).

Modelos de la materia orgánica del suelo establecen que el COS está compuesto por tres compartimentos físicos; un compartimento libre de compuestos minerales (*Fracción ligera*), uno unido a partículas minerales (*Fracción organomineral*) y la biomasa microbiana (Christensen, 1996).

En lugares de mucha acumulación y poca descomposición, la *Fracción ligera* puede llegar a estabilizarse formando macroagregados en el suelo. Sin embargo en tierras de cultivo manejadas sin la aplicación de prácticas de conservación, esta fracción es muy dinámica, se descompone con facilidad y depende de los ingresos diferenciales de hojarasca. Los cambios rápidos en el contenido de COS por la transformación de bosques a cultivos son debidos a los cambios en este compartimento.

La mayoría del COS está en la *fracción organomineral* que es el compartimento más estable. Los complejos formados entre los compuestos orgánicos y las partículas de la arcilla

o limo son de difícil descomposición biológica. La tasa de recambio de este compartimento es de décadas a siglos.

La biomasa microbiana aunque constituye una parte pequeña del COS, es la que media la transferencia de carbono entre la *fracción mineral* y la *organomineral*. Es por ello que factores como la humedad y la temperatura afectan las tasas de transferencia y transformación del carbono en el suelo y por lo tanto, el contenido de COS.

Otros modelos de la materia orgánica del suelo, postulan un cuarto compartimento de carbono pasivo muy estable con tasas de recambio de 1500 a 3500 años. Aunque aún no ha sido entendido en su totalidad, se cree que este compartimento está compuesto por complejos inertes de la *fracción ligera* y materiales químicos recalcitrantes de la fracción organomineral (Jenkinson, 1990).

Cuando se tala un bosque y se cultiva sobre esa tierra, el contenido de carbono orgánico en el suelo disminuye considerablemente (Jenny, 1941; Schlesinger, 1985; Mann, 1986, Davidson y Ackerman, 1993; Post y Mann, 1990). Esto se debe a varios factores; a la menor biomasa (aérea y subterránea) que se incorpora al suelo, a la mayor capacidad de descomposición de los residuos de los cultivos, a cambios en las condiciones de humedad y temperatura del suelo y a las prácticas de cultivo. Estas prácticas por lo general, conllevan a la ruptura de los agregados del suelo, aumentan la exposición de los complejos organominerales a la descomposición y generan una mayor erosión (Schlesinger, 1985; Lal, 2005). Si una tierra es cultivada de 30 a 50 años, el COS puede disminuir en promedio en un 50% del valor original en los primeros 20 cm de profundidad (Schlesinger, 1990).

4.1.3. COS y tipo de hojarasca

La magnitud y calidad del almacén de COS depende de una compleja interacción entre el clima, el relieve, tipo de suelo, prácticas de manejo y de la composición química

foliar de las especies vegetales (Lal, 2005). El carbono almacenado en el suelo resulta del balance neto entre la tasa y calidad de ingresos de carbono y la tasa de mineralización. Existen tres tipos de ingresos según su calidad y facilidad de descomposición (Duchaufour, 1976):

La primera es la hojarasca de fácil descomposición que está constituida por hojas poco lignificadas y ricas en nitrógeno, con un cociente C/N inferior a 25. Las herbáceas, gramíneas y leguminosas tienen este tipo de hojarasca. Ésta es de fácil descomposición debido a que tiene pocos lípidos, y muchos compuestos hidrosolubles de fácil fermentación. Otro ejemplo de esto, son las raíces de las gramíneas que ingresan a profundidad al suelo aportándole materia orgánica. Los compuestos húmicos que se forman son ricos en polisacáridos y proteínas. Es por ello que los pastizales tienen horizontes orgánicos ricos en materia orgánica.

Otra fuente de ingreso es la hojarasca acidificante o de difícil descomposición. Corresponde a hojas con alto contenido en ligninas, lípidos y un cociente C/N mayor de 50, complejos grandes de difícil biodegradación. Ejemplos de esto son la hojarasca de coníferas o de matorrales de ericáceas. La actividad biológica del suelo en su presencia, es muy escasa. En suelos bajo este tipo de hojarasca se pueden acumular grandes cantidades de carbono.

La tercera fuente es la hojarasca que posee características intermedias entre las dos categorías previamente mencionadas. Los residuos son poco lignificados, poseen una relación carbono entre 25 y 50. Ejemplos de esto son los encinos.

En el crecimiento de los bosques secundarios, la restauración de la fertilidad de los suelos y la captura del CO₂ se generan por el regreso de la materia orgánica y los nutrientes en la parte superficial y subterránea del suelo (Post y Kown, 2000). Este retorno está regulado en gran medida por la caída de hojarasca y la descomposición subsecuente del

mantillo. El mantillo en el suelo actúa como un sistema de ingreso-salida, que recibe ingresos vegetales y a su vez, mediante su descomposición provee de materiales al suelo y a las raíces. El mantillo se acumula en el suelo hasta que la caída de hojarasca iguala la descomposición; en este momento la cantidad acumulada de mantillo en la superficie del suelo oscila alrededor de un valor de equilibrio (Ewel, 1976).

4.2. Captura de carbono en el suelo y regeneración de bosques secundarios

4.2.1. Bosques secundarios

Existen varias definiciones de bosque secundario (Grime, 1979; Lampreth, 1990; Smith *et al.*, 1997; Chokkalingam y de Jong, 2001), sin embargo, la definición de Finegan (1997) parece la más adecuada para el presente trabajo. Este autor apunta que un bosque secundario es la vegetación leñosa que se desarrolla en tierras que son abandonadas después de que su vegetación original fue destruida por la actividad humana. Los bosques secundarios pueden resultar del abandono de tierras de cultivo. Se estima que del 15 al 20% de las tierras abandonadas se ha convertido en bosques secundarios durante los últimos 30 años en el mundo (Brown y Lugo, 1990b; Wright, 2005).

Los bosques secundarios ocupan una gran extensión en el mundo (Brown y Lugo, 1990b; FAO, 2005). Emrich *et al.* (2000) estimaron que el 35% de los bosques tropicales del mundo corresponde a bosques secundarios. En América Latina se estima que los bosques secundarios cubren al menos un área de 335 millones de hectáreas (FAO, 2005) y se convierten en los tipos de bosque prevalecientes en varias regiones tropicales. Algunos autores piensan que en el futuro habrá una mayor área de bosques secundarios regenerados a partir de terrenos deforestados (FAO, 2005; Wright y Mueller-Landau, 2006).

El grado de regeneración de los bosques secundarios depende de la duración e intensidad del manejo anterior del suelo, así como de la proximidad de fuentes de semillas

para colonizar el área perturbada. No se ha llegado a un acuerdo sobre si los bosques secundarios llegan a la misma estructura que los bosques primarios. Algunos autores piensan que los bosques secundarios pueden llegar a tener características estructurales y funcionales similares a los bosques primarios (Dunn, 2004; Wright y Muller-Landau, 2006; Barlow *et al.*, 2007), mientras otros indican que los bosques secundarios no alcanzan jamás la complejidad de los bosques originales (Aide *et al.*, 1996; Finegan, 1996; Foster *et al.*, 1998; Chazdon, 2003; Barlow *et al.*, 2007; Laurance, 2007). Sin embargo, aunque no alcancen tal complejidad, se ha demostrado que los bosques secundarios pueden llegar a acumular cantidades de carbono similares a los bosques primarios (Brown y Lugo, 1990a; Hughes *et al.*, 1999; Silver *et al.*, 2000; Heath y Smith, 2000).

4.2.2. Presencia de bosques secundarios en zonas agrícolas marginadas.

En los países en desarrollo es cada vez más común encontrar una red de bosques secundarios de diferentes edades en zonas agrícolas pobres y escasamente comunicadas (Rudel *et al.*, 2000; Aide y Grau, 2004; Zak *et al.*, 2004). Esto resulta del cambio de las prácticas tradicionales, pérdida de la productividad agrícola y cambios en los subsidios gubernamentales (Brown y Lugo 1990b; Wright, 2005). En estas zonas donde no existen prácticas productivas de manejo forestal, la presencia de bosques secundarios se debe a dos fenómenos generales:

Primero por el sistema de cultivo llamado “roza, tumba y quema”. En este tipo de práctica, popular en países tropicales, las tierras son cultivadas por varios años y posteriormente se abandonan para que pasen por un periodo de descanso. Este periodo de descanso es necesario para la recuperación de los suelos (Smith *et al.*, 1997). El descanso de la tierra puede durar de 5 a 30 años y en muchos casos es indefinido ya que depende de la economía local, de la demografía humana, de las propiedades del suelo y de los incentivos del gobierno (Coomes *et al.*, 2000).

Segundo, se habla de abandono de tierras y regeneración del bosque por la migración de campesinos. En México, la migración internacional sobre todo hacia los Estados Unidos ha aumentado considerablemente en las últimas décadas (CONAPO, 2003). Entre 1965 y 1985 la migración correspondía a campesinos que viajaban frecuentemente hacia los Estados Unidos y regresaban. Sin embargo, a partir de los 90s la migración mexicana se ha vuelto muy compleja y se ha vuelto prácticamente permanente (Durand y Massey, 2003). En el centro de México, la migración es muy intensa, por ejemplo la población de Michoacán ha disminuido en 400 mil habitantes de 2002 a la fecha y 1.5 millones de personas han salido hacia Estados Unidos (CAM, 2008). López *et al.* (2006) asociaron la migración campesina con la regeneración de los bosques en zonas montañosas de Michoacán en el periodo de 1975-2000. Por otro lado, Arredondo *et al.* (2008) apuntan que en las últimas tres décadas en la cuenca de Tuxpan, Michoacán, se ha presentado un patrón de uso de suelo donde predominan los cambios positivos de conservación y regeneración. Sobre todo la regeneración de bosques fragmentados a bosques maduros. Ramírez (2001) apunta una disminución de la tasa de deforestación entre 1971 y 2000 para la zona de Anganguero, Michoacán.

Es importante destacar que los bosques secundarios no son “abandonados” en sí y continúan jugando un rol muy importante en los requerimientos diarios de los habitantes, como abastecimiento de leña, hierbas y como tierras de pastoreo (Smith *et al.*, 1997; Szott *et al.*, 1999).

4.2.3. Potencial de captura de COS en los bosques secundarios

La captura de COS producida por la regeneración forestal es un tema en discusión. No obstante, varios autores han demostrado que se genera un almacenamiento importante de carbono en el suelo por el establecimiento de la vegetación secundaria en tierras abandonadas (Post y Kwon, 2000; Silver *et al.*, 2000; Guo y Gifford, 2002, Vaccaro *et al.*, 2003, Lal, 2005). Cuando las tierras agrícolas dejan de ser cultivadas, crece la vegetación

secundaria y se establece la vegetación perenne, el aporte de materiales orgánicos al suelo aumenta y el carbono orgánico puede volver a acumularse en el suelo a niveles similares a los originales (Brown y Lugo, 1990a; Hughes *et al.*, 1999; Silver *et al.*, 2000; Heath y Smith, 2000).

En la **Figura 4.2** se muestra un modelo de la captura de carbono en el suelo después del abandono de una tierra cultivada. El pico posterior al desmonte corresponde a la transferencia de carbono proveniente de restos vegetales o raíces muertas dejadas después de la tala. El reservorio de carbono en el suelo regresa a un estado de equilibrio mediante un proceso de tres fases. La primera fase consiste en un decremento del COS debido a las actividades agrícolas; en esta fase el carbono se libera a la atmósfera a través de la oxidación. La segunda fase consiste en el abandono del cultivo y al comienzo del crecimiento de la vegetación sucesional. La tercera fase consiste en la ganancia de carbono, el ingreso de materia orgánica al suelo va devolviendo el COS hasta que se alcanza el equilibrio.

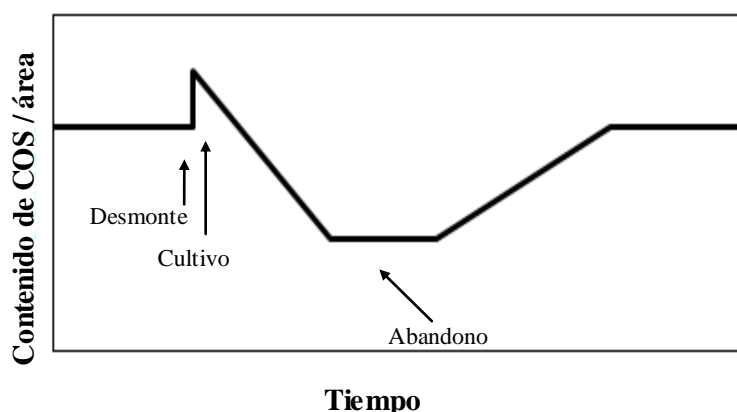


Figura 4.2. Trayectoria generalizada del COS después de un desmonte, cultivo y regeneración forestal posterior al abandono.
Adaptado de Moore *et al.* (1981) en Heath y Smith (2000).

El almacenamiento de COS en la conversión de tierras de cultivo a no cultivo se da principalmente en los primeros 30 cm de profundidad del suelo (IPCC, 1996). Algunos estudios analizan el proceso a más detalle e indican que es en los primeros 10 cm de

profundidad en donde se presenta el mayor cambio (West y Post, 2002; Nicoloso *et al.*, 2009; Foote y Grogan, 2010).

No existen muchos trabajos sobre tasas de captura de carbono en el suelo por la regeneración de forestal en paisajes montañosos de México, la mayoría de las estimaciones corresponden a países de climas templados (Post y Kown, 2000). Lal (2000, 1997) y Batjes (1999) presentan tasas de almacenamiento de carbono en el suelo por diferentes prácticas. Es necesario hacer la distinción entre cambios en el manejo del suelo y cambios en el uso del suelo (IPCC, 2000) (**Tabla 4.1**).

Tabla 4.1. Potencial de almacenamiento neto de carbono derivado de actividades adicionales bajo el artículo 3.4 del protocolo de Kyoto. A partir de IPCC (2000).

	Actividad (prácticas)	Grupo*	Tasa de captura de carbono (Mg/ha/año)
Manejo mejorado dentro del mismo uso del suelo	Tierras cultivadas (menos labranza, rotaciones y cultivos de cobertura, manejo de la fertilidad, control de erosión, manejo del riego)	AI	0.32
		NAI	0.36
	Agrosilvicultura (mejor manejo de árboles en tierras cultivadas)	AI	0.50
		NAI	0.22
	Tierras de pastoreo (ganado, plantas leñosas, manejo del fuego)	AI	0.53
		NAI	0.80
Cambio de uso de suelo	Bosques (regeneración del bosque, fertilización, elección de especies, menor degradación del bosque)	AI	0.53
		NAI	0.31
	Tierras urbanas (plantación de árboles, manejo de residuos, manejo productos forestales)	AI	0.30
		NAI	0.30
	Agrosilvicultura (conversión de tierra cultivada improductiva y tierras de pastoreo)	AI	~0
		NAI	3.10
	Restauración de tierras severamente degradadas (a cultivos, pasturas o bosques)	AI	0.25
		NAI	0.25
	Tierras de pastoreo (conversión de tierras cultivadas a pasturas)	AI	0.80
	NAI	0.80	

*Países Protocolo de Kyoto. Anexo I (países industrializados). NAI: países no incluidos en Anexo I (aprox. países en desarrollo).

El periodo de tiempo para que se dé una acumulación de COS considerable es relativamente corto, de años a décadas, por lo que resulta un proceso significativo en asuntos de sustentabilidad y manejo del carbono del suelo (Post y Kwon, 2000).

4.3. Captura de carbono como práctica de manejo

4.3.1. Problemática

Desde el punto de vista de manejo forestal, la medición de carbono orgánico en el suelo es un asunto problemático. Los inventarios temporales del COS toman tiempo, son costosos y de difícil operación. El suelo tiende a tener una alta variabilidad espacial y temporal por lo que se requiere un número considerable de muestras para generar resultados confiables estadísticamente (Heath y Smith, 2000). Otro punto importante que complica la inclusión de la captura de COS en políticas como REDD, es la movilidad del COS superficial. Los materiales del suelo superficial, rocas, mantillo y suelo, están sujetos a transportarse como consecuencia de la erosión hídrica, principalmente. En una ladera, los sitios más altos van a tender a perder carbono superficial, pero este carbono no se va forzosamente a la atmósfera, puede terminar en zonas más bajas y acumularse en estos sitios (Skutsch, 2010, comunicación personal).

Hasta ahora no existe una metodología estándar para determinar el carbono orgánico en el suelo. El IPCC proporciona guías estandarizadas enfocadas esencialmente en la medición del carbono en la biomasa aérea. Sin embargo se discute cada vez más la importancia de la determinación del carbono en el suelo (Heath y Smith, 2000). Aun con las incertidumbres y problemas en su medición, el gran tamaño del reservorio del COS hace que cada vez existan más trabajos sobre el potencial de captura de carbono en el suelo y el cambio climático global.

4.3.2. Oportunidad de mercado

Por el momento, sólo la captura de carbono en la vegetación se presenta como una oportunidad de mercado internacional para países en desarrollo. Las políticas internacionales, como REDD, aun no consideran que sea posible reclamar la captura de COS. Las razones de ello, es que el carbono que más se pierde en la conversión de bosques a cultivos corresponde al de la biomasa aérea y por lo tanto en la restitución los bosques,

este es el carbono que se debe de reclamar. Consideran que la captura de carbono en el suelo puede ser muy poca en países tropicales. Igualmente, indican que la captura de carbono en el suelo por la permanencia de bosques maduros es despreciable en comparación con el crecimiento de la vegetación (Angelsen *et al.*, 2009).

Sin embargo varios autores consideran que el carbono en el suelo es de gran importancia en la captura global de carbono derivada de la regeneración de los bosques (Lal, 1997, 2005; Batjes, 1999, Post y Kwon, 2000; Bartel, 2004; Antle *et al.*, 2007). Los países en desarrollo presentan extensiones importantes de áreas degradadas que pueden capturar carbono, tanto en el suelo como en la vegetación mediante programas exitosos de captura de carbono (Bartel, 2004; Antle *et al.*, 2007).

Una vez que políticas como REDD sean definidas, los mercados emergentes de carbono podrían potencialmente contribuir a aumentar la productividad de los bosques y aportar incentivos económicos en áreas marginadas de países tropicales (Soil Management CRSP, 2002; Antle y Stoorvogel, 2006). Los campesinos podrían beneficiarse al entrar en contratos de captura de carbono de dos maneras. Primero serían compensados por el carbono capturado, basándose en la cantidad de carbono almacenado y en el precio del carbono en el mercado. Segundo, se podrían favorecer por las ganancias y productividad asociadas con las prácticas de conservación de los ecosistemas (Bartel, 2004; Antle *et al.*, 2007).

Análisis económicos en paisajes montañosos de Perú, consideran que un precio abajo de 50 dólares por tonelada de carbono capturado representa un potencial económico bajo para los campesinos. El potencial incrementa con precios superiores a 50 dólares (Antle *et al.*, 2007). En este mismo estudio, se mencionó que el secuestro de carbono tiene el potencial de incrementar 15% los ingresos per cápita, con un precio del carbono en el mercado de 100 dólares por Mg de carbono (Antel *et al.*, 2007). Es importante mencionar que la magnitud monetaria de estos beneficios aun no es tangible. Depende de las condiciones

del suelo existentes cuando los contratos de carbono estén disponibles y del precio del carbono. El costo promedio por tonelada métrica de carbono acumulado está alrededor de 15 dólares, aunque bajo REDD, se estima un precio, que sigue en discusión, inferior a 5 dólares.

5. ÁREA DE ESTUDIO

5.1. Localización

El presente estudio se llevó a cabo en la subcuenca del río Piricua (SRP) localizada en la Faja Volcánica Transmexicana, en el municipio de Tuxpan, Michoacán. La SRP está comprendida entre las coordenadas UTM 333639 y 344875 de latitud N y 2158275 y 2169759 de longitud O. En coordenadas geográficas: entre 19°30' y 19°37' N y 100°28' y 100°29' O. El área aproximada es de 8, 191 hectáreas y las altitudes varían entre 1700 y 2980 msnm (Figura 5.3).

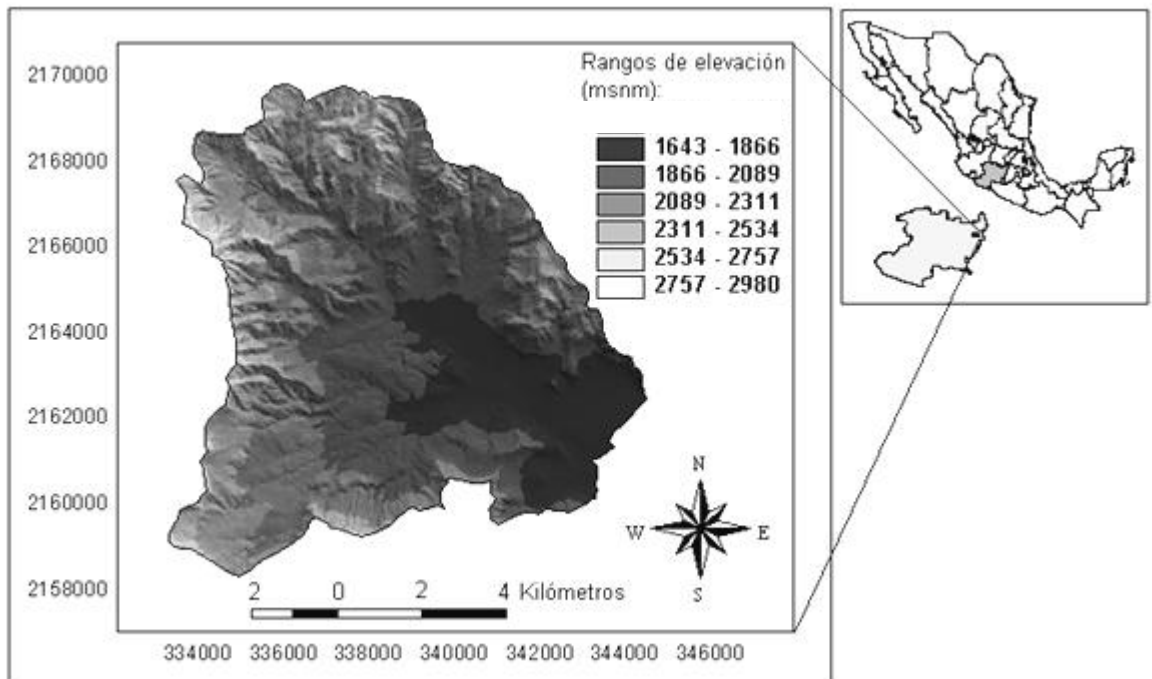


Figura 5.3. Localización de la Subcuenca del Río Piricua (SRP), dentro del municipio de Tuxpan en el estado de Michoacán, México. Elaboración propia.

5.2. Geología

La SRP está delimitada por elevaciones montañosas y lomeríos conformados por rocas ígneas extrusivas silíceas, particularmente dacitas del Terciario Superior. En la planicie se encuentra una franja de aluvión rodeando el cauce del río Piricua. Hacia el S de

la cuenca y en la parte E del río se encuentran formaciones de toba riolítica del Terciario Superior y cerca de la desembocadura del Río Piricua se exhiben formaciones basálticas de actividad volcánica más reciente (Cuaternario) que se extienden hacia el norte. Al SE de la subcuenca dominan rocas volcánicas del Mioceno-Holoceno de la Faja Volcánica Transmexicana, sobre todo en forma de domos silícicos, conos de escoria y coladas de lava (Blatter *et al.*, 2001). En un radio de 20 km se encuentran edificios volcánicos con actividad reciente. Estos aparatos probablemente han arrojado productos máficos, como ceniza volcánica, dentro de la cuenca (DETENAL, 1978).

5.3. Clima

La SRP presenta un clima templado del subtipo más húmedo con una precipitación media anual entre 900-2000 mm y una temperatura media anual entre 12-18° C (IG-UNAM, 1990). Se reportan los climas considerados en tres estaciones cercanas; Tuxpan (1800 msnm), Presa Tuxpan (1771 msnm) y Agostitlán (2500 msnm). El clima de la estación Tuxpan y de la estación Presa Tuxpan se considera semicálido del grupo C, con verano fresco, del subtipo de húmedos de grado intermedio, con lluvias en verano, con poca oscilación de la temperatura alcanzando el máximo en la temperatura antes del solsticio de verano ((A)Cb(w1)(w)(i')g) (García, 1973). El clima de la estación Agostitlán se cataloga como templado con verano fresco, del subtipo de mayor humedad, con lluvias en verano y poca oscilación de la temperatura alcanzando el máximo en la temperatura antes del solsticio de verano (Cb(w2)(w)(i')) (García, 1973).

5.4. Geoformas y Suelos

En la SRP, de la parte baja a la alta encontramos las siguientes unidades geomorfológicas: planicie, piedemontes, lomeríos y montañas (Reporte Tuxpan, 2009). La planicie está compuesta por terrazas altas y bajas y lecho de río, formados por depósitos fluviales, aluvio fluviales y coluvión sobre aluvión. Los suelos asociados a esta unidad son

fluvisoles, feozems y vertisoles. Los piedemontes se dividen según su formación en aluviales, coluviales y coluvio-aluviales y en ellos se presentan regosoles y feozems. Los lomeríos se dividen en aquellos de cimas agudas y cimas convexas. Los de cimas convexas se dividen primero, en avalancha de detritos formada por detrito volcánico coluvial y flujos de detritos volcánicos, segundo, en superficie cumbral compuesta por lava riolítica-dacítica fragmentada y tercero, en lomo de ladera integrada por coluvión volcánico sedimentario. Los suelos presentes corresponden a lixisoles, cambisoles y regosoles. Los lomeríos de cimas agudas sólo se dividen en lomo de ladera formados por andesita intemperizada y dacitas y en ellos se encuentran leptosoles y cambisoles. La montaña se divide en montaña alta y media. La montaña alta está compuesta por lomo de ladera y rellano formados por compuestos dacíticos volcánicos muy fracturados asociados a feozems. La montaña media se divide en lomo de ladera y piedemonte coluvial compuestos por dacita intemperizada y los suelos asociados son feozems y regosoles (Reporte Tuxpan, 2009).

5.5. Uso de suelo y vegetación

En la planicie las cubiertas vegetales corresponden a pastizales inducidos y cultivos de riego y temporal. Los principales cultivos que se presentan en la zona son maíz y trigo; en menor medida frijol, tomate y jitomate; frutos como durazno, guayaba, perón, lima, membrillo y aguacate; además de una floricultura dedicada fundamentalmente al cultivo de gladiolas (SEM, 2003). A lo largo del trayecto de los ríos El Descolgado, El Carrizal y Piricua, se encuentran bosques de galería. En altitudes menores a los 2000 msnm, las laderas orientadas al N exhiben bosque de pino-encino, en tanto que las orientadas al S muestran selva baja caducifolia con especies de *Acacia*, *Bursera*, *Ceiba* y *Lysiloma*, entre otras. Las partes bajas de las laderas están cubiertas en su mayoría de matorral espinoso. En altitudes entre 2000 y 3000 msnm, las laderas de montaña exhiben en su mayoría bosque de pino-encino, en alternancia con especies de los géneros *Arbutus* y *Juniperus*. Los suelos con escasa densidad arbórea se registran principalmente en las áreas destinadas a los campos de cultivo presentes en la planicie. Igualmente se encuentran zonas bajo cultivos anuales y

pastizales en las superficies cumbrales de las montañas y lomeríos, así como en los rellanos.

5.6. Área potencial para la captura de carbono

Las laderas de montaña entre 2000 y 3000 msnm corresponden a las zonas más aptas de la SRP para el establecimiento de zonas de conservación forestal. Los bosques de pino y pino-encino localizados en la parte alta de la cuenca tienen un alto potencial de regeneración natural; se ha observado que en muchos terrenos previamente utilizados para otros usos de suelo, el bosque se ha recuperado. Sin embargo, este potencial de regeneración no se ha visto en altitudes más bajas como en la selva baja caducifolia (Siebe, comunicación personal). Las laderas de montaña de la parte alta de la cuenca podrían ser sitios estratégicos para la protección de la cobertura forestal, proporcionando servicios ecosistémicos como la recarga de los acuíferos, la conservación del suelo y la captura de carbono (Reporte Tuxpan, 2009).

6. MATERIALES Y MÉTODOS

6.1. Base de datos y tratamiento de la información

6.1.1. Datos de carbono en suelo y mantillo en laderas de la SRP

Recopilé información de estudios edafológicos realizados en laderas de montaña a dentro de la SRP. Estos estudios contienen descripciones de campo (Siebe *et al.* 1996), descripciones de la cobertura vegetal circundante a cada perfil y determinaciones de carbono orgánico (CO) en mantillo (se refiere a la hojarasca (capa L) y horizontes orgánicos (Oh y Of) localizados encima del suelo mineral) y en la totalidad de los horizontes del perfil. La base de datos corresponde a los siguientes estudios:

- Curso de campo *Suelos y Geomorfología 2001* (**Anexo B**).
- Curso de campo *Suelos y Geomorfología 2004* (**Anexo C**).
- Tesis de maestría de Konen (2009) (**Anexo D**).

Los suelos estudiados difieren en su profundidad, que oscila de 30 a 176 cm. Además se trata de suelos neutros a moderadamente ácidos, con niveles medios a altos de materia orgánica. Las clases texturales son de francas a arcillosas. La densidad aparente de sus horizontes varía entre 0.5 y 1.7 g/cm³. La pedregosidad es en promedio del 15%. El 60% de los perfiles fueron clasificados como Feozems, el 24% como Cambisoles y el resto como Andosoles, Regosoles, Vertisoles y Leptosoles (**Anexo A**).

Los autores de estos reportes tomaron muestras del mantillo, en caso de existir (capas L, Of y Oh), y de cada horizonte mineral del perfil del suelo. Secaron las muestras de suelo al aire, las molieron, las tamizaron a 2 mm, le extrajeron raíces, las homogenizaron y tomaron submuestras. Éstas fueron examinadas en el Analizador Elemental PERKIN-ELMER 2400 CHN, localizado en el Laboratorio de Edafología Ambiental del Instituto de Geología, UNAM. En el caso del mantillo se siguió el mismo procedimiento, salvo que las

muestras fueron secadas en un horno ventilador a 80° C hasta peso constante antes de ser molidas. Para la determinación de la densidad aparente del suelo se utilizó el método del cilindro (Forsythe, 1975). Este método consiste en tomar directamente en campo cuatro muestras de suelo de cada horizonte con cilindros metálicos de volumen conocido. Posteriormente en el laboratorio se secan las muestras en un horno a 105° C, se determina el peso seco de cada una de las muestras y se obtiene la densidad aparente del suelo en g/cm³.

Para el cálculo del almacén de carbono orgánico (CO) utilicé la siguiente ecuación:

$$CO(g/dm^2) = C(g/kg) * E(dm) * DA(kg/dm^3) * ((100-P(\%))/100)$$

$$CO(g/dm^2) = CO(Mg/ha)$$

Donde **CO** es el almacén de carbono orgánico en g/dm², **C** es la concentración de carbono en kg/kg, **E** es el espesor en m, **DA** es la densidad aparente en kg/m³ y **P** es el porcentaje de piedras (%Vol).

Corrección de la densidad aparente del suelo por diferentes usos del suelo

Veldkamp (1994) propone que para comparar adecuadamente los depósitos de COS entre diferentes coberturas vegetales y uso del suelo a una misma profundidad, se debe estandarizar el tamaño del almacén de COS de acuerdo con la masa muestreada en cada intervalo de profundidad usando los datos de carbono en bosques primarios como referencia. En mi caso encontré diferencias significativas en la densidad aparente del suelo superficial bajo las diferentes coberturas vegetales estudiadas (F=6.242 y p<0.005). Por ello tomé como referencia la masa del suelo muestreado en los bosques primarios en un volumen determinado a 30 cm de profundidad. Cambié las diferentes profundidades de muestreo del suelo en las demás coberturas vegetales de tal modo que se muestreara la misma masa de suelo que en los bosques primarios. Esta corrección sólo la apliqué para la obtención de COS mineral a 30 cm de profundidad, no la apliqué para CO en mantillo y COS en la

totalidad del perfil debido a que en estos reservorios no determiné el COS a una profundidad establecida.

Calculé el contenido de carbono orgánico para los tres siguientes reservorios en Mg/ha:

- Mantillo (= CO_{mantillo})
- Suelo mineral a una profundidad de 30 cm (= $COS_{0-30 \text{ cm}}$)
- Mantillo más totalidad del perfil (= COS_{total}).

6.1.2. Imágenes satelitales

Trabajé con tres imágenes satelitales LANDSAT con resolución espacial de 30 m, que abarcaran el área de estudio:

1. Landsat TM con fecha del 14/03/1986 (NASA Landsat Program, 2003a).
2. Landsat ETM+ con fecha del 26/11/2001 (NASA Landsat Program, 2003b).
3. Landsat TM con fecha del 12/02/2010 (USGS, 2010).

Para el tratamiento digital de las imágenes trabajé con el software IDRISI Andes 15.0. Importé las bandas de las imágenes en formato Geotiff. Corregí atmosféricamente cada banda según los parámetros de corrección contenida en los metadatos. Corté una subimagen de cada banda con $X_{\text{min}}=332665$, $X_{\text{max}}=345945$, $Y_{\text{min}}=2157435$ y $Y_{\text{max}}=2175025$, considerando el sistema de coordenadas UTM.

6.1.3. Índice normalizado de la vegetación (NDVI)

El índice normalizado de la vegetación (NDVI) refleja la respuesta espectral característica de la vegetación y permite obtener un valor numérico de las coberturas vegetales. Mientras mayor sea el contraste entre las bandas roja e infrarroja de una imagen satelital, el vigor de la vegetación es mayor también. El ámbito de este índice es de -1 a 1 y

sólo los valores positivos corresponden a vegetación. El NDVI se define como (Tarpley *et al.*, 1984):

$$NDVI = \frac{(\rho_{nir} - \rho_r)}{(\rho_{nir} + \rho_r)}$$

Donde ρ_{nir} y ρ_r son los valores de reflectancia correspondientes a las longitudes de onda del infrarrojo cercano y del rojo, canales 4 y 3 de Landsat, respectivamente.

Mediante el software IDRISI Andes 15.0 con la función VegIndex, calculé el NDVI de cada imagen satelital (1986, 2001 y 2010).

6.1.4. Mapa de curvas de nivel

Para generar el mapa de curvas de nivel se utilizó el conjunto de datos vectoriales Ciudad Hidalgo, clave E14A25, escala 1:50,000 formato digital (INEGI, 1999).

6.1.5. Coberturas vegetales estudiadas en los Reportes Tuxpan (2001 y 2004) y Konen (2009)

a. Descripción de las coberturas vegetales

El área previamente definida como área potencial de captura de carbono, corresponde a las laderas entre 2000 a 3000 msnm. La mayoría de los perfiles estudiados en los reportes Tuxpan (2001 y 2004) y por Konen (2009) pertenecen a estas altitudes. Sin embargo en los Reportes Tuxpan (2001 y 2004) también se generaron datos de COS en laderas a altitudes menores a 2000 msnm correspondientes a selva baja caducifolia primaria y secundaria. A manera de análisis complementario se utilizaron estos datos de COS con la finalidad de comparar el almacén y la tasa anual de captura de COS entre el BPE y la SBC. En la **tabla 6.2** se muestran las características de las clases de cobertura vegetal estudiadas.

Tabla 6.2. Coberturas vegetales estudiadas en laderas de montaña en la subcuenca del río Piricua en Tuxpan, Michoacán.

ALTITUD ^a (msnm)	COBERTURA VEGETAL		CARACTERÍSTICAS	ACRÓNIMO
2000-3000	Bosque de pino-encino cerrado		Bosque con altura promedio del dosel superior a los 5 metros y densidad arbórea superior al 40%. Se presentan especies de los géneros <i>Pinus</i> y <i>Quercus</i> . Las especies dominantes son <i>Pinus michoacana</i> , <i>Quercus rugosa</i> , <i>Q. macrophyla</i> .	BPE-C
	Vegetación secundaria de BPE	Vegetación secundaria arbórea	Bosque abierto con una altura promedio superior a los 5 metros pero con una densidad arbórea de entre 10 y 40%. Comunidad vegetal secundaria de mayor de 15 años de edad.	BPE _{VS} -ARBO
		Vegetación secundaria arbustiva	Bosque con vegetación arbustiva con una altura de entre 1 y 5 metros y con una densidad arbórea de entre 10 y 40%. Se presentan especies del género <i>Baccharis</i> , <i>Senecio</i> , <i>Alnus</i> y <i>Arbutus xalapensis</i> , entre otras. Comunidad vegetal secundaria de 5 a 15 años de edad.	BPE _{VS} -ARBU
		Vegetación secundaria herbácea	Bosque con vegetación herbácea de altura promedio inferior a 1 metro y una densidad arbórea del 10%. Se presentan especies de <i>Eupatorium</i> , <i>Bouteloua</i> , entre otras. Comunidades vegetales secundarias de 0-5 años de edad. Aquí se catalogan también los bosques de pino-encino recién quemados.	BPE _{VS} -HERB
	Pastizal inducido		Especies de pastos inducidos para pastoreo. Se consideraron zonas cubiertas por pastos en >80%.	PAST
	Cultivos de temporal		Cultivos de temporal de maíz, frijol y calabaza principalmente.	CT
1700-2000	Selva baja caducifolia cerrada		Selva baja caducifolia con altura promedio del dosel superior a 4 metros y densidad arbórea superior al 40%. Se presentan especies de <i>Bursera</i> , <i>Lysiloma</i> y <i>Ceiba</i> , entre otras.	SBC-C
	Vegetación secundaria de selva baja caducifolia	vegetación secundaria arbórea	Bosque abierto con una altura promedio entre 3 y 5 metros pero con una densidad arbórea de entre 10 y 40%. Se presentan especies de los siguientes géneros; <i>Acacia spp</i> , <i>Lysiloma</i> , <i>Lonchocarpus</i> , <i>Cecropia</i> , <i>Ipomoea spp</i> entre muchos otros. Comunidad vegetal secundaria de mayor de 10- años de edad.	SBC _{VS} -ARBO
		vegetación secundaria arbustiva	Matorral (acahual) con una altura inferior a 3 metros y con una densidad arbórea de entre 10 y 40%. Incluye individuos de <i>Acacia spp.</i> , <i>Mimosa bahamensis</i> , <i>Calliandra spp.</i> , <i>Opuntia spp.</i> , entre otros. Comunidad vegetal secundaria de 5-10 años de edad.	SBC _{VS} -ARBU

^a = altitud a la cual se realizó el muestreo.

b. Edad de las comunidades vegetales de bosque de pino-encino

La regeneración de un bosque de pino-encino se puede dividir en tres fases, la primera fase es la de colonización, esta fase dura hasta los 5 años y consiste en el establecimiento de especies de rápido crecimiento. La segunda fase es la de construcción que dura de 5 a 20 años, en ésta se establecen especies arbustivas como los madroños (*Arbutus xalapensis*) o el aile (*Alnus sp.*). La tercera fase es la de exclusión. Esta dura hasta los 50 años y se caracteriza por la suspensión de la entrada de nueva especies (Challenger, 1998). Para la determinación de la edad de los bosques secundarios del presente trabajo, en junio 2008 como parte de la realización de este trabajo y de la tesis de Konen (2009) efectuamos entrevistas a los habitantes de la SRP, en las cuales se solicitó a los encuestados que estimaran la edad de los bosques secundarios bajo los cuales se habían realizado los perfiles de suelo (**Anexo D**). La edad promedio de los entrevistados fue de 60 años. Para asignarles una edad a los bosques secundarios de BPE de los otros reportes (Reporte Tuxpan, 2001 y Reporte Tuxpan, 2004), consideré la descripción de la cobertura vegetal circundantes a cada perfil, la información sobre la densidad arbórea y la presencia mayoritaria de especies herbáceas, arbustivas o arbóreas. Con la información de campo y considerando la información sobre la sucesión secundaria de bosques de pino-encino, catalogué los bosques como vegetación secundaria herbácea (de 0 a 5 años de edad), vegetación secundaria arbustiva (de 5 a 15 años de edad) y vegetación secundaria arbórea (de 15 a 25 años de edad). Si bien la edad de los bosques maduros no pudo ser determinada con exactitud, establecí que los bosques maduros tenían 100 de años edad. Esto considerando que para esa edad, los bosques secundarios de países tropicales alcanzan los niveles de biomasa y carbono que tenían cuando eran bosques primarios (Hughes et al., 1999; Silver et al., 2000, Vaccaro et al., 2003; Cifuentes-Jara, 2008).

c. Edad de las comunidades vegetales de selva baja caducifolia

La sucesión secundaria de la selva baja caducifolia se caracteriza por el establecimiento de matorrales espinosos (Miranda y Hernández X., 1963). La vegetación secundaria de selva baja presenta un aspecto y composición florística diferente al de la

vegetación primaria y para la clasificación de estas comunidades se consideran las etapas sucesionales; herbáceas, arbustivas y arbórea (CONAFOR, 2010). En el presente trabajo, los datos de SBC corresponden a los Reportes Tuxpan (2001y 2004). Para la asignación de edad consideré igualmente la descripción de la cobertura vegetal circundante a cada perfil, la información sobre la densidad arbórea y la presencia mayoritaria de especies herbáceas, arbustivas o arbóreas. Con la información de campo y considerando la información sobre la sucesión secundaria de selva baja catalogué los bosques como vegetación secundaria arbustiva o de matorral (de 5-10 años de edad) y vegetación secundaria arbórea (más de 10 años de edad.). Igualmente, se consideró que la selva baja caducifolia tenía 100 años de edad.

6.2. Carbono orgánico del suelo

6.2.1. Almacén de COS en las diferentes coberturas vegetales

Se agruparon los datos de CO_{mantillo} , $COS_{0-30\text{ cm}}$ y COS_{total} , en las clases de cobertura vegetal mencionadas en la **Tabla 6.2**. Calculé el número de datos, el valor promedio de carbono, la desviación estándar y el coeficiente de variación para cada clase. Se aplicaron análisis de varianza y pruebas de comparación de Tukey utilizando el programa estadístico JMP 7 para determinar las diferencias en el almacenamiento de carbono en cada cobertura vegetal evaluada.

6.2.2. Relación entre el contenido de $COS_{0-30\text{ cm}}$ y la edad de los bosques

Para determinar esta relación se incluyeron los datos de $COS_{0-30\text{ cm}}$ de vegetación secundaria y bosques cerrados de BPE y SBC. Empleé la ecuación de Michaelis-Menten para ajustar la relación entre el $COS_{0-30\text{ cm}}$ y la edad de los bosques, mediante el software LABFit V7.2.47 (1999-2010) considerando como variable independiente la edad de los bosques y la dependiente el contenido de $COS_{0-30\text{ cm}}$. Michaelis y Menten (1913) reportaron

el efecto de la concentración del sustrato en la velocidad de la reacción de catálisis de las enzimas y la describieron mediante la siguiente ecuación [**Ecuación 1**]:

$$v = Vmax * \frac{S}{Km + S}$$

Donde **v** es la velocidad de reacción, **Vmax** es la velocidad máxima de la reacción, **S** es la concentración del sustrato, y **Km** es la constante de Michaelis-Menten. Numéricamente, ésta corresponde al valor de concentración del sustrato donde se presenta la mitad de la velocidad máxima.

Al-Kaisi y Yin (2005) usaron esta ecuación para describir la acumulación de CO₂ en la atmósfera en el tiempo. De igual manera, la ecuación de Michaelis-Menten puede describir la relación entre la acumulación de carbono en el suelo y la edad de los bosques. Reemplazando los nombres en la ecuación general de Michaelis-Menten obtenemos la siguiente ecuación [**Ecuación 2**]:

$$COS(E) = Cmax * \frac{E}{Cm + E}$$

Donde **COS** es el carbono acumulado (en Mg/ha) a 30 cm de profundidad en el suelo bajo un bosque secundario de cierta edad, **E** es la edad (en años) del bosque secundario, **Cmax** es el potencial máximo de acumulación de carbono en el suelo (en Mg/ha) a 30 cm de profundidad, y **Cm** es la constante de Michaelis-Menten, que es igual al tiempo en el cual se presenta la mitad de la acumulación máxima de carbono a 30 cm de profundidad.

6.2.3. Tasa anual de captura de COS_{0-30 cm}

A partir de los datos generados en la **Ecuación 2** calculé la tasa anual de captura de COS_{0-30 cm} para el BPE y la SBC mediante la siguiente ecuación:

$$Tasa = \frac{COS E2 - COS E1}{E2 - E1}$$

Donde **Tasa** es la tasa anual de captura de COS (en Mg/ha/año) a 30 cm de profundidad, **COS E1** es el almacén de COS (en Mg/ha) a 30 cm de profundidad en un bosque de edad 1, **COS E2** es el almacén de COS (en Mg/ha) a 30 cm de profundidad en un bosque de edad 2, **E1** es la edad (en años) del bosque más nuevo, **E2** es la edad (en años) del bosque más viejo.

6.2.4. Relación entre el $COS_{0-30\text{ cm}}$ y el índice normalizado de la vegetación (NDVI)

Realicé un análisis de regresión y determiné como variable independiente los valores del índice normalizado de vegetación (NDVI) y como variable dependiente los valores de $COS_{0-30\text{ cm}}$ en los bosques secundarios y primarios de las laderas entre 2000-3000 msnm. Ajusté los datos igualmente al modelo de Michaelis-Menten mediante el software LABFit V7.2.47 (1999-2010). El NDVI podría ser considerado como el sustrato (ingreso de materia orgánica que cae al suelo) y la acumulación de COS como el producto. Al inicio la acumulación de carbono aumenta de manera rápida, posteriormente disminuye hasta llegar a un umbral (Silver *et al.*, 2000). Reemplazando los parámetros en la **Ecuación 1** obtenemos la siguiente ecuación [**Ecuación 3**]:

$$COS(NDVI) = C_{max} * \frac{NDVI}{C_m + NDVI}$$

Donde **COS** es el contenido de carbono (en Mg/ha) a 30 cm de profundidad en el suelo bajo una cobertura específica, **NDVI** es el valor del índice normalizado de la vegetación de esa cobertura, **C_{max}** es el potencial máximo de acumulación de carbono (en Mg/ha) en el suelo a 30 cm de profundidad y **C_m** es la constante de Michaelis-Menten, que es igual al valor de NDVI donde se presenta la mitad de la máxima acumulación de carbono a 30 cm de profundidad.

6.3. Cambio de coberturas vegetales

6.3.1. Área de análisis: Laderas con potencial de captura de carbono

El área de análisis corresponde a laderas de montaña comprendidas entre 2000 y 3000 msnm y con pendientes entre 35 a 50° de la SRP (**Figura 6.4**).



Figura 6.4. Morfología de una ladera de montaña alta en la subcuenca del río Piricua en Tuxpan, Michoacán. Fuente: Reporte Tuxpan (2009)

A partir de las curvas de nivel en formato digital realicé el modelo digital de elevación (MDE) mediante el módulo InterCon. Extraje el área con altitudes entre los 2000 y 3000 msnm mediante el módulo Reclas y obtuve los valores de pendientes con el módulo Surface. Por medio de la función Reclas, asigné valores de 1 a pendientes entre 35 y 50° y a lo demás, valores de 0. El área de estudio correspondió a un área total de 1, 151 hectáreas (Figura 6.5).

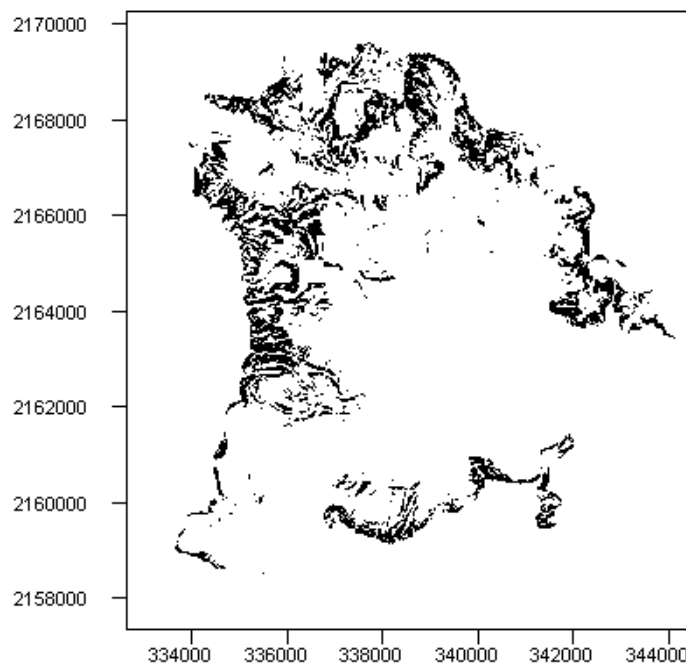


Figura 6.5. Laderas comprendidas entre 2000 y 3000 msnm y con pendientes entre 35 y 50° en la subcuenca del río Piricua (SRP) en Tuxpan, Michoacán.

6.3.2. Clasificación de las coberturas vegetales

Clasifiqué las imágenes Landsat 1986, 2001 y 2010 mediante las clases de coberturas vegetales contenidas en la **Tabla 6.2**, considerando únicamente las coberturas vegetales en las laderas entre 2000-3000 msnm por ser el área con potencial de captura de carbono (**Tabla 6.3**).

Tabla 6.3. Clases de coberturas vegetales en laderas entre 2000-3000 msnm en la subcuenca del río Piricua en Tuxpan, Michoacán.

Cobertura vegetal	Acrónimo
Bosque de pino-encino cerrado	BPE-C
Vegetación secundaria arbórea de bosque de pino-encino	BPE _{VS-ARBO}
Vegetación secundaria arbustiva de bosque de pino-encino	BPE _{VS-ARBU}
Vegetación secundaria herbácea de bosque de pino-encino	BPE _{VS-HERB}
Pastizales inducidos	PAST
Cultivos de temporal	CT

Con ayuda de las composiciones RGB742 digitalicé campos de muestreo para las seis categorías. Visualicé las firmas espectrales en el histograma y me cercioré de que todas las categorías fueran unimodales. Usé el algoritmo Maxlike con la misma probabilidad para cada firma espectral que por default fue 0.125. Este algoritmo usa una clasificación de máxima similitud basada en la información contenida en las firmas espectrales de cada cobertura. Finalmente apliqué el filtro Mode 3 x 3 a las imágenes clasificadas, este filtro cambia el valor del pixel central por el valor de moda en los 8 pixeles circundantes.

Para la evaluación de las clasificaciones, se mapearon puntos de muestreo al azar mediante la función Sample, se utilizaron 138 según la siguiente ecuación del número de muestra (FAO, 1996):

$$N = \frac{t^2 * p(1 - p)}{d^2}$$

Donde **N** es el número de unidades de muestreo, **p** la confiabilidad del 90%, **d** el error (medio intervalo de confianza) del 5% y **t** = 1.96 para $\alpha = 0.05$.

Comparé visualmente cada punto con su categoría de campo según la imagen compuesta RGB 742 y asigné una categoría a cada punto. Para las imágenes satelitales 2001 y 2010 usé los datos de campo (Reportes Tuxpan, 2001 y 2009). Crucé los puntos identificados con los mapas clasificados, realicé la matriz de confusión y obtuve el índice kappa para cada clasificación (**Anexo E**).

6.3.3. Análisis de cambio de cobertura

Para el análisis de cambio de coberturas realicé matrices de Markov de primer y segundo orden. Estas matrices permiten entender la dinámica de cambio en la cobertura y uso de suelo a nivel local o regional (Bocco *et al.*, 2001). Las matrices de Markov son tablas con arreglos simétricos que contienen en las filas las clases de uso de suelo y vegetación en el año base T1 y, en las columnas las mismas categorías en el tiempo posterior T2. Las celdas de la diagonal principal de la matriz representan los pixeles que permanecen en la misma categoría en T1 y T2. El resto de las celdas corresponden a los pixeles que cambiaron de clase.

Mediante el módulo CROSSTAB crucé las imágenes clasificadas, primero 1986 y 2001 y posteriormente 2001 y 2010. Convertí los valores de pixeles en hectáreas, considerando la resolución espacial de 30 m.

6.3.4. Escenarios de cambio de cobertura vegetal para el año 2035

La construcción de escenarios es una herramienta que puede servir para entender y anticipar los cambios. No es una predicción, más bien ofrece la visión de diferentes futuros alternativos, posibles e imaginados (Chernack, 2007). Los modelos markovianos son probabilísticos y acarrear errores de las clasificaciones de las imágenes satelitales, sin

embargo su aplicación ayuda a identificar la dirección y extensión del cambio y los principales procesos, como conservación, intensificación, regeneración, abandono y deforestación (Gómez-Mendoza *et al.*, 2006). Mediante este tipo de análisis es posible definir el requerimiento de ciertas prácticas de manejo, la necesidad de políticas públicas y la existencia de oportunidades de mercado como la captura de carbono. En el presente estudio construí tres escenarios de cambio de coberturas basados en el patrón de cambio observado en el periodo 2001-2010 y en el conocimiento sobre el uso actual de la tierra y las actividades de los habitantes de la SRP.

Escenario Tendencial

Este escenario mantiene la misma tendencia de cambio de cobertura vegetal que se observó en el periodo 2001-2010. Este modelo supone que los cambios y sus factores, sociales y naturales, van a permanecer constantes en el tiempo. La proyección del cambio tendencial para el año 2035 se realizó mediante la función MARKOV software IDRISI Andes 15.0. Se ingresó el mapa de coberturas del año 2001 y 2010 y se obtuvo la matriz de probabilidad de transición, considerando un periodo de proyección de 25 años. Esta matriz expresa la probabilidad de que un pixel de una categoría determinada cambie a otra clase o permanezca en la misma categoría.

Escenario de Conservación Forestal

Este modelo está basado en el incremento de las iniciativas de conservación de las cubiertas forestales; de bosques secundarios y primarios. Para ello se asume la existencia de planes de manejo de reforestación e interrupción de la deforestación y el abandono de los cultivos y pastizales en las laderas de estudio. Se estima que la política gubernamental estará enfocada en la conservación, tendrá continuidad y que los habitantes obtendrán incentivos para la protección de los bosques. Tomé la matriz de probabilidad tendencial de cambio para el año 2035 (apartado anterior), cambié las probabilidades de permanencia, deforestación, degradación forestal y permanencia de cultivos y pastizales a 0, excepto la permanencia del BPE-C que consideré igual a 1. Aumenté de manera equitativa en cada fila

las probabilidades de regeneración forestal, de manera tal que la suma de cada fila diera igual a 1.

Escenario de Deforestación

Este modelo supone un aumento excesivo de la deforestación y la degradación forestal en un 30%. Se imagina un aumento de la degradación de las coberturas boscosas, que se talan o queman los bosques, se acelera la extracción de madera y se incrementa el área de cultivos y pastizales. En la matriz de probabilidad de cambio tendencial para el 2035, disminuí las probabilidades de permanencia forestal y regeneración forestal en un 30% y aumenté las demás probabilidades de manera equitativa en cada fila de forma tal que la suma de cada fila diera igual a 1.

6.4. Relación entre el cambio de las coberturas vegetales y el $COS_{0-30\text{ cm}}$

Para determinar los cambios en los almacenes de $COS_{0-30\text{ cm}}$ por el cambio de cobertura vegetal para el periodo de 2010-2035, construí una matriz simétrica conteniendo en las filas las coberturas vegetales en el año 2010 y en las columnas las coberturas vegetales en el año 2035. En cada casilla, salvo en la diagonal de la matriz, resté al contenido de $COS_{0-30\text{ cm}}$ (en Mg/ha) de la cobertura vegetal de la columna correspondiente el contenido de COS en la cobertura vegetal de la fila correspondiente.

Para la diagonal de la matriz seguí un procedimiento distinto. Para la permanencia del BPE-C, usé datos de $COS_{0-30\text{ cm}}$ generados a partir de la **Ecuación 3**, considerando que en el año 2010 los bosques cerrados tienen 100 años de edad y en el año 2035 tendrían 125 años. Como simplificación práctica consideré que la permanencia de la vegetación secundaria y los cultivos de temporal implicaba una alteración continua de los suelos y la no integración de nueva biomasa vegetal al suelo y debido a ello, la captura de carbono en estos casos podía ser considerada prácticamente nula. Para la permanencia de pastizales

usé la tasa señalada en la bibliografía de 0.80 Mg/ha/año, lo que corresponde a 20 Mg/ha en 25 años generada para pastizales en bosques tropicales (Lal, 2000, 1997; Batjes, 1999).

Finalmente para conocer la magnitud total de los cambios de CO_2 en cm^3 considerando la superficie en hectáreas de los cambios de cobertura vegetal, multipliqué la matriz generada en el apartado anterior por cada una de las matrices de cambio en hectáreas generadas en el inciso 6.3.4.

7. RESULTADOS

7.1. Carbono orgánico del suelo (COS)

7.1.1. Almacén de CO en suelo y mantillo en las coberturas vegetales estudiadas

En las laderas entre 2000-3000 msnm, no encontré diferencias significativas en el contenido de CO_{mantillo} y COS_{total} en las diferentes coberturas vegetales, salvo para el BPE-C ($p \leq 0.05$ y $F=9.62$, $p \leq 0.05$ y $F=7.14$ respectivamente). Para el $COS_{0-30 \text{ cm}}$, las diferencias se encontraron entre el BPE-C, la VS-ARBO y las demás coberturas ($p \leq 0.05$ y $F=13.28$). El BPE-C mostró el mayor contenido de CO_{mantillo} , $COS_{0-30 \text{ cm}}$ y COS_{total} en comparación con las demás coberturas vegetales. El menor contenido de CO_{mantillo} correspondió a los CT y a los PAST, mientras que el menor contenido de $COS_{0-30 \text{ cm}}$ se presentó en la BPEVS-HERB. El parámetro más variable fue el CO_{mantillo} , seguido del COS_{total} y finalmente del $COS_{0-30 \text{ cm}}$. Las menores variaciones en los tres parámetros estudiados se presentaron en el BPE-C, mientras que las demás coberturas mostraron variaciones similares (**Tabla 7.4**).

No hubo diferencias significativas en el almacén de CO_{mantillo} y COS_{total} entre la SBC-C, $SBC_{\text{VS-ARBO}}$ y $SBC_{\text{VS-ARBU}}$ ($p \leq 0.05$ y $F=0.92$ y $p \leq 0.05$ y $F=2.50$, respectivamente) sin embargo la SBC-C sí presentó un mayor almacén de $COS_{0-30 \text{ cm}}$ con respecto a la vegetación secundaria arbórea y arbustiva ($p \leq 0.05$ y $F=8.63$). Con respecto al BPE-C, el almacén de $COS_{0-30 \text{ cm}}$ de la SBC-C correspondió al 67%, el almacén de CO_{mantillo} correspondió al 5% y el almacén de COS_{total} equivalió al 49% (**Tabla 7.4**).

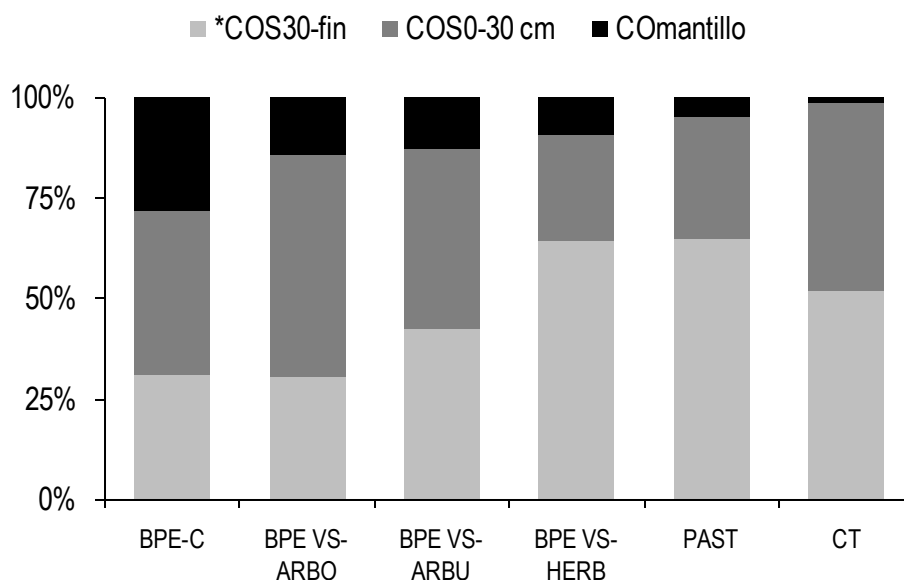
Tabla 7.4. Contenido de carbono orgánico en suelos (en Mg/ha) bajo diferentes coberturas vegetales de laderas de montaña en Tuxpan, Michoacán.

**Las letras corresponden a diferencias significativas entre el mismo tratamiento, las clases no conectadas con la misma letra son significativamente diferentes.*

Altitud de muestreo (msnm)	COBERTURA VEGETAL	Número de muestras	CO _{mantillo}	COS _{0-30 cm}	COS _{total}
2000-3000	Bosque de pino-encino cerrado (BPE-C)				
	Promedio ± desviación estándar	7	103 ± 38 A*	150 ± 22 C*	367 ± 62 F*
	Coefficiente de variación (%)		37.1	14.8	16.9
	Vegetación secundaria arbórea de BPE (BPE_{VS-ARBO})				
	Promedio ± desviación estándar	2	32 ± 33 B	121 ± 31 C D	220 ± 49 G
	Coefficiente de variación (%)		105.6	25.3	22.2
	Vegetación secundaria arbustiva de BPE (BPE_{VS-ARBU})				
	Promedio ± desviación estándar	5	18 ± 21 B	65 ± 26 E	145 ± 48 G
	Coefficiente de variación (%)		114.6	40.7	33.4
	Vegetación secundaria herbácea de BPE (BPE_{VS-HERB})				
	Promedio ± desviación estándar	5	19 ± 31 B	53 ± 14 E	205 ± 103 G
	Coefficiente de variación (%)		159.3	25.8	50.2
	Pastizal inducido (PAST)				
	Promedio ± desviación estándar	6	8 ± 8 B	52 ± 20 E	171 ± 78 G
	Coefficiente de variación (%)		102.6	38.7	45.7
Cultivos de temporal (CT)					
Promedio ± desviación estándar	3	2 ± 2 B	69 ± 28 E	148 ± 59 G	
Coefficiente de variación (%)		88.4	40.4	40.1	
1700-2000	Selva baja caducifolia cerrada (SBC-C)				
	Promedio ± desviación estándar	2	7 ± 1 B	101 ± 14 D	155 ± 6 G
	Coefficiente de variación (%)		8.4	14.3	4.1
	Vegetación secundaria arbórea de SBC (SBC_{VS-ARBO})				
	Promedio ± desviación estándar	2	5 ± 2 B	86 ± 25 D	115 ± 66 G
	Coefficiente de variación (%)		39.4	29.0	57.5
Vegetación secundaria arbustiva de SBC (SBC_{VS-ARBU})					
Promedio ± desviación estándar	3	6 ± 1 B	49 ± 3 E	69 ± 38 G	
Coefficiente de variación (%)		24.5	5.6	54.5	

En el BPE-C y la BPE_{VS-ARBO} prácticamente 75% del carbono en todo el perfil se localizó en el mantillo y en los primeros 30 cm de profundidad del suelo. Sin embargo en la BPE_{VS-ARBO} el CO_{mantillo} sólo representó el 15% del COS_{total}, mientras que en el BPE-C

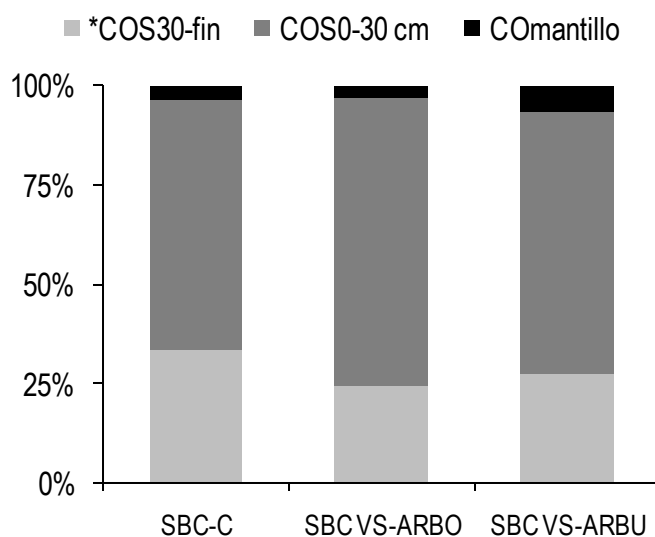
constituyó un poco más del 25%. En los CT cerca del 50% del COS_{total} se encontró en los primeros 30 cm de profundidad, a diferencia de lo que se esperaba. En los PAST y la $BPE_{vs-HERB}$ la mayor parte del almacén de COS se localiza bajo los 30 cm de profundidad del suelo, sólo cerca del 30% del COS_{total} se presentó en el mantillo, horizontes orgánicos y los primeros 30 cm de profundidad del suelo (**Figura 7.6**).



* COS_{30-fin} = contenido de COS comprendido entre los 30 cm de profundidad hasta el final del perfil de suelo.

Figura 7.6. Proporción del $CO_{mantillo}$, $COS_{0-30 cm}$ y * COS_{30-fin} con respecto a COS_{total} en suelos de ladera bajo diferentes coberturas vegetales en Tuxpan, Michoacán. BPE-C= Bosque de pino-encino cerrado, $BPE_{vs-ARBO}$ = vegetación secundaria arbórea de BPE, $BPE_{vs-ARBU}$ = vegetación secundaria arbustiva de BPE, $BPE_{vs-HERB}$ = vegetación secundaria herbácea de BPE, PAST= pastizales inducidos y CT= Cultivos de temporal.

En las tres comunidades vegetales de SBC estudiadas, el mantillo correspondió en promedio al 5% del COS_{total} y la mayoría del carbono (75%) se encontró en los primeros 30 cm de profundidad (**Figura 7.7**).



*COS_{30-fin} = contenido de COS comprendido entre los 30 cm de profundidad hasta el final del perfil de suelo.

Figura 7.7. Proporción del CO_{mantillo}, COS_{0-30 cm} y *COS_{30-fin} con respecto a COS_{total} en suelos de ladera

SBC-C= Selva baja cerrada, SBC_{VS-ARBO}= vegetación secundaria arbórea de SBC, VS_{VS-ARBU}= vegetación secundaria arbustiva de SBC.

7.1.2. Relación entre el COS_{0-30 cm} y la edad del bosque

Para el bosque de pino-encino, encontré una correlación alta (0.85) entre el COS_{0-30 cm} y la edad del bosque. Según el modelo resultante, que resultó también con un coeficiente de determinación alto (0.78), la máxima acumulación de COS_{0-30 cm} en el bosque de pino-encino es de 172.3 Mg/ha y la mitad de este almacenamiento se alcanza cuando el bosque se acerca a los 15 años de edad (**Figura 7.8**). La ecuación resultante de la regresión entre el COS_{0-30 cm} y la edad de bosque fue [**Ecuación 5**]:

$$COS(E) = 172.3 * \frac{E}{14.55 + E}$$

Donde **COS** es el carbono acumulado (en Mg/ha) a 30 cm de profundidad en el suelo bajo un bosque secundario de cierta edad y **E** es la edad del bosque secundario (en años).

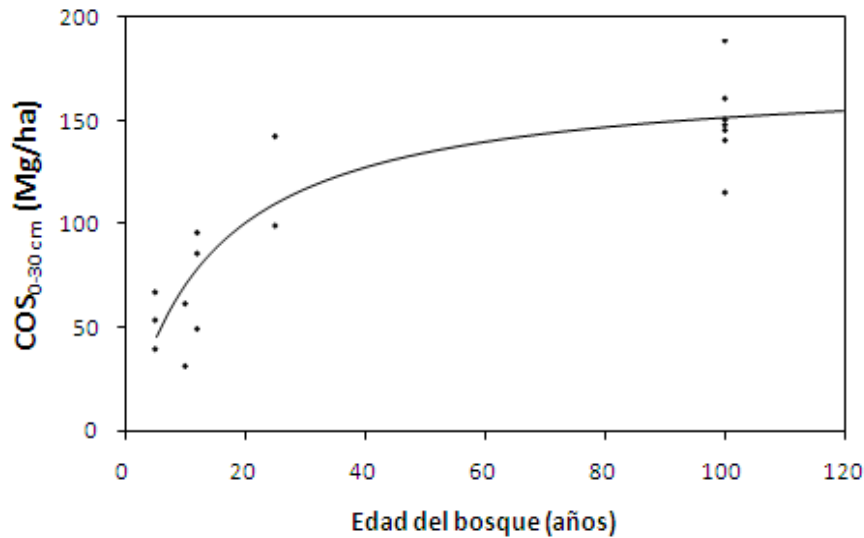


Figura 7.8. Análisis de regresión entre el COS_{0-30 cm} y la edad de un bosque de pino-encino en Tuxpan, Michoacán.

La regresión resultó con los siguientes parámetros; iteraciones= 6, grados de libertad= 15, $\chi^2= 15$, χ^2 reducida= 10 y $R^2= 0.777$.

Para la selva baja caducifolia, encontré una correlación alta (0.73) entre el COS_{0-30 cm} y la edad del bosque. Según el modelo resultante, que resultó también con un coeficiente de determinación alto (0.77), la máxima acumulación de COS_{0-30 cm} en el la selva baja caducifolia es de 116.5 Mg/ha y la mitad de este almacenamiento se alcanza cuando el bosque se acerca a los 12 años de edad (**Figura 7.9**). La ecuación resultante de la regresión entre el COS_{0-30 cm} y la edad de bosque fue [**Ecuación 6**]:

$$COS(E) = 116.3 * \frac{E}{12.17 + E}$$

Donde **COS** es el carbono acumulado (en Mg/ha) a 30 cm de profundidad en el suelo bajo un bosque secundario de cierta edad y **E** es la edad del bosque secundario (en años).

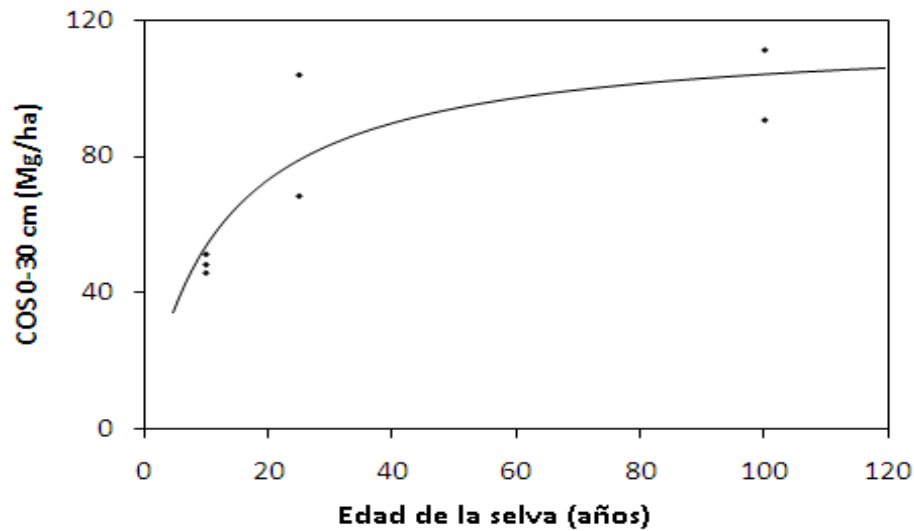


Figura 7.9. Análisis de regresión entre el $COS_{0-30\text{ cm}}$ y la edad de un bosque de pino-encino en Tuxpan, Michoacán.

La regresión resultó con los siguientes parámetros; iteraciones= 6, grados de libertad= 15, $\chi^2= 15$, χ^2 reducida= 10 y $R^2= 0.777$.

7.1.3. Tasa anual de captura de $COS_{0-30\text{ cm}}$

En el bosque de pino-encino, la tasa anual de captura de $COS_{0-30\text{ cm}}$ disminuye de manera no uniforme conforme la edad del bosque aumenta. En general se presentan tres periodos; de 5-20 años, de 20-40 y de 40 a más de 100 años, aproximadamente. En los primeros 20 años de regeneración forestal es cuando se captura más cantidad de $COS_{0-30\text{ cm}}$, la tasa promedio de captura de $COS_{0-30\text{ cm}}$ es de 3.7 Mg/ha/año. En el periodo de 20-40 años la tasa promedio disminuye y es de 1.2 Mg/ha/año y para el periodo de 40-más de 100 años la tasa promedio es de 0.3 Mg/ha/año. Considerando la regeneración de 5-100 años del bosque de pino-encino, la tasa promedio de captura de $COS_{0-30\text{ cm}}$ es de 1.1 Mg/ha/año (Figura 7.10).

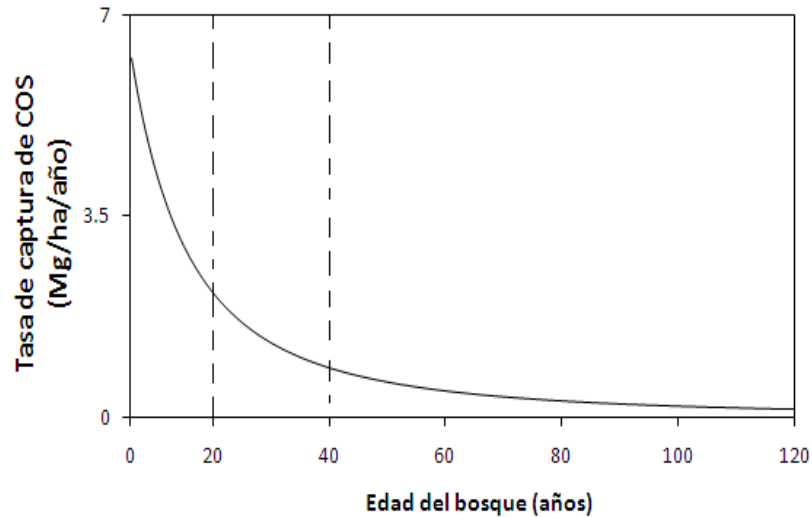


Figura 7.10. Tasa anual de captura de CO₂ a 30 cm de profundidad en la regeneración de un bosque de pino-encino.

En la selva baja caducifolia, la tasa anual de captura de CO₂_{0-30 cm} se comporta de manera similar a la del bosque de pino-encino. Igualmente se presentan tres periodos; de 5-20 años, de 20-40 y de 40 a más de 100 años, aproximadamente. En los primeros 20 años de regeneración, la tasa promedio de captura de CO₂_{0-30 cm} es de 2.5 Mg/ha/año. En el periodo de 20-40 años la tasa promedio disminuye y es de 0.8 Mg/ha/año y para el periodo de 40-más de 100 años la tasa promedio es de 0.2 Mg/ha/año. Considerando la regeneración de 5-100 años, la tasa promedio de captura de CO₂_{0-30 cm} es de 0.7 Mg/ha/año (Figura 7.11).

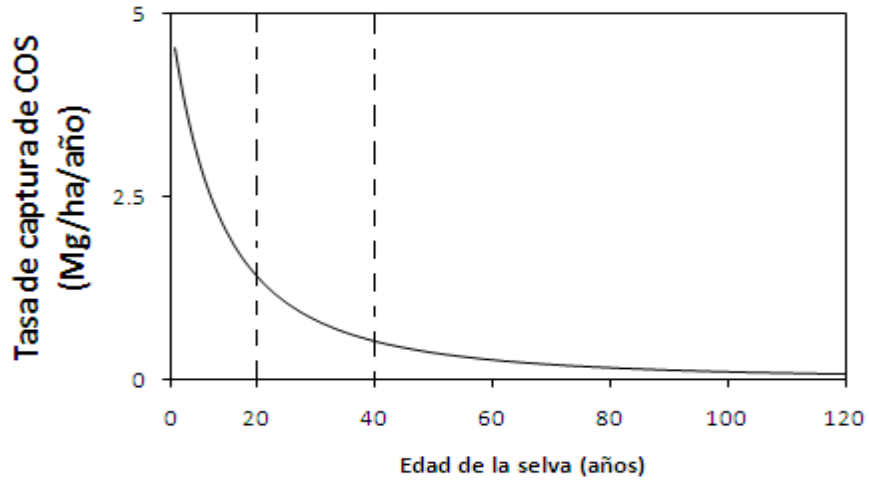
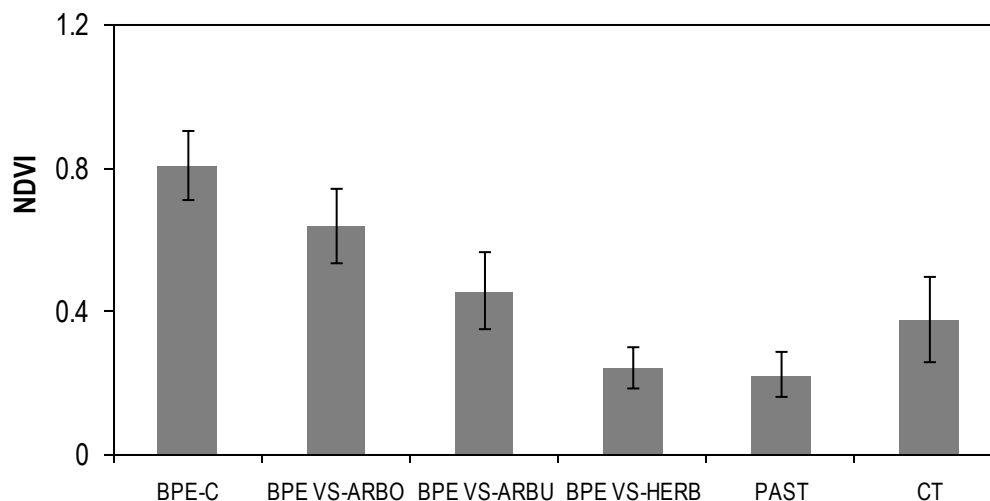


Figura 7.11. Tasa anual de captura de CO₂ a 30 cm de profundidad en la regeneración de una selva baja caducifolia.

7.1.4. Relación entre el COS_{0-30 cm} y el índice normalizado de la vegetación (NDVI)

Cabe recordar que el análisis de regresión entre los valores de NDVI y COS_{0-30 cm} lo realicé únicamente para las coberturas vegetales presentes en laderas entre 2000-3000 msnm (Tabla 6.3). El BPE-C mostró el valor promedio de NDVI más alto, seguido de la BPE_{VS-ARBO} y la BPE_{VS-ARBU}. Los PAST y la BPE_{VS-HERB} mostraron el valor promedio de NDVI más bajo. Los CT mostraron un valor promedio de NDVI ligeramente menor al de la BPE_{VS-ARBU} (Figura 7.12).



Las barras representan el error estándar.

Figura 7.12. Valor promedio del índice de vegetación normalizado (NDVI) de las coberturas vegetales presentes en laderas de montaña entre 2000-3000 msnm en Tuxpan, Michoacán. BPE-C= Bosque de pino-encino cerrado, BPE_{VS-ARBO}= Vegetación secundaria arbórea de BPE, BPE_{VS-ARBU}= vegetación secundaria arbustiva de BPE, BPE_{VS-HERB}= vegetación secundaria herbácea de BPE, PAST= pastizales inducidos y CT= Cultivos de temporal.

Encontré una correlación positiva alta de 0.76 entre el contenido de COS_{0-30 cm} y el valor de NDVI. Según el modelo ajustado, el valor máximo de COS_{0-30 cm} que se puede almacenar es 212.7 Mg/ha y la mitad de este almacenamiento se alcanza con un valor de NDVI de 0.504 aproximadamente, que corresponde a la BPE_{VS-ARBU}. Sin embargo, el coeficiente de determinación de esta regresión es bajo (0.45) lo que significa que esta ecuación sólo explica el 45% de la varianza de los datos (**Figura 7.13**). La ecuación resultante de la regresión fue la siguiente [**Ecuación 4**]:

$$COS(NDVI) = 212.7 * \frac{NDVI}{(0.504 + NDVI)}$$

Donde **COS** es el contenido de carbono en el suelo (en Mg/ha) a 30 cm de profundidad bajo cierta cobertura y **NDVI** es el valor del índice normalizado de la vegetación de esa cobertura.

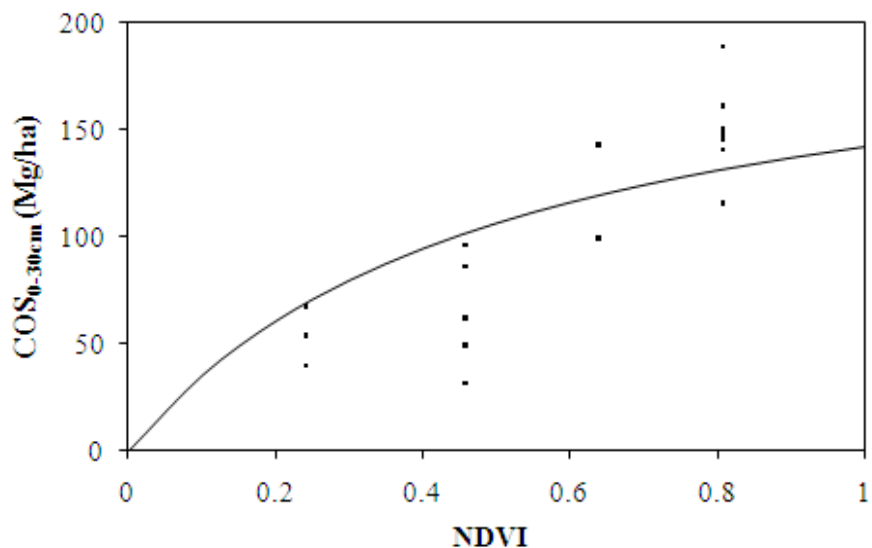


Figura 7.13. Análisis de regresión entre el COS_{0-30 cm} (en Mg/ha) y el índice de vegetación normalizado (NDVI). Los parámetros de la regresión fueron: coeficiente de correlación= 0.76, coeficiente de determinación (R^2)= 0.450, grados de libertad=15, iteraciones=12, χ^2 =15 y χ^2 reducida=10.

7.2. Cambios en la cobertura vegetal

7.2.1. Mapas de las coberturas vegetales 1986, 2001 y 2010

Los mapas resultantes de la clasificación de las coberturas vegetales se muestran en la **Figura 7.14**. Los índices Kappa de las resultaron 0.875, 0.870 y 0.893 en las clasificaciones de las imágenes Landsat 1986, 2001 y 2010 respectivamente (**Anexo E**).

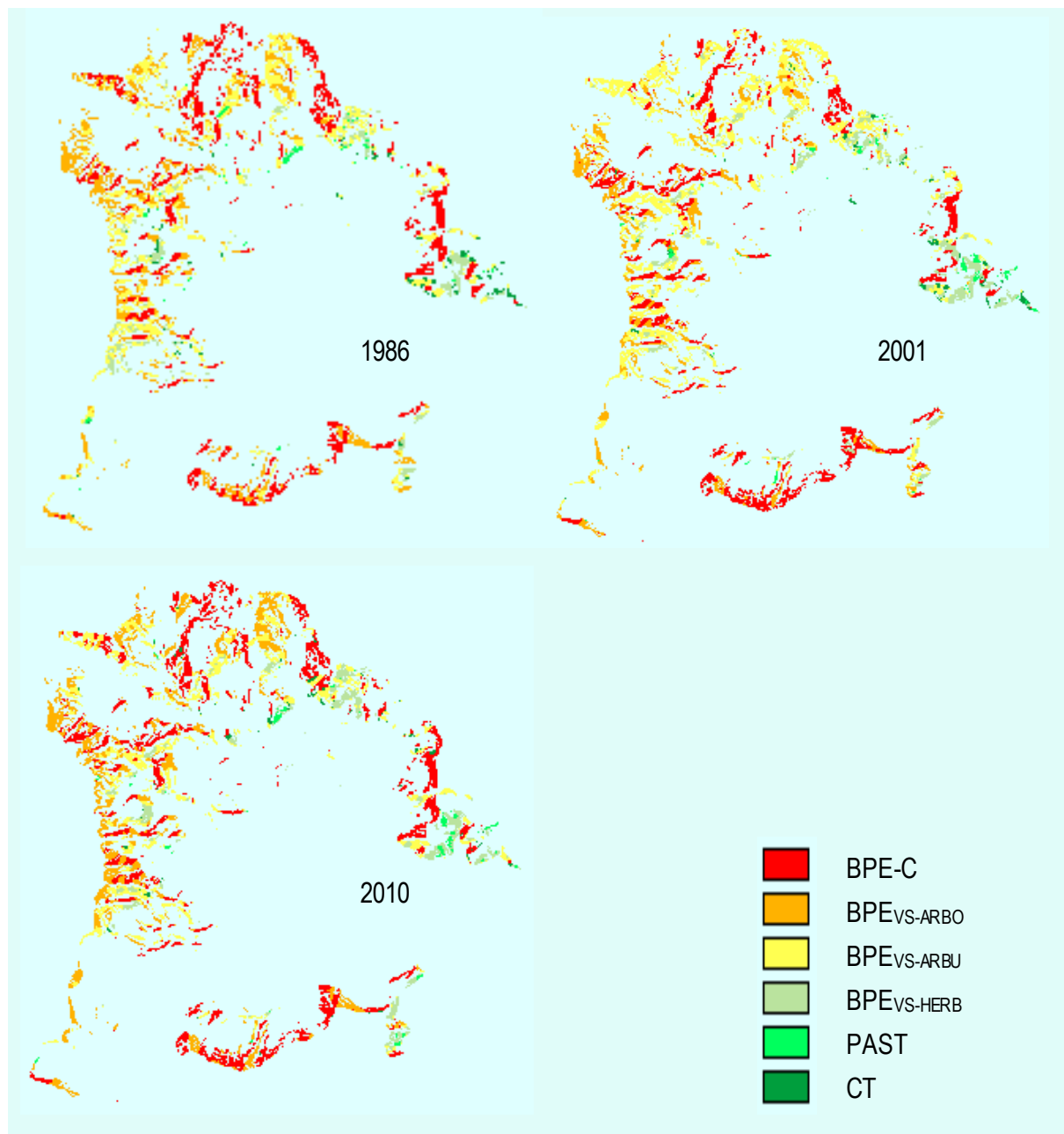


Figura 7.14 Clasificaciones de las coberturas vegetales presentes en laderas de montaña en la subcuenca del río Piricua en Tuxpan, Michoacán en 1986, 2001 y 2010.

BPE-C= Bosque de pino-encino cerrado, BPE_{VS-ARBO}= Vegetación secundaria arbórea de BPE, BPE_{VS-ARBU}= vegetación secundaria arbustiva de BPE, BPE_{VS-HERB}= vegetación secundaria herbácea de BPE, PAST = pastizales inducidos y CT= Cultivos de temporal.

7.2.2. Cambio de coberturas en los periodos 1986-2001 y 2001-2010

Las categorías que cubrían la mayor parte de la zona de estudio en 1986 eran el BPE-C, la BPE_{VS-ARBO} y BPE_{VS-HERB} (alrededor de 300 ha cada cobertura), mientras que los

CT y PAST sólo ocupan 57 ha en conjunto. En el 2001 los cambios más notables fueron el incremento del 29% de la BPE_{VS-ARBU} y la disminución del 32% de la BPE_{VS-ARBO}. Para el 2010 las transiciones más significativas fueron el aumento del 18% del BPE-C que llegó a ocupar mayor superficie que en el año 1986, el aumento del 38% de la BPE_{VS-ARBO} y la disminución del 31% de la BPE_{VS-ARBU} (Figura 7.15).

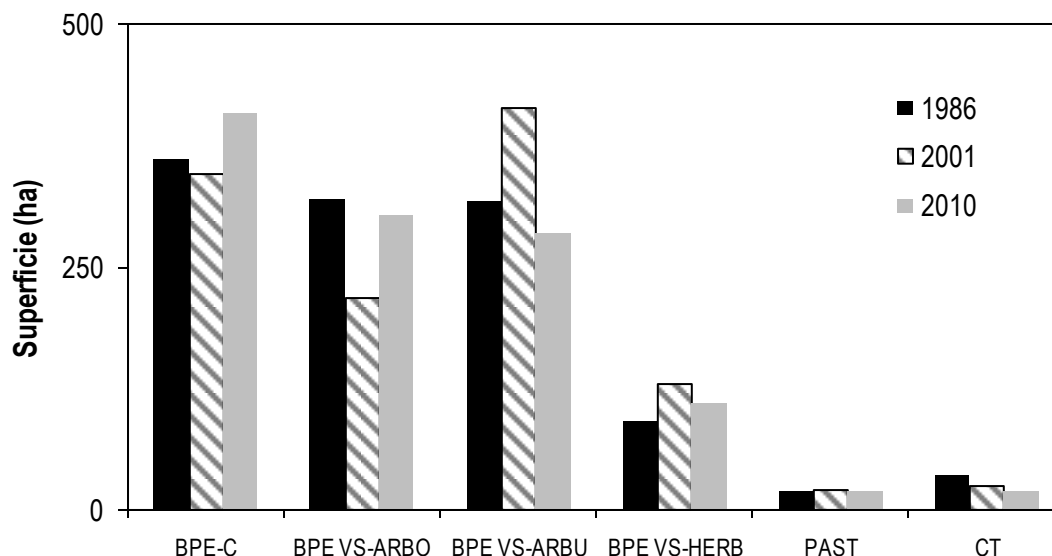
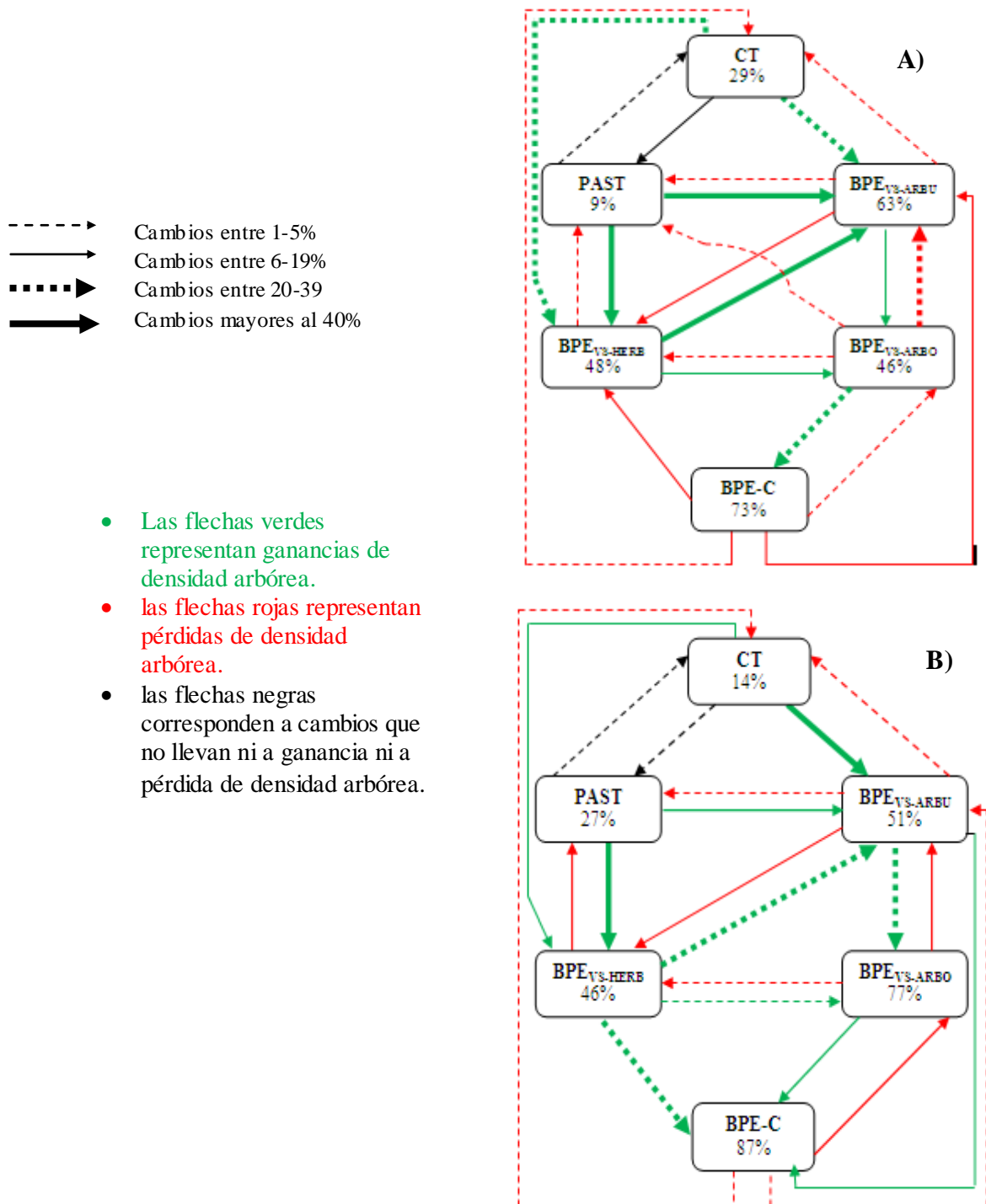


Figura 7.15. Superficie en hectáreas de las coberturas vegetales en laderas de montaña en Tuxpan, Michoacán en tres años; 1986, 2001 y 2010.

BPE-C= Bosque de pino-encino cerrado, BPE_{VS-ARBO}= Vegetación secundaria arbórea de BPE, BPE_{VS-ARBU}= vegetación secundaria arbustiva de BPE, BPE_{VS-HERB}= vegetación secundaria herbácea de BPE, PAST= pastizales inducidos y CT= Cultivos de temporal.

En el periodo de 1986-2001 el cambio más importante fue la conversión de coberturas de menor a mayor densidad arbórea; la conversión de pastizal a BPE_{VS-ARBU} y a BPE_{VS-HERB} y el paso de BPE_{VS-HERB} a BPE_{VS-ARBU}. Sin embargo también se registró una conversión significativa de BPE-C a BPE_{VS-ARBU} y BPE_{VS-ARBO} y demás cambios que resultaron en una disminución del BPE-C del 5%. En el periodo de 2001-2010, las transiciones más importantes fueron la conversión de pastizales a BPE_{VS-HERB} y la conversión de CT a BPE_{VS-ARBU}. En el periodo de 2001-2010 se presentó una menor proporción de cambios de menor a mayor densidad arbórea con respecto al periodo de 1986-2001, sin

embargo se registró un mayor número de coberturas vegetales que pasaron a BPE-C, lo que resultó en un incremento del 19% del BPE-C (Figura 7.16).



- Las flechas verdes representan ganancias de densidad arbórea.
- las flechas rojas representan pérdidas de densidad arbórea.
- las flechas negras corresponden a cambios que no llevan ni a ganancia ni a pérdida de densidad arbórea.

Figura 7.16. Transiciones en % de las coberturas vegetales. A) En el periodo de 1986-2001. B) En el periodo de 2001-2010. BPE-C= Bosque de pino-encino cerrado, BPE_{VS-ARBO}= Vegetación secundaria arbórea de BPE, BPE_{VS-ARBU}= vegetación secundaria arbustiva de BPE, BPE_{VS-HERB}= vegetación secundaria herbácea de BPE, PAST= pastizales inducidos y CT= Cultivos de temporal.

Los cambios de las coberturas vegetales se pudieron agrupar en cinco procesos principales. (1) Permanencia forestal: permanencia de las coberturas vegetales forestales (BPE-C, BPE_{VS-ARBO}, BPE_{VS-ARBU} y BPE_{VS-HERB}). (2) Degradación forestal: cambios que resultan en coberturas vegetales con menor cobertura arbórea (conversión de BPE-C a BPE_{VS-ARBO} y BPE_{VS-ARBU}, conversión de BPE_{VS-ARBO} a BPE_{VS-ARBU} y BPE_{VS-HERB} y conversión de BPE_{VS-ARBU} a BPE_{VS-HERB}). (3) Regeneración forestal: cambios que resultan en mayor cobertura arbórea. (4) Deforestación: Transformación de los bosques a pastizales inducidos y cultivos de temporal (conversión de BPE-C, BPE_{VS-ARBO}, BPE_{VS-ARBU} y BPE_{VS-HERB} a PAST y CT). Y (5) Permanencia de cultivos y pastizales: permanencia de PAST y CT. El proceso de cambio que ocupó la mayor superficie del área de estudio fue la permanencia forestal en los dos periodos de estudio, sin embargo en el segundo periodo fue 14% mayor que en el primero. En el periodo de 2001-2010 la degradación forestal se redujo un 42% y la regeneración forestal aumentó 36% (Figura 7.17).

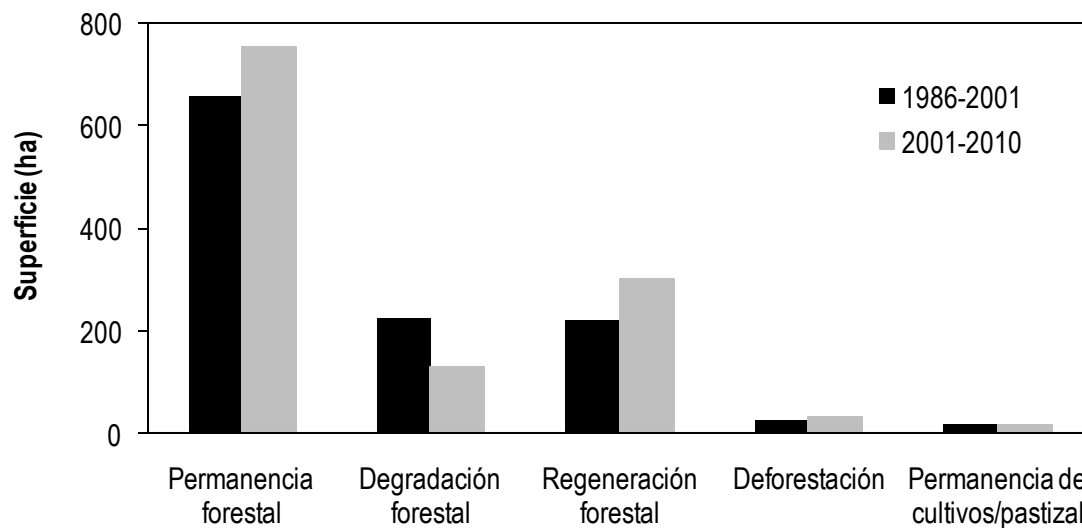


Figura 7.17 Superficie en hectáreas de los principales procesos de cambio de cobertura vegetal en laderas de montaña en Tuxpan, Michoacán, en los periodos 1986-2001 y 2001-2010.

7.3. Relación entre los cambios de cobertura vegetal y el almacén de COS_{0-30 cm}

7.3.1. Periodos 1986-2001 y 2001-2010

De 1986 a 2001 en las laderas de estudio se dio una pérdida de COS_{0-30 cm} de 3 690 Mg, a una tasa de 0.13 Mg/ha/año. Del 2001 al 2010 se dio una ganancia de 9 878 Mg de carbono a una tasa de 0.34 Mg/ha/año (**Tabla 7.4**).

Tabla 7.5. Procesos de cambio de cobertura y los correspondientes cambios en el almacén de COS_{0-30 cm} (en Mg) entre 1986-2001 y 2001-2010 en laderas de montaña en Tuxpan, Michoacán.

Proceso de cambio	Periodo 1986-2001	Periodo 2001-2010
Permanencia forestal	+1 032	+1 164
Degradación forestal	-11 731	-4124
Regeneración forestal	+7425	+13 132
Deforestación	-559	-402
Permanencia de cultivos y pastizales	+143	+108
Balance general	-3 690	9 878
Tasa general de captura de COS_{0-30 cm} (en Mg/ha/año)	-0.13	+0.34

El signo “-” representa pérdida y el signo “+” representa ganancia.

7.3.2. Periodo de 2010-2035

Según el modelo **tendencial** se espera una ganancia de COS_{0-30 cm} de 8 342 Mg de carbono para el año 2035 a una tasa de 0.29 Mg/ha/año. Según el modelo de **conservación forestal** se espera una ganancia de COS de 39 616 Mg a una tasa de 1.38 Mg/ha/año. En el escenario de **deforestación** se espera una pérdida de 29 135 Mg de carbono a una tasa de -1.01 Mg/ha/año (**Tabla 7.5**).

Tabla 7.6. Procesos de cambio de cobertura y los correspondientes cambios en el almacén de $\text{COS}_{0-30 \text{ cm}}$ (en Mg) en el periodo de 2010-2035, según tres escenarios de cambio de coberturas vegetales en laderas de montaña en Tuxpan, Michoacán.

Proceso de cambio	Escenario tendencial	Escenario de conservación forestal	Escenario de deforestación
Permanencia forestal	+998	+1 595	+299
Degradación forestal	-12 347	0	-25 707
Regeneración forestal	+19 929	+38 021	+5 979
Deforestación	-295	0	-9 890
Permanencia de cultivos y pastizales	+59	0	+184
Balance general	+8 343	+39 616	-29 135
Tasa general de captura de $\text{COS}_{0-30 \text{ cm}}$ (en Mg/ha/año)	+0.29	+1.38	-1.01

El signo “-” representa pérdida y el signo “+” representa ganancia.

8. DISCUSION

El tipo de análisis realizado demuestra la magnitud del incremento de COS generado por la regeneración de un bosque de pino-encino y del cambio en los almacenes de COS superficial asociados al cambio de cobertura vegetal en un paisaje montañoso del centro de México.

8.1. Almacén de COS en suelo y mantillo en las diferentes coberturas vegetales

8.1.1. En laderas entre 2000-3000 msnm

Se ha demostrado que la altitud y la unidad de paisaje son determinantes en la variabilidad del COS en escalas grandes (Mueller y Pierce, 2003; Schulp y Verburg, 2009). Igualmente se ha visto que la pendiente afecta la variabilidad del COS en la ladera. Entre mayor pendiente, mayor es la erosión hídrica que en forma de escorrentía difusa desprende el material fino de las partes altas y lo transporta en suspensión hasta las partes más bajas de ladera, de esta manera el COS se transporta y se acumula en las partes más bajas de menor pendiente (Vergara-Sánchez *et al.*, 2004). En el presente trabajo, utilicé perfiles de suelo realizados en laderas con la misma pendiente y a una altitud restringida, por lo que las diferencias en los almacenes de COS podrían explicarse principalmente por la diferencia en la cobertura vegetal.

No hubo diferencias significativas en el almacén COS_{total} y $CO_{mantillo}$ entre las clases de cobertura vegetal, salvo para el BPE-C. Sin embargo, el almacén de $CO_{mantillo}$ presentó la siguiente progresión: BPE-C > BPE_{VS-ARBO} > BPE_{VS-ARBU} > BPE_{VS-HERB} > PAST > CT, indicando que en promedio a mayor densidad arbórea mayor almacén de carbono en el mantillo. Los pastizales y la BPE_{VS-HERB} exhibieron las mayores cantidades de COS_{30-fin} . Esto podría deberse a que los pastizales y las plantas herbáceas suelen acumular carbono en profundidad, este tipo de plantas por lo general presentan raíces profundas y una gran parte de la biomasa bajo la superficie del suelo. Las especies herbáceas producen una mayor

cantidad de raíces finas y de mayor longitud y de mayor facilidad de descomposición en comparación con las especies leñosas (Guo *et al.*, 2007). El $\text{COS}_{0-30 \text{ cm}}$ presentó el siguiente patrón: $\text{BPE-C} > \text{BPE}_{\text{VS-ARBO}} > \text{CT} > \text{BPE}_{\text{VS-ARBU}} > \text{BPE}_{\text{VS-HERB}} > \text{PAST}$. En este parámetro sólo se encontraron diferencias significativas entre el BPE-C, la $\text{BPE}_{\text{VS-ARBO}}$ y las demás coberturas vegetales. Estas diferencias se pueden explicar por la historia de uso del suelo en estas laderas; la conversión de bosque de pino-encino cerrado a pastizales y cultivo de temporal, produjo la pérdida del 65% y 54% del carbono en el suelo a 30 cm de profundidad, respectivamente.

Es difícil comparar los resultados en el contenido de COS por clase de cobertura vegetal entre diferentes autores. Esto es debido, primero, a que existen pocos trabajos disponibles sobre el contenido de carbono en el suelo en zonas montañosas de México y segundo, a que los trabajos que existen presentan diferencias metodológicas y analíticas. Sin embargo, existen algunos trabajos comparables con mis resultados. Por ejemplo, Aviña-Cervantes (2007) y Ordoñez *et al.* (2008) trabajaron en la meseta purépecha de Michoacán en zonas de montaña de entre 1500-3000 msnm y presentan datos de COS a 0-30 cm de profundidad (**Tabla 8.7**). En comparación con sus resultados, encontré un almacén 30% mayor en el bosque de pino-encino, un menor almacén en pastizales y cultivos, 36% y 23% respectivamente y un almacén similar en el bosque con vegetación secundaria. El mayor almacén en nuestro caso en el BPE podría atribuirse a la variabilidad espacial del carbono en el suelo derivada de factores no mencionados en el trabajo de Ordoñez *et al.* (2008) como altitud, pendiente y orientación específica de los bosques o la textura del suelo, que son factores relacionados con los niveles de COS (Paul *et al.*, 2002). Se ha demostrado que condiciones microclimáticas de mayor humedad y menor temperatura generan tasas de descomposición más bajas y por lo tanto mayores almacenes de COS en un mismo bosque (Post *et al.*, 1982). Aunque la región Purépecha y mi zona de estudio comparten el mismo tipo de clima, el bosque de pino-encino muestreado en el presente trabajo podría estar en una zona microclimática con mayor humedad y menor temperatura. Por otro lado, se ha visto que los suelos localizados en las partes más bajas de la ladera son zonas de acumulación y

tienden a retener mayores cantidades de carbono (Vergara-Sánchez *et al.*, 2004). Igualmente se ha demostrado que la adición de abonos orgánicos se relaciona con valores altos de COS superficial en cultivos y pastizales (de Jong *et al.*, 2000). Los cultivos muestreados en la región Purépecha podrían estar localizados en zonas de acumulación de la ladera o haber sido tratados con abonos orgánicos.

Tabla 8.7. Contenido de COS por clase de cobertura vegetal en zonas montañosas de entre 1500-3000 msnm en el estado de Michoacán.

ND=No determinado. Los datos entre paréntesis corresponden a la desviación estándar.

Cobertura vegetal	Contenido de COS a 30 cm de profundidad (Mg/ha)		
	Aviña-Cervantes (2007)	Ordoñez <i>et al.</i> (2008)	Este estudio (2010)
Bosque de encino	128.2 (16.9)	116.4 (30.5)	ND
Bosque de pino-encino	104.2 (16.2)	101.3 (25.6)	150 (22)
Bosque de pino	102.4 (11.8)	93.1 (23)	ND
Bosque con vegetación secundaria	70.6 (1.5)	72.8 (12.8)	79.6 (23)
Cultivos	92.7 (11.7)	89.9 (11.7)	69 (28)
Pastizales	81.9 (3.5)	81.6 (24)	52 (20)

Los datos de Aviña-Cervantes (2007) y Ordoñez *et al.* (2008) corresponden a zonas montañosas de la región Purépecha de Michoacán.

8.1.2. COS en la selva baja caducifolia

En la SBC-C y en las comunidades vegetales secundarias de SBC, el mayor almacén de COS se encontró en los primeros 30 cm de profundidad del suelo. Esto puede deberse a que la mayoría de perfiles muestreados presentaba profundidades de alrededor de 40 cm y la profundidad de muestreo impidió ver diferencias en las proporciones del $COS_{0-30\text{ cm}}$ con respecto al COS_{total} . El almacén de COS en superficie de la selva baja caducifolia primaria y secundaria de este estudio se encuentra por arriba de los rangos de COS reportados para otros estudios (Tabla 8.8).

Con respecto al BPE-C, el almacén de $COS_{0-30\text{ cm}}$ es 40% menor en la SBC-C. Esta diferencia puede deberse a que el bosque de pino-encino acumula una mayor cantidad de

material vegetal en el suelo con respecto a la SBC. En la selva baja caducifolia el ingreso de material vegetal al suelo es estacional y en menor cantidad, con respecto al bosque de pino encino (Gueye, 2008). La diferencia en las condiciones climáticas donde se encuentran estos dos tipos de bosques, también determina la diferencia en los almacenes de carbono (Lal, 2005). En la SBC la temperatura es mayor y la humedad es menor, lo primero se relaciona con tasas más altas de descomposición de la materia orgánica, y lo segundo con menor productividad de biomasa; ambos factores determinan por lo tanto menores almacenes de COS. En general los almacenes de COS son superiores en zonas de mayor humedad (Post *et al.*, 1982).

Tabla 8.8. Contenido de COS en selvas bajas caducifolias (bosque tropical seco) y etapas sucesionales.

ND=No determinado. Los datos entre paréntesis corresponden a la desviación estándar.

Cobertura vegetal	Contenido de COS (Mg/ha)		
	Saynes <i>et al.</i> (2005) 10 cm de profundidad	Loaiza <i>et al.</i> (2010) 25 cm de profundidad	Este estudio (2010) 30 cm de profundidad
Selva baja caducifolia primaria	38 (62)	ND	101 (14)
Selva baja caducifolia sucesional temprana (10-15 años de regeneración)	38 (64)	35 (12)	86 (25)
Selva baja caducifolia sucesional media (20-30 años de regeneración)	39 (38)	39 (15)	49 (3)
Selva baja caducifolia sucesional tardía (más de 60 años de regeneración)	40 (49)	ND	ND

Los datos de Saynes *et al.* (2005) corresponden a la Sierra de Huautla, Morelos. Los datos de Loaiza *et al.* (2010) corresponden a un bosque tropical seco de Colombia.

8.2. Captura de COS_{0-30 cm} derivada de la regeneración de los bosques

8.2.1. Bosque de pino-encino

El patrón de captura de COS_{0-30 cm} derivado de la regeneración de un bosque de pino-encino no es lineal y puede explicarse mediante un modelo de crecimiento asintótico. En este estudio se aplicó el modelo de crecimiento de Michaelis-Menten, aunque otros autores

han aplicado la función *Chapman-Richards* (Silver *et al.*, 2000; Cifuentes-Jara, 2008). Con los dos modelos se encuentran patrones similares. La mayor tasa de captura de CO_2 se presentó en los primeros 20 años de regeneración del bosque de pino-encino. Los resultados coinciden con lo encontrado por otros autores que mencionan que ocurre una rápida acumulación de carbono en el suelo hasta los 15-20 años en la regeneración de un bosque, momento a partir del cual la tasa de acumulación comienza a decrecer hasta el equilibrio (Silver *et al.*, 2000; Rhoades *et al.*, 2000). Considerando que la fuente principal de carbono en el suelo es la caída de hojarasca y el mantillo formado, este patrón de acumulación de CO_2 superficial se puede explicar por la acumulación de biomasa aérea en la regeneración de un bosque. Según Vaccaro *et al.* (2003) los aumentos en la biomasa aérea podrían promover un aumento en las tasas de caída de hojarasca y finalmente relacionarse con el incremento del carbono del suelo, esto sin contemplar los cambios en la biomasa subterránea. Estudios del crecimiento de la biomasa en bosques tropicales estipulan que las mayores tasas de crecimiento se presentan antes de los 20 años (Brown y Lugo, 1990b; Silver *et al.*, 2000; Vaccaro *et al.*, 2003). El patrón de acumulación de carbono en la superficie del suelo está igualmente influenciado por el incremento del mantillo. Se cree que las cantidades elevadas de mantillo sobre el suelo reducen la temperatura de éste, lo que disminuye las tasas de descomposición de la materia orgánica y la liberación de nutrientes a capas más profundas del suelo. La disminución de la tasa de captura de CO_2 superficial después de los 20 años de regeneración de un bosque templado podría deberse a que el nuevo carbono incorporado proviene de la biomasa subterránea en vez del mantillo (Shi y Cui, 2010).

La tasa de captura de CO_2 fue de 3.7 Mg/ha/año antes de los primeros 20 años de establecimiento del bosque de pino-encino y de 0.38 Mg/ha/año después de los 20 años de establecimiento, la tasa promedio es de 1.1 Mg/ha/año. Esta tasa se encuentra dentro del rango para bosques mixtos de *Quercus* de Estados Unidos, pero se encuentra por arriba de lo mencionado por Kown y Post (2000) para bosques templados fríos y cálidos de varias partes del mundo (**Tabla 8.9**). Esto último lo atribuyo a que estos autores tomaron datos de

porcentaje de COS de otros autores y estimaron la densidad aparente del suelo, por lo que sus datos pueden estar subestimando los almacenes de COS.

Tabla 8.9 Tasas de captura de COS en diferentes tipos de bosques templados en el mundo.

Tipo de cobertura vegetal	Profundidad de muestreo (cm)	Tasa de captura de COS (Mg/ha/año)	Referencia
Forestación* de bosques de encino y <i>Picea sp</i> en varios países de Europa del N	25	1.3	Vesterdal <i>et al.</i> , 2009
Forestación de un bosque de encino en el norte de USA	25	0.813	Degryze <i>et al.</i> , 2004
Forestación de suelos de minas en Virginia, USA	15	0.2 - 1.64	Ussiri y Lal, 2005
Revegetación de suelos de minas en Virginia, USA	15	1.64	Alkala y Lal, 2001
Revegetación de suelos de minas en Virginia, USA	15	1.55	Alkala y Lal, 2002
Revegetación de bosques templados fríos en el mundo	30	0.04 – 0.66	Kown y Post, 2000
Revegetación de bosques templados cálidos en el mundo	30	0.02 - 0.28	Kown y Post, 2000

°Revegetación se refiere a la regeneración natural de los bosques y forestación se refiere a la regeneración de los bosques controlada por el hombre.

La tasa anual de captura de carbono en la biomasa aérea en un bosque de pino-encino es de 4 MgC/ha/año en los primeros 20 años de establecimiento del bosque, de 1.3 MgC/ha/año posteriormente y de 3.5 Mg C/ha/año de 0 a 100 años de crecimiento (Manzano y Hernández, 2008). Durante los primeros 20 años de edad de la regeneración de un bosque de pino-encino, la tasa anual de captura de $COS_{0-30\text{ cm}}$ corresponde al 92% de la captura de carbono en la biomasa aérea. Considerando la regeneración de 0 a 100 años, la tasa de captura de $COS_{0-30\text{ cm}}$ corresponde al 32% de la captura de carbono en la biomasa aérea, lo cual es bastante alto.

8.2.2. Selva baja caducifolia

En la SBC se encontró un patrón de almacenamiento de COS similar al del BPE, sin embargo en la SBC se alcanza la mitad de la máxima acumulación de $COS_{0-30\text{ cm}}$ tres años antes que en la regeneración de BPE. Silver *et al.* (2000) mencionan que el aumento en los

niveles de COS en los primeros años de regeneración de un bosque se debe principalmente a la caída de hojarasca y al mantillo que se forma sobre el suelo. Las tasas de descomposición de la materia orgánica del suelo están relacionadas con el material vegetal que ingresa al suelo (Producción Primaria Neta) y siguen un patrón correspondiente al ingreso de la materia orgánica al suelo, aunque con un retraso que resulta en una recuperación lenta del COS hasta alcanzar un estado de equilibrio asintótico (Chapin *et al.*, 2002). Por lo tanto el hecho de que a SBC alcance el valor máximo de COS antes que el BPE, se debe a que la selva baja caducifolia alcanza su máxima biomasa aérea antes que el bosque de pino-encino.

La tasa de acumulación de $\text{COS}_{0-30 \text{ cm}}$ en la SBC se encuentra dentro del rango reportado en por Cifuentes-Jara (2008) que es de 3.3 Mg/ha/año para bosques tropicales secos de Costa Rica. En el presente trabajo reportamos una tasa de 2.5 Mg/ha/año los primeros 20 años de regeneración y de 0.5 Mg/ha/año en los años posteriores.

La tasa anual de captura de carbono en la biomasa aérea en una selva baja caducifolia es de 4.7 MgC/ha/año en los primeros 20 años de establecimiento del bosque, de 1.7 MgC/ha/año posteriormente y en general es de 3.5 Mg/ha/año (Manzano y Hernández, 2008). Durante los primeros 20 años de edad de la regeneración de la SBC, la tasa anual de captura de $\text{COS}_{0-30 \text{ cm}}$ corresponde al 53% de la captura de carbono en la biomasa aérea. Considerando la regeneración de 0 a 100 años, la tasa de captura de $\text{COS}_{0-30 \text{ cm}}$ corresponde al 14% de la captura de carbono en la biomasa aérea, lo cual no es tan alto como en el caso del BPE. La inclusión de la regeneración de selva baja caducifolia en programas de carbono no generaría tantos ingresos económicos a los habitantes como la regeneración de BPE.

8.3. Relación entre el $\text{COS}_{0-30 \text{ cm}}$ y el índice normalizado de la vegetación (NDVI)

Existen pocos trabajos que relacionen el contenido de carbono superficial con el índice normalizado de vegetación (NDVI), la mayoría de los trabajos que han intentado determinar los almacenes de COS con percepción remota, lo han hecho modelando las

propiedades de reflectancia del suelo en ciertas bandas, pero sin resultados completamente satisfactorios por el momento (Henderson *et al.*, 1992). En mi estudio encontré una correlación alta (0.76) entre el $COS_{0-30\text{ cm}}$ y los valores de NDVI. Esta correlación se explica por el hecho de que los perfiles se localizaban en laderas con la misma pendiente y en un rango estrecho de altitud y la principal variable en los niveles de COS era la cobertura vegetal. En estas condiciones, es posible explicar los niveles de COS sólo con la cobertura.

Por otro lado, aunque los datos de $COS_{0-30\text{ cm}}$ estaban fuertemente correlacionados, el modelo que apliqué resultó en un coeficiente de determinación de 0.45. La aplicación de este modelo surgió con la idea de que en la regeneración de un bosque, el valor de reflectancia de la cobertura derivada de imágenes satelitales podría estar correlacionado con el crecimiento de la biomasa aérea y por ende con el valor de COS. Sin embargo se ha demostrado que la edad del bosque sólo se relaciona con el NDVI en bosques de 19 años de edad (Lin *et al.*, 2008), lo que podría explicar el coeficiente de determinación bajo. Debido a que se encontró un coeficiente de correlación alto, no se descarta que haya otro modelo que relacione el NDVI con los niveles de COS superficial, en condiciones donde este último depende de la cobertura vegetal. El índice de vegetación normalizado (NDVI) es un índice fácil de mapear en un sistema de información geográfica. Modelos que combinen esta variable con otros factores relacionados con los niveles de COS de fácil determinación en campo, como porcentaje de arcilla, color o pH (Sanscrainte *et al.*, 2003; Gehl y Rice, 2007) podrían dar estimados en el contenido superficial de COS cercanos al valor real.

8.4. Cambios de las coberturas vegetales 1986-2010 y cambios asociados en el almacén de $COS_{0-30\text{ cm}}$

En el periodo de 1986-2000, aunque el BPE-C disminuyó un 5%, las transiciones más importantes correspondieron a la regeneración de los bosques secundarios; la conversión de pastizales a $BPE_{VS-ARBU}$ y $BPE_{VS-HERB}$ y la conversión de $BPE_{VS-HERB}$ a $BPE_{VS-ARBO}$. Sin embargo también se presentó una transición importante de $BPE_{VS-ARBO}$ a $BPE_{VS-HERB}$. Aunque hubo regeneración de las cubiertas forestales, estos cambios de cobertura se

asociaron con una pérdida de $\text{COS}_{0-30 \text{ cm}}$ a una tasa de 0.13 Mg C/ha. En el periodo de 2001-2010 los procesos más importantes fueron igualmente los de regeneración forestal y se presentó un incremento del 30% del BPE-C. Los procesos de cambio en este periodo se asociaron con una ganancia de $\text{COS}_{0-30 \text{ cm}}$ a una tasa de 0.34 Mg/ha/año. Este fenómeno de regeneración forestal y disminución de las áreas de cultivo ha sido atribuido al aumento del precio de los granos y a la falta de subsidios gubernamentales hacia los cultivos (Bocco *et al.*, 2001; Arredondo *et al.*, 2008). Estos cambios también podrían estar relacionados con los patrones de migración campesina como lo indican López *et al.* (2006). Según la CAM (2008) desde el 2002 se ha incrementado la migración de habitantes michoacanos hacia los Estados Unidos, esto en parte, puede explicar los procesos de cambio de cobertura vegetal observados. Otro fenómeno que podría explicar los cambios en la cobertura vegetal obtenidos en el periodo de 2001-2010 es el aumento de superficies cubiertas de huertas de aguacate. En la última década se ha visto en el estado de Michoacán un aumento en las plantaciones de aguacate (Martín y Padilla, 2008). En el presente estudio no fue posible distinguir las huertas de aguacate en las imágenes Landsat y estas huertas podrían estar confundándose con bosques de pino-encino cerrados o vegetación secundaria arbórea. Sin embargo esta confusión no tendría repercusiones importantes en la estimación de los almacenes de carbono de este estudio ya que Odoñez *et al.* (2008) estimaron que el contenido de COS a 30 cm de profundidad bajo plantaciones de aguacate aunque es ligeramente menor, se encuentra dentro del rango del almacén de COS en bosques de pino-encino maduros.

Es difícil comparar las tasas de pérdida de carbono derivadas de la deforestación del siglo pasado con otros estudios, ya que la mayoría de éstos presentan tasas globales de pérdida del carbono y en fechas diferentes a las aquí consideradas. En el presente estudio encontré que la tasa de pérdida de carbono en el suelo en el periodo de 1986-2001 era de 0.13 Mg C/ha/año. Para América Latina se estimó que la tasa de pérdida de carbono en 1985 derivada de la deforestación era de 0.32 Mg C/ha/año (Houghton *et al.*, 1991). La tasa

aquí mencionada podría corresponder a la pérdida de carbono asociada al suelo a 30 cm de profundidad para esa fecha.

8.5. Almacén de CO_2 -0-30 cm para el año 2035 según tres escenarios

Por el momento es difícil saber el potencial económico real que se tiene en el área de estudio para la implementación de programas de carbono, ya que aun no se sabe con certidumbre el precio del Mg de carbono capturado (Antle *et al.*, 2007). Si se implementaran políticas climáticas como REDD en la SRP, la inclusión del suelo como reservorio de captura de carbono podría aportar mayores beneficios económicos a los habitantes de la SRP. Adicionalmente a la cantidad de carbono que se capturaría en la biomasa aérea, bajo el escenario tendencial el potencial de captura de carbono en el suelo en 25 años es de 333.7 Mg C/ha. Esta tasa puede ser considerada baja con respecto al escenario de conservación donde se acumularían 1584.6 Mg C/ha, en este caso podríamos tener un potencial casi 5 veces mayor de captura de carbono. En el escenario de deforestación no sólo se estarían perdiendo 1165.4 Mg C/ha, a parte del carbono que se perdería igualmente por la disminución de la biomasa aérea, sino que también se estarían perdiendo otros beneficios, como la conservación de la biodiversidad (Barlow *et al.*, 2007), la conservación de agua y suelo, el amortiguamiento de cambios climáticos (Návar, 2008).

9. CONCLUSIONES

9.1. Conclusiones particulares

En laderas de con pendientes entre 35 y 50° y a una altitud de 2000-3000 msnm, el contenido de carbono orgánico en mantillo y suelo a una profundidad de 30 cm se relaciona directamente con la cobertura vegetal, siendo mayor el almacén de COS en bosques cerrados y vegetación secundaria arbustiva, con respecto a las demás coberturas vegetales.

En zonas donde la única variable es la cobertura vegetal, el índice normalizado de la vegetación (NDVI) se relaciona fuertemente con el contenido de carbono orgánico en el suelo a 30 cm de profundidad, sin embargo mediante el modelo de crecimiento de Michaelis-Menten sólo es posible explicar el 45% de la varianza de la relación entre estas dos variables.

La regeneración de un bosque de pino-encino en laderas del centro de México genera la captura carbono en el suelo a una profundidad de 30 cm a una tasa similar a la de bosques de países templados del norte. En el caso de la selva baja caducifolia, la tasa de captura de COS es menor con respecto al BPE, sin embargo es significativa. El patrón de acumulación de COS de los dos tipos de bosques, sugiere que dentro de los primeros 20 años de regeneración del bosque es cuando más carbono se acumula en el suelo.

Los cambios en la cobertura vegetal en la zona de estudio en el periodo de 1986-2001 se asociaron con una pérdida del carbono orgánico del suelo a 30 cm de profundidad, sin embargo en el periodo de 2001-2010, se presentó una regeneración de las cubiertas forestales, lo que condujo a una ganancia del carbono en el suelo. En el año presente, la tasa de captura de carbono en el suelo en las laderas de estudio es positiva.

9.2. Conclusión general

En la actualidad no son tangibles los incentivos económicos para promover la captura de carbono en bosques y aun el suelo no es reconocido como un reservorio productor de créditos de carbono en las políticas climáticas (Angelsen, 2009). Sin embargo, en este trabajo se demostró que la captura de carbono en el suelo derivada de la regeneración de un bosque de pino-encino es significativa y corresponde al 35% de la captura de carbono en la biomasa aérea para este tipo de bosques. La consideración del suelo como un reservorio generador de créditos de carbono, aportaría 35% más de beneficios económicos a los habitantes de la SRP. Si se sigue la misma tendencia de cambio que se ha seguido los últimos nueve años en el área de estudio, existe un potencial de captura de carbono en el suelo, no obstante este potencial es bajo. Para que este potencial sea significativo, se requiere de la implementación de planes de manejo y políticas gubernamentales sostenidas que tengan como premisa la reforestación e interrupción de la tala y degradación de los bosques, la regulación de las actividades productivas y mayores incentivos a los habitantes de la SRP. La información generada en este estudio puede por un lado, contribuir con la mejora de inventarios de carbono en el suelo regionales y nacionales y por otro lado, puede ayudar en el establecimiento de las bases para subsecuentes estudios sobre el carbono orgánico del suelo asociado a los cambios de cobertura vegetal y uso de suelo.

10. PERSPECTIVAS DE INVESTIGACIÓN A FUTURO

Al cierre de esta investigación identifiqué nuevas líneas de investigación que se podrían emprender para mejorar y ampliar el trabajo realizado:

Mejora de los modelos de escenarios futuros, para este punto es importante mejorar los escenarios posibles con algunos indicadores. Mayor información, por ejemplo, sobre costos de nuevas producciones y de algunas variables ambientales que ayuden a la construcción de mejores modelos de cambio de cobertura.

Cuantificación de la captura de carbono en todo el ecosistema. Determinar los almacenes de carbono en la biomasa aérea y subterránea, contemplando raíces y mantillo. Esto serviría en primer lugar para estimar el porcentaje exacto que ocupa el carbono en todo el sistema y generar datos necesarios para la entrada en programas del cambio climático como REDD.

Desarrollo del plan de manejo. Se podrían identificar las acciones que se deben tomar para prevenir, controlar y compensar los posibles efectos negativos, ambientales y sociales, que podrían surgir mediante el desarrollo del proyecto de captura de carbono en la SRP. Evaluar los costos de cada etapa del proyecto y elaborar planes detallados de monitoreo.

11. REFERENCIAS

- Aide T.M. y Grau H.R. (2004) Globalization, migration, and Latin American ecosystems. *Science*, 305, 1915-1916.
- Aide T.M., Zimmerman J., Rosario M., Marcano H. (1996) Forest recovery in abandoned cattle pasture along an elevational gradient in northeastern Puerto Rico. *Biotropica*, 28, 537-548.
- Akala V. y Lal R. (2002) Soil organic carbon sequestration rates in reclaimed mine soils. In: *Agricultural Practices and Policies for Carbon Sequestration in Soil*, pp. 297-304. Kimble, J. M., Lal, R. and Follett, R. F., Eds., Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Akala V.A. y Lal R. (2001) Soil organic carbon pools and sequestration rates in reclaimed mine soils in Ohio. *Journal of Environmental Quality*, 30, 2098-2104.
- Al-Kaisi M.M. y Yin X. (2005) Tillage and crop residue effects on soil carbon and carbon dioxide emission in corn-soybean rotations. *Journal of Environmental Quality*, 34, 437-445.
- Angelsen A., Brown S., Loisel C., Peskett L., Streck C. y Zarin D. (2009) Reducing Emissions from Deforestation and Forest degradation (REDD): An options assessment report. Prepared for the government of Norway. Meridian Institute. Acceso electrónico: <http://www.REDD-OAR.org>.
- Antle J.M. y Stoorvogel J.J. (2006) Predicting the supply of ecosystem services from agriculture. *American Journal of Agricultural Economics*, 88(5), 1174-1180.
- Antle J.M., Stoorvogel J.J. y Valdivia R.O. (2007) Assessing the economic impacts of agriculture carbon sequestration: Terraces and agroforestry in the Peruvian Andes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 122, 435-445.
- Arredondo C., Muñoz J. y García A. (2008) Recent changes in landscape-dynamics trends in tropical highlands, central Mexico, *Interciencia*, 33(8), 569-577.
- Aviña-Cervantes F.L. (2007) Estimación del contenido de carbono en el suelo de diferentes clases de cobertura vegetal y uso del suelo en la Región Purépecha, Michoacán, Tesis de Licenciatura (Biólogo), Facultad de Ciencias, UNAM.
- Barlow J., Gardner T.A., Araujo I.S., [et al.] (2007) Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *PNAS*, 104, 18555 - 18560.
- Bartel P. (2004) Soil carbon sequestration and its role in economic development: a donor perspective. *Journal of Arid Environments*, 59(3), 643-644.
- Batjes N.H. (1999) Management options for reducing CO₂- concentrations in the atmosphere by increasing carbon sequestration in the soil. ISRIC. Wageningen, The Netherlands. 114 pp.
- Blatter D.L., Carmichael I.S.E., Deino A.L. y Renne P.L. (2001) Neogene volcanism at the front of the central Mexican volcanic belt: Basaltic andesites to dacites, with contemporaneous shoshonites and high-TiO₂ lava. *Geological Society of America Bulletin*, 113(10), 1324-1342.
- Bocco G., Mendoza M. y Maser O. (2001) La dinámica del cambio de uso de suelo en Michoacán, una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación. *Investigaciones Geográficas, Boletín del instituto de Geografía de la UNAM*, 44, 18-38.
- Brown S. y Lugo A.E. (1990a) Effects of forest clearing and succession on the carbon and nitrogen content of soils in Puerto Rico and US Virgin Islands. *Plant and Soil*, 124, 53-64.
- Brown S. y Lugo A.E. (1990b) Tropical secondary forests. *Journal of Tropical Ecology*, 6, 1-32.
- Brown S. y Lugo A.E. (1982) The storage and production of organic matter in tropical forests and their role in the global carbon cycle. *Biotropica*, 14, 161-187.
- CAM (2008) Michoacán: primer lugar de migración de mujeres. *La Jornada*. Comisión de Asuntos Migratorios del Congreso Local de Michoacán. acceso electrónico; <http://www.jornada.unam.mx/2008/04/25/index.php?section=estados&article=037n3est>
- Castillo-Santiago M. A., Hellier A., Tippe R. y de Jong B. H. J. (2007) Carbon emissions from land-use change: an analysis of causal factors in Chiapas, Mexico. *Journal of Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 12(6), 1213-1235.

- Challenger A. (1998) Utilización y conservación de los ecosistemas de México, Pasado, Presente y Futuro, Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad - Instituto de Biología, UNAM.
- Chapin F.S., Matson P.A. y Mooney H.A. (2002) Principles of terrestrial ecosystem ecology. Springer Science + Business Media, Inc, New York, USA.
- Chazdon R.L. (2003) Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 6, 51-71.
- Chemack T.J. (2007) Disciplined imagination: building scenarios and building theories. *Futures*, 39, 1-15.
- Chokkalingam U. y De Jong W. (2001) Secondary forest: a working definition and typology. *International Forestry Review*, 3(1), 19-26.
- Christensen B.T. (1996) Matching measurable soil organic matter fractions with conceptual pools in simulation models of carbon turnover: Revision of model structure. In: Evaluation of Soil Organic Matter Models (eds Powelson DS, Smith P, Smith JU), NATO ASI Series 1, Vol. 38. Springer-Verlag, Berlin.
- Cifuentes-Jara M. (2008) Aboveground biomass and ecosystem carbon pools in tropical secondary forests growing in six life zones of Costa Rica. Dissertation, Ph.D., Oregon State University, Corvallis, OR.
- CONAFOR (2010) Tipos de vegetación forestal y suelos. acceso electrónico: http://148.223.105.188:2222/gif/snif_portal/index.php?option=com_content&task=view&id=12&Itemid=7
- CONAPO (2003). Migración Internacional. A partir del sitio : <http://www.conapo.gob.mx>.
- Coomes O.T., Grimard F. y Burt G.J. (2000) Tropical forests and shifting cultivation: secondary forest fallow dynamics among traditional farmers of the Peruvian Amazon. *Ecological Economics*, 32(1), 109-124.
- Davidson E.A. y Ackerman I.L. (1993) Changes in soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. *Biogeochemistry*, 20, 161-193.
- De Jong B.H.J., Tipper R y Montoya G. (2000) An economic analysis of the potential for carbon sequestration by forest: evidence from southern Mexico. *Ecological Economics*, 33, 313-327.
- Degryze S., Six J., Paustian K., Morris S.J., Paul E.A. y Merckx R. (2004) Soil organic carbon pool changes following land-use conversions. *Global Change Biology*, 10, 1120-1132.
- DETENAL (1978) Carta geológica Ciudad Hidalgo, clave E14A25, escala 1:50,000. México. Dirección General de Estudios del Territorio Nacional, México.
- Dixon R.K., Brown S., Houghton A.M., Solomon A.M., Trexler M.C. y Wisniewski J. (1994) Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science*, 263, 185-190.
doi:10.1016/j.agee.2009.05.005.
- Duchaufour (1976) Dynamics of organic matter in soils of temperate regions: its action on pedogenesis. *Geoderma*, 15, 31-40.
- Dunn R.R. (2004) Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. *Conservation Biology*, 18, 302-309.
- Durand J. y Massey D.S. (2003) Clandestinos. Migración México-Estados Unidos en los albores del siglo XXI. Universidad Nacional Autónoma de Zacatecas.
- Emrich A., Pokorny B., Sepp C. (2000) The significance of secondary forest management for development policy. TOB Series N. FTWF-18e. GTZ, Eschborn, Germany. 180 p.
- Eswaran H., van den Berg E. y Reich P. (1993) Organic carbon in soils of the world. *Soil Science Society of America Journal*, 57, 192-194.
- Ewel J.J. (1976) Litter fall and leaf decomposition in a tropical forest succession in eastern Guatemala. *Journal of Ecology*, 64(1), 293-308.
- Fahey T.J., Woodbury P.B., Battles J.J., Goodale C.L., Hamburg S., Ollinger S. y Woodall C.W. (2010) Forest carbon storage: ecology, management, and policy. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8, 245-252.
- FAO (1996) Forest resources assessment 1990, FAO Forestry Paper 130, Roma 159p.
- FAO (2005) State of the world's forests. Rome, Italy, Food and Agriculture Organization of the United Nations: 153.
- Feng, H., 2005. The dynamics of carbon sequestration and alternative carbon accounting, with an application to the upper Mississippi River Basin. *Ecological Economics*, 54, 23-35.

- Finegan B. (1996) Pattern and process in Neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession. *Trends in Ecology and Evolution*, 11, 119-124.
- Finegan B. (1997) Bases ecológicas para el manejo de bosques húmedos tropicales secundarios. En: Memorias del taller internacional sobre el estado actual y potencial de manejo y desarrollo del bosque secundario tropical en América Latina. Pucallpa – Perú. 106-119 p.
- Footo R.L. y Grogan P. (2010) Soil carbon accumulation during temperate forest succession on abandoned low productivity agricultural lands. *Ecosystems*, 13 (6), 795-812.
- Forsythe W. (1975) Física de Suelos. San José, CR, IICA. 212 p.
- Foster D.R., Motzkin, G. y Slater B. (1998) Land use history as long term broad scale disturbance: Regional forest dynamics in central New England. *Ecosystems*, 1, 96-119.
- García E. (1973) Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana. Instituto de Geografía, México, 246p.
- Gehl R.J. Y Rice C.W. (2007) Emerging technologies for in situ measurement of soil carbon. *Climatic Change*, 80, 43-54.
- Gómez-Mendoza L., Vega-Peña E., Ramírez I. Palacio-Prieto J.L. y Galicia L. (2006) Projecting land-use change processes in the Sierra Norte of Oaxaca, Mexico. *Applied Geography*, 26, 276-290
- Grime J.P. (1979) Plant strategies and vegetation processes. Wiley, Chichester. 222 p.
- Gueye K. (2008) Almacén y dinámica del carbono en un gradiente microclimático en Tuxpan, Michoacán. (Tesis de Licenciatura) Facultad de Ciencias, UNAM.
- Guo L.B., Gifford R.M. (2002) Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology*, 8, 345-360.
- Guo L.B., Wang M. y Gifford R.M. (2007) The change of soil carbon stocks and fine root dynamics after land use change from a native pasture to a pine plantation. *Plant and Soil*, 299, 251-262.
- Heath L.S. y Smith J.E. (2000) Soil carbon accounting and assumptions for forestry and forest-related land use change. In Joyce L.A., Birdsey R. (eds) (2000) The impact of climate change on America's forests: a technical document supporting the 2000 USDA Forest Service RPA Assessment. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-59. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. p. 89-101.
- Henderson T.L., Baumgardner M.F., Franzmeier D.P., Stott, D.E. y Coster, D.C. (1992) High dimensional reflectance analysis of soil organic matter. *Soil Science Society of America Journal*, 56, 865-872.
- Houghton R.A. (1996) Converting terrestrial ecosystems from sources to sinks of carbon. *Ambio*, 25, 267-272.
- Houghton R.A., Skole D.L. y Lefkowitz D.S. (1991) Changes in the landscape of Latin America between 1850 and 1985 II. Net release of CO₂ to the atmosphere. *Forest Ecology and Management*, 38 (3-4), 173-199.
- Hughes R.F., Kauffman J.B. y Jaramillo V.J. (1999) Biomass, carbon, and nutrient dynamic of secondary forests in a humid tropical region of Mexico. *Ecology*, 80, 1892-1907.
- IG-UNAM (1990) Carta de climas (IV.4.10), escala 1:4.000.000, en Atlas Nacional de México, Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México.
- INEGI (1999) Conjunto de datos vectoriales de la Carta topográfica Ciudad Hidalgo, clave E14A25, escala 1:50,000 (formato digital). México.
- IPCC (1996) Revised IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Reporting Instructions (Volume 1). Acceso electrónico: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs4.html>
- IPCC (2000) Land use, land-use change, and forestry special report. *Cambridge University Press*, 377 pp.
- IPCC (2001) The climate change: the scientific basis. Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (3er reporte). Acceso electrónico: http://www.grida.no/publications/other/ipcc_tar/
- Jaramillo V.J. (2001) Ciclo global del carbono. En: Cambio Climático una visión desde México. Martínez J. Fernández A. y Osnaya P. (Eds.) Instituto Nacional de Ecología, México.
- Jenkinson D.S. (1990) The turnover of organic carbon and nitrogen in soil. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 329, 361-368.
- Jenny H. (1941) Factors of Soil Formation. McGraw-Hill, New York.

- Konen L. (2009) Kohlenstoffspeicherung (Carbon sequestration) in Boeden Zentralmexikos (Tuxpan, Michoacán) in Abhängigkeit von der Landnutzung. Diplomarbeit (master thesis). Fachhochschule Osnabrueck. Germany.
- Lal R. (2000) Soil quality and soil erosion. CRC press 352 pp.
- Lal R. (2005) Forest soils and carbon sequestration. *Forest Ecology and Management*, 220, 242-258.
- Lal R. (1997) Residue management, conservation tillage and soil restoration for mitigating greenhouse effect by CO₂-enrichment. *Soil and Tillage Research*, 43, 81-107.
- Lamprecht H. (1990) Silvicultura en los trópicos. Paul Parey, Hamburg y Berlín, Alemania. 335p.
- Laurance W.F. (2007) Have we overstated the tropical biodiversity crisis. *Trends in Ecology and Evolution*, 22, 65 – 70.
- Lee H., Zhou D., Jung Y., Wisniewski J. y Sathaye J. (1996) Greenhouse gas emissions inventory and mitigation strategies for asian and pacific countries: Summary of workshop presentations and working group discussions. *Ambio*, 25, 220-228.
- Lin G., Xia B., Zhimin Z. y Huang W. (2008) The relationship between NDVI, stand age and terrain factors of *Pinus elliotii* forest. *Proceedings of the 2008 International Workshop on Education Technology and Training & 2008 International Workshop on Geoscience and Remote Sensing - Volume 02*. Acceso electrónico <http://portal.acm.org/citation.cfm?id=1581779>
- Loaiza-Usuga J.C., Rodríguez-Toro J.A., Ramírez-Alzate V. y Lema-Tapias A.J. (2010) Estimation of biomass and carbon stocks in plants, soil and forest floor in different tropical forests. *Forest Ecology and Management*, 260, 1906–1913
- López E., Bocco G., Mendoza M. y Aguirre J.R. (2006) Peasant emigration and land-use change at the watershed level: A GIS-based approach in Central Mexico. *Agricultural Systems*, 90, 62-78.
- Mann L.K. (1986) Changes in soil carbon storage after cultivation. *Soil Science*, 142(5), 279-288.
- Manzano M.G. y Hernández J.C. (2008) Estimación de la captura y almacenamiento de carbono en Ecosistemas de la Reserva de la Biósfera Sierra Gorda. Reporte de investigación del Centro de Calidad Ambiental. ITESM – Campus Monterrey. Reporte electrónico: http://www.katoombagroup.org/~katoomba/documents/events/event19/Captura_y_almacen_de_carbono_MMManzano.pdf.
- Martin M.L. y Padilla S. (2008) Avocado production and the sectoral innovation system. VI Globelics Conference, September 22-24 2008, Mexico City.
- Michaelis, L. y Menten M.L. (1913) Die kinetik der Invertinwirkung. *Biochem. Z*, 49, 333-369.
- Miranda F. y Hernández X. E. (1963) Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 29, 29-179.
- Moore B. Boone R.D., Hoobie J.E. [et al.] (1981) A sample model for the analysis of the role of terrestrial ecosystems in the global carbon budget. En: Bolin B. (ed) Carbon cycling modeling. Scope 16. New York, NY: John Wiley and Sons:365-385
- Mueller T.G. y Pierce F.J. (2003) Soil Carbon Maps: Enhancing Spatial Estimates with Simple NASA Landsat Program (2003a) Landsat ETM+ scene p027r046_7t20011126, Orthorectified, USGS, Sioux Falls, 26/11/2001.
- NASA Landsat Program (2003b) Landsat TM scene p027r046_5dt19860314, Orthorectified, USGS, Sioux Falls, 14/03/1986.
- Návar J. (2008) Carbon fluxes resulting from land-use changes in the Tamaulipan thornscrub of northeastern Mexico. *Carbon Balance and Management*, 3(6), 1-11.
- Návar J., Estrada-Salvador A., Estrada-Castillón E. (2010) The effect of land use change in the tropical dry forests of Morelos, Mexico on carbon stocks and fluxes, Mexico on carbon stocks and fluxes *Journal of Tropical Forest Science*, 22(3), 295-307.
- Nicoloso R.S., Rice C.W., Amado T.J.C. y Fiorin J.E. (2009) Deep soil carbon sequestration under no-tillage cropping systems in tropical and temperate climates. *Earth and Environmental Science*, 6, 22-24.
- Ordoñez J.A.B., de Jong B.H.J., García-Oliva F., Aviña F.L. Pérez J.V., Guerrero G., Martínez R. y Masera O. (2008) Carbon content in vegetation, litter, and soil under 10 different land-use and land-cover

- classes in the Central Highlands of Michoacan, Mexico. *Forest Ecology and Management*, 255, 2074–2084.
- Ortiz R., Ramirez O., Finegan B. (1998) Co2 mitigation service of Costa Rican secondary forests as economic alternative for joint implementation initiatives. En Guariguata MR, Finegan B (Eds.) *Ecology and management of tropical secondary forest: science, people and policy*. CATIE. Costa Rica, 213-227.
- Paul K. I., Polglase P.J., Nyakuengama J.G. y Khanna P.K. (2002) Change in soil carbon following afforestation. *Forest Ecology Management*, 168, 241-257.
- Plugge D., Baldauf T., Rakoto-Ratsimba H., Rajoelison G. y Köhl M. (2010) Combined biomass inventory in the scope of REDD (Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation). *Madagascar Conservation and Development*, 5, 23-34.
- Post W.H., Emanuel W.R., Zinke P.S. y Stangenberger A.G. (1982) Soil carbon pools and world life zones. *Nature*, 298, 156-159.
- Post W.M. y Kwon K.C. (2000) Soil Carbon Sequestration and Land-Use Change: Processes and Potential. *Global Change Biology*, 6, 317–328.
- Post W.M. y Mann L.K. (1990) Changes in Soil Organic Carbon and Nitrogen as a Result of Cultivation, pages. 401-406 in A.F. Bouwman, editor, *Soils and the Greenhouse Effect*. John Wiley & Sons, New York.
- Ramírez I. (2001) Cambios en las cubiertas del suelo en la Sierra de Angangueo, Michoacán y Estado de México, 1971-1994-2000. *Investigaciones Geográficas UNAM* 145, 39-44.
- Ramirez-Marcial N., De Jong, B.H.J., Ochoa-Gaona S., Michael A.C. y Castillo-Santiago M.A. (2000) Carbon flux and patterns of land use/land cover change in the Selva Lacandona, México. *AMBIO, A Journal of the Human Environment*, 29(8), 504.
- Reporte Tuxpan (2009): Curso de Campo de Suelos y Geomorfología, Posgrado en Ciencias de la Tierra. Reporte final, inédito. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Rhoades C.C., Eckert G.E. y Coleman D.C. (2000) Soil carbon differences among forest, agriculture, and secondary vegetation in lower montane Ecuador. *Ecological Applications*, 10(2), 497-505.
- Rudel T.K., Perez-Lugo M. y Zichal H. (2000) When fields revert to forest: development and spontaneous reforestation in post-war Puerto Rico. *Professional Geographer*, 52, 286.
- Sanscrainte C.L., Peterson D.L. y McKay S. (2003) Carbon storage and soil properties in late-successional and second-growth subalpine forests in the North Cascade Range, Washington. *Northwest Science*, 77(1), 291-297.
- Saynes V., Hidalgo C., Etchevers J.D. y Campo J. (2005) Soil C and N dynamics in primary and secondary seasonally dry tropical forests in Mexico. *Applied Soil Ecology*, 29, 282–289
- Schimel D. (1995) Terrestrial ecosystems and the carbon-cycle. *Global Change Biology*, 1, 77–91.
- Schlesinger W.H. (1985) Changes in soil carbon storage and associated properties with disturbance and recovery. In: *The Changing Carbon Cycle: A Global Analysis* (eds Trabalka JR, Reichle DE), Springer-Verlag, New York.
- Schlesinger W.H. (1990) Evidence from chronosequence studies for a low carbon-storage potential of soils. *Nature*, 348, 232-234.
- Schulp C.J.E. y Verburg P.H. (2009) Effect of land use history and site factors on spatial variation of soil organic carbon across a physiographic region. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 133(1-2), 86-97.
- SEM (2003) Atlas Geográfico del Estado de Michoacán (Secretaria de Educación de Michoacán). Eddisa S. A. de C. V., México.
- Shi J. y Cui L. (2010) Soil carbon change and its affecting factors following afforestation in China. *Landscape and Urban Planning*, doi:10.1016/j.landurbplan.2010.07.011
- Siebe C., Jahn R. y Stahr K. (1996). Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en el campo. Publicación Especial 4. *Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo*. Chapingo, estado de México.
- Silver W.L., Ostertag R. y Lugo A.E. (2000) The potential for carbon sequestration through reforestation of abandoned tropical agricultural and pasture lands. *Restoration Ecology*, 8, 394–407.

- Smith J., Sabogal C., De Jong W. y Kaimowitz D. (1997) Bosques secundarios como recurso para el desarrollo rural y la conservación ambiental en los trópicos de América Latina. Center for international Forestry Research (CIFOR), Occasional Paper, 13. p. 31
- Soil Management CRSP (2002) Soil Management CRSP: A Soil C Accounting and Management System for Emissions Trading. Special Publication SM CRSP 2002–2004, Soil Management Collaborative Research Support Program, University of Hawaii, Honolulu, HI, USA. pp. 69–98.
- Strassburg B., Turner R.K., Fisher B., Schaeffer R. y Lovett A. (2009) Reducing emissions from deforestation: The "combined incentives" mechanism and empirical simulations. *Global Environmental Change*, 19, 265-278.
- Szott, L.T., Palm, C.S., Buresh, R.J. (1999) Ecosystem fertility and fallow function in the humid and subhumid tropics. *Agroforestry Systems*, 47, 163-196.
- Tarpley J., Schneider S. y Money R. (1984) Global vegetation indices from NOAA-7 meteorological satellite. *Journal of Applied Climatology and Meteorology*, 23, 491-494.
- Terrain Attributes at Multiple Scales. *Soil Science Society American Journal*, 67, 258-267.
- UNFCCC (2010) Distribution of registered projects activities by scope. Acceso electrónico: <http://cdm.unfccc.int/Statistics/Registration/RegisteredProjByScopePieChart.html>
- USGS (2010) (United States Geological Survey). Acceso electrónico: <http://earthexplorer.usgs.gov/>
- Ussiri D.A. y Lal R. (2005) Carbon Sequestration in reclaimed Minoisols. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 24, 151–165.
- Vaccaro S., Arturi M.F., Goya J.F., Frangi J.L. y Piccolo G. (2003) Almacenaje de carbono en estadios de la sucesión secundaria en la provincia de misiones, Argentina. *Interciencia*, 28(9), 521-527.
- Veldkamp E. (1994) Organic carbon turnover in three tropical soils under pasture after Deforestation. *Soil Science Society of America Journal*, 58, 175-180.
- Vergara-Sánchez M.A, Etchevers-Barra J.D. y Vargas-Hernández M. (2004) Variabilidad del carbono orgánico en suelos de ladera del sureste de México. *TERRA Latinoamericana*, 22(3), 359-367.
- Vesterdal L., Johansson M.B., van der Salm C. y Hansen K. (2009) Soil carbon sequestration following afforestation in Denmark, Sweden and the Netherlands. *Earth and Environmental Science* 6.
- Walsh S.J., Crawford T.W., Welsh W.F. y Crews-Meyer K.A. (2001) A multiscale analysis of LULC and NDVI variation in Nang Rong district, northeast Thailand. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 85, 47–64.
- West T.O. y Post W.M. (2002) Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: a global data analysis. *Soil Science Society American Journal*, 66, 1930–1946.
- Wright S.J. (2005) Tropical forests in a changing environment. *Trends in Ecology and Evolution*, 20, 553–560.
- Wright S.J. y Muller-Landau H.C. (2006) The future of tropical forest species. *Biotropica*, 38, 287-301.
- Yin Y., Xu W. y Zhou S. (2007) Linking carbon sequestration science with local sustainability: an integrated assessment approach. *Journal of Environmental Management*, 85, 711-721.
- Zak M.R., Cabido M. y Hodgson J.G. (2004) Do subtropical seasonal forests in the Gran Chaco, Argentina, have a future? *Biological Conservation*, 120, 589–598.

12. ANEXOS

A. Localización y características de los perfiles utilizados

Perfil id= identificación del perfil, Pend.=pendiente, Ori.= orientación, NA= no aplica

Perfil Id	Localidad	Coordenadas		Cobertura	Edad bosque (años)	Pend. (°)	Ori.	Altitud (msnm)	Tipo suelo (WRB)
		X	Y						
2001-1	C. El Aguacate	2162628	341495	Pastizal	NA	20	SO	2000	Cambisol
2001-2	La Providencia	2159574	340384	Vegetación secundaria	12	10	N	1990	Regosol
2001-3	La Providencia	2159246	339807	Vegetación secundaria	12	35	N	2140	Cambisol
2001-4	C. Los Cajones	2158302	335545	Vegetación secundaria	5	20	NO	2450	Andosol
2001-5	C. Los Columpios	2158997	337009	BPE cerrado	100	43	NE	2130	Andosol
2001-6	C. Azafrancito	2163907	341064	Pastizal	NA	25	SO	2060	Vertisol
2001-7	Deposito Avalancha	2160524	338163	VS-ARBU	12	26	SE	1960	Faeozem
2004-8	C. La Soledad	2161416	342338	BPE cerrado	100	45	N	1900	Cambisol
2008-9	El Ailar	2158704	335081	BPE cerrado	100	30	NO	2415	Faeozem
2008-10	El Ailar	2159029	334693	Maíz	NA	20	NO	2410	Faeozem
2008-11	El Ailar	2158917	334597	Pastizal	NA	20	NO	2422	Faeozem
2008-12	El Ailar	2159002	334606	Vegetación secundaria	5	20	NO	2418	Faeozem
2008-13	El Ailar	2158561	335112	Vegetación secundaria	NA	25	NO	2390	Lixisol
2008-14	El Ailar	2159802	334031	Vegetación secundaria	25	38	SO	2635	Faeozem
2008-15	El Ailar	2159144	333688	BPE cerrado	100	40	N	2665	Faeozem
2008-16	El Ailar	2159604	333881	Pastizal	NA	40	O	2622	Faeozem
2008-17	La Ortiga	2166650	335280	Vegetación secundaria	10	25	NO	2372	Faeozem
2008-18	El Descolgado	2163318	337051	Vegetación secundaria	NA	30	NO	2065	Cambisol
2008-19	El Descolgado	2163160	336563	Vegetación secundaria	2	40	O	2170	Faeozem
2008-20	La Ortiga	2167992	334473	BPE cerrado	100	35	N	2410	Cambisol
2008-21	El Descolgado	2163998	336731	Pastizal	NA	35	O	2220	Cambisol
2008-22	El Descolgado	2163932	336626	Maíz	NA	35	SO	2240	Faeozem
2008-23	El Descolgado	2164973	336840	Maíz	NA	30	NO	2260	Cambisol
2008-24	El Descolgado	2165015	336892	Vegetación secundaria	10	25	NO	2275	Faeozem
2008-25	El Descolgado	2164711	336646	BPE cerrado	100	30	N	2100	Faeozem
2008-26	El Descolgado	2164859	336949	Pastizal	NA	30	S	2185	Faeozem
2008-27	La Ortiga	2166490	335640	Vegetación secundaria	25	35	N	2390	Faeozem
2008-28	La Ortiga	2166640	335587	BPE cerrado	100	40	NO	2418	Faeozem

B. Perfiles del curso de campo *Suelos y Geomorfología 2001*.

Perfil Id= identificación del perfil, Horiz.= horizonte, Prof.= profundidad, Esp.= espesor, Text.= textura, M.O.= materia orgánica, D.A.= densidad aparente y COS= carbono orgánico del suelo. NA= no aplica y nd= no de terminado.

Perfil Id	Horiz.	Prof. (cm)	Esp. (cm)	Text.	Piedras (%)	Color			pH	M.O. %	D.A. (g/cm3)	COS (%)
						Hue	Valor	Chroma				
2001-1	Ah	7	7	CL	75	7.5YR	2	2	6.0	6.50	1.10	1.11
2001-1	AB	19	12	CR	60	7.5YR	3	2	6.0	6.00	1.50	0.95
2001-1	BCt	40	21	CR	40	7.5YR	3	2	7.0	NA	1.70	1.23
2001-1	CB	100	60	RL	25	7.5YR	3	2	6.0	NA	1.50	0.93
2001-2	Cw1	23	19	Clf	30	7.5YR	3	2	7.0	NA	1.30	1.24
2001-2	Ah	4	4	CL-L	5	7.5YR	1.7	1	7.0	5.00	1.00	16.26
2001-2	Cw2	50	27	CRA-CA	50	5YR	4	2	7.0	NA	1.60	1.29
2001-3	Ah	10	10	CRL	15	7.5YR	2	1	7.0	8.00	1.00	9.44
2001-3	Cw	86	26	L	50	7.5YR	5	4	6.5	NA	1.60	0.32
2001-3	Bw	60	50	RL	30	7.5YR	4	4	7.0	NA	1.30	1.11
2001-4	Ah	7	7	C-CR	1	7.5YR	3	3	7.0	3.50	0.61	10.04
2001-4	AB	14	7	C-CR	1	5YR	4	6	7.0	2.00	0.76	2.81
2001-4	Btw1	42	28	CR	1	5YR	4	8	6.5	NA	0.66	0.94
2001-4	Btw2	65	23	CRL	1	5YR	4	8	6.5	NA	0.80	0.42
2001-4	Bwt2	130	30	RA	1	5YR	4	8	6.5	NA	1.20	0.22

2001-4	Bwt1	100	35	RL	1	5YR	4	8	7.0	NA	1.20	0.44
2001-5	Ah2	34	28	C	10	7.5YR	2	1	6.5	7.00	0.39	15.15
2001-5	AB	50	16	C	2	10YR	2	2	ND	7.00	0.29	10.77
2001-5	Ah1	6	6	CA	5	7.5YR	2	2	6.0	7.00	0.59	18.17
2001-5	Bw	66	16	CRL	10	10YR	3	4	ND	NA	1.10	4.31
2001-6	Ah1	8	8	CR-CRL	1	10YR	2	2	7.0	6.50	1.20	4.20
2001-6	Cv	59	19	R	7	10YR	3	1	7.5	NA	1.40	0.89
2001-6	Ah2	26	18	RL	7	10YR	2	1	7.0	4.00	1.30	2.29
2001-6	Ahv	40	14	RL-R	7	10YR	2	2	7.5	4.00	1.30	2.91
2001-7	Ah	6	6	Clf	40	7.5YR	3	2	6.5	4.00	1.11	6.64
2001-7	AB	32	26	Clf	50	7.5YR	3	3	7.0	3.30	1.31	1.45
2001-7	Cw1	50	18	RL	15	7.5YR	4	4	7.0	NA	1.34	0.84
2001-7	Cw2(g)	65	15	RL	15	2.5YR	4	4	7.0	NA	1.60	0.84
2001-7	Cw3	85	20	RL	15	2.5YR	4	3	7.0	NA	1.60	0.54

C. Datos perfiles curso de campo Suelos y Geomorfología 2004

Perfil Id=identificación del perfil, Horiz.= horizonte, Prof.= profundidad, Esp.= espesor, Text.= textura, M.O.= materia orgánica, D.A.= densidad aparente y COS= carbono orgánico del suelo, na= No aplica.

Perfil Id	Horiz.	Prof. (cm)	Esp. (cm)	Text.	Piedras (%)	Color			pH	M.O. (%)	D.A. (g/cm ³)	COS (%)
						Hue	value	chrome				
2004-8	L	12	4	na	0	na	na	na	na	na	0.04	55.558
2004-8	Of	8	8	na	11	na	na	na	na	na	0.06	47.556
2004-8	Ah1	-27	27	C	3	7.5YR	3	1	6.5	4.0	0.74	5.54
2004-8	Ah2	-56	29	C	30	7.5YR	3	1	6.5	5.5	0.71	5.47
2004-8	Bw	-80	24	C-CR	20	7.5YR	4	2	6.5	3.2	1.30	2.85

D. Datos perfiles tesis Konen, 2009.

Perfil Id=identificación del perfil, Horiz= horizonte, Prof.= profundidad, Esp.= espesor, Text.= textura, H=hue, V= valor, C= croma, M.O.= materia orgánica, D.A.= densidad aparente y COS= carbono orgánico del suelo. na= no aplica. nd= no determinado.

Perfil Id	Horiz.	Prof (cm)	Esp. (cm)	Text.	Piedras (%)	Color			pH	M.O. (%)	D.A. (g/cm ³)	COS (%)
						H	V	C				
2008-9	L	5.5	3	na	0	na	na	na	na	na	0.05	47.249
2008-9	Of/Oh	2.5	2.5	na	0	na	na	na	na	na	0.86	38.713
2008-9	Ah1	-8	8	Clf	1	5YR	2.5	2	5.7	6.10	0.51	8.775
2008-9	Ah2	-15	7	Clf	1	7.5YR	3	1	5.7	5.00	0.67	2.470
2008-9	Bt1	-27	12	Clf	0	7.5YR	3	2	5.6	5.50	0.70	12.103
2008-9	Bt2	-68	41	CRL	1	5YR	3	4	5.8	na	0.86	0.722
2008-9	Bt3	-82	14	CRL	20	5YR	3	3	5.3	na	1.15	0.601
2008-9	BCw	-103	21	CR	20	5YR	4	4	5.5	na	1.17	0.368
2008-9	Cw	-128	25	CR	30	7.5YR	4	6	5.7	na	1.13	3.746
2008-10	Ap1	-13.5	13.5	Clf	30	7.5YR	3	2	5.2	6.10	0.88	2.855
2008-10	1Ah	-14.5	27	Clf	1	7.5YR	3	2	5.6	5.20	0.63	14.357
2008-10	Ap2	-34.5	21	Clf	7	7.5YR	3	2	5.0	6.50	1.13	1.335
2008-10	AB	-48.5	14	Clf	2	7.5YR	3	4	5.6	4.60	0.85	2.094
2008-10	1Bss	-48.5	22	RA	0	7.5YR	3	2	5.4	na	0.88	2.510
2008-10	Bw1	-64.5	16	Clf	1	7.5YR	3	3	5.7	na	0.70	3.129
2008-10	Bw2	-93.5	29	Clf	1	7.5YR	3	1	5.6	na	0.90	1.280
2008-10	Bw3	-119.5	26	CR	0	10YR	3	1	5.5	na	0.85	2.589
2008-11	L	10	9.5	na	0	na	na	na	na	na	0.01	34.821
2008-11	Oh	0.5	0.5	na	0	na	na	na	na	na	1.20	32.998

2008-11	Ah1	-12	12	Clf	10	5YR	3	2	5.3	6.0	1.14	2.972
2008-11	Ah2	-39	27	Clf	25	5YR 3	3	2	4.7	8.0	1.40	1.442
2008-11	AB/Bh	-49	10	Clf	1	7.5YR	2.5	2	5.6	na	0.75	1.348
2008-11	Bw	-77	28	Clf	5	7.5YR	2.5	2	5.7	na	0.73	1.224
2008-11	BCw	-94	17	CRL	7	7.5YR	3	3	5.6	na	0.94	1.141
2008-11	Cw	-109	15	CRL	50	7.5YR	3	3	5.7	na	1.50	1.681
2008-12	L	1	1	na	0	na	na	na	na	na	0.02	38.412
2008-12	Ah1	-7	7	Clf	15	5YR	3	2	5.1	6.1	0.50	4.237
2008-12	Ah2	-41	34	Clf	15	5YR	3	2	5.2	6.0	0.90	1.904
2008-12	Bw1	-72	31	Clf	5	7.5YR	3	3	5.7	na	0.80	1.138
2008-12	Bw2	-94	22	Clf	5	7.5YR	3	3	5.8	na	0.72	1.262
2008-12	BCw	-113	19	Clf	10	7.5YR	3	3	5.8	na	1.20	0.820
2008-12	Cw	-122	9	C	25	7.5YR	3	4	5.5	na	1.40	0.391
2008-13	Ah1	-10	10	C	5	7.5YR	3	2	5.5	5.00	0.56	12.562
2008-13	Ah2	-22	12	C	0	7.5YR	3	4	5.1	5.20	0.78	3.049
2008-13	Bt1	-44	22	RA	1	5YR	4	4	4.6	6.70	0.84	7.205
2008-13	Bt2	-80	36	RA	0	5YR	4	6	5.2	na	0.84	0.354
2008-13	Bt3	-100	20	RA	1	5YR	4	6	4.9	na	1.08	0.235
2008-13	Ctw	-118	18	RA	10	5YR	4	6	4.9	na	1.01	25.185
2008-14	L	4.5	3.5	na	0	na	na	na	na	na	0.02	36.946
2008-14	Oh	1	1	na	0	na	na	na	na	na	0.33	16.349
2008-14	Ah1	-12	12	C	1	7.5YR	2.5	1	6.0	5.10	0.45	11.031
2008-14	Ah2	-26.5	14.5	Clf	7	7.5YR	2.5	2	5.9	6.10	0.86	2.810
2008-14	Ah3	-53.5	27	Clf	7	7.5YR	2.5	1	4.9	11.00	0.86	1.544
2008-14	Bw	-83.5	30	RA	3	7.5YR	3	3	4.3	na	0.90	1.047
2008-14	Cw	-126.5	43	RA	80	7.5YR	3	3	5.5	na	1.20	0.729
2008-15	L	13	8.5	na	0	na	na	na	na	na	0.03	44.649
2008-15	Of	4.5	2.5	na	0	na	na	na	na	na	0.31	29.584
2008-15	Oh	2	2	na	0	na	na	na	na	na	0.31	22.343
2008-15	Ah1	-10	10	Clf	7	10YR	2	1	5.9	9.50	0.70	10.367
2008-15	Ah2	-51	41	Clf	15	10YR	2	1	5.1	12.00	0.84	5.427
2008-15	AC1	-74	23	C	20	7.5YR	2.5	2	5.5	na	0.96	2.693
2008-15	AC2	-110	36	C	20	7.5YR	2.5	2	5.4	na	0.88	1.796
2008-15	C	-150	40	C	50	7.5YR	2.5	3	5.7	na	1.40	0.618
2008-16	L	5.5	3.5	na	na	na	na	na	na	na	0	30.104
2008-16	Of	2	1	na	na	na	na	na	na	na	0	18.290
2008-16	Oh	1	1	na	na	na	na	na	na	na	0	13.118
2008-16	Ah1	-10.5	10.5	C	1	7.5YR	2.5	2	5.4	6.50	0.90	2.889
2008-16	Ah2	-45.5	35	C	2	7.5YR	2.5	2	5.2	7.10	0.86	3.237
2008-16	1Ah	-77.5	32	C	1	7.5YR	2.5	1	5.4	na	0.87	4.345
2008-16	1Bwh	-105.5	28	CRL	1	7.5YR	2.5	2	5.4	na	0.99	1.632
2008-16	1Cw	-149.5	44	RA	40	7.5YR	3	3	5.5	na	1.40	0.546
2008-17	L	2	1.5	na	0	na	na	na	na	na	0.04	44.694
2008-17	Of	0.5	0.5	na	0	na	na	na	na	na	0.43	24.894
2008-17	Ah1	-14	14	C	10	5YR	3	2	5.0	6.10	1.08	1.997
2008-17	Ah2	-39	25	C	15	5YR	3	1	5.1	5.90	0.82	0.509
2008-17	C	-70	31	AC	50	7.5YR	4	4	5.4	na	1.70	6.535
2008-18	Of	1	1	na	0	na	na	na	na	na	0.10	45.626
2008-18	Ah	-13	13	Clf	10	10YR	2	1	5.4	10.50	0.57	13.391
2008-18	Bw	-51	38	C	25	10YR	3	4	5.4	4.90	1.11	1.501
2008-18	C	-74	23	RA	25	10YR	3	2	5.1	na	1.20	0.906
2008-19	L	2	2	na	0	na	na	na	na	na	0.03	39.354
2008-19	Ah	-16	16	Clf	2	7.5YR	2.5	1	5.2	8.00	0.78	3.993
2008-19	Bw1	-40	24	CR	7	7.5YR	3	3	4.8	10.20	1.06	0.533
2008-19	Bw2	-66	26	CR	40	7.5YR	3	4	4.9	na	1.05	0.873
2008-19	Cw	-109	43	CR	15	7.5YR	3	4	5.0	na	1.02	6.524
2008-20	L	6	2	na	0	na	na	na	na	na	0.15	50.410
2008-20	Of	4	3	na	0	na	na	na	na	na	0.56	41.118
2008-20	Oh	1	1	na	0	na	na	na	na	na	2.98	12.783

2008-20	Ah	-25.5	25.5	C	5	5YR	2.5	2	5.0	9.00	0.77	7.592
2008-20	Bw1	-49.5	24	CRA	1	5YR	4	3	4.6	5.70	0.84	2.559
2008-20	Bw2	-78.5	29	CRA	2	5YR	4	2	4.4	na	0.94	16.885
2008-20	Cw	-101	22.5	AC	15	2.5YR	4	6	4.3	na	0.97	2.602
2008-21	L	1	1	na	0	na	na	na	na	na	0.09	23.558
2008-21	Ah	-8.5	8.5	C	15	5YR	3	1	5.9	5.00	1.20	6.054
2008-21	Bw1	-45.5	37	CRL	10	10YR	4	3	5.5	4.30	1.10	1.213
2008-21	Bw2	-73	27.5	CR	3	2.5YR	4	3	5.5	na	0.96	0.765
2008-21	C	-101	28	CR	30	10YR	4	2	5.5	na	1.40	0.816
2008-22	L	1	1	na	0	na	na	na	na	na	0.10	25.967
2008-22	Ap	-11	11	CRA	20	10YR	2	1	5.7	11.00	1.04	5.042
2008-22	Ap2	-28.5	17.5	CRA	7	10YR	2	1	6.5	8.00	1.04	4.099
2008-22	Cw	-65	36.5	C	35	2.5YR	4	2	5.7	3.00	1.10	0.473
2008-23	L	3	2	na	0	na	na	na	na	na	0.02	38.681
2008-23	Oh	1	1	na	0	na	na	na	na	na	0.12	14.587
2008-23	Ap	-18	18	Clf	2	5YR	2.5	2	5.4	6.50	0.74	4.825
2008-23	Cw1	-38	20	C	10	10YR	3	4	4.9	6.10	0.90	1.774
2008-23	Cw2	-52	14	C	25	10YR	3	4	5.3	na	1.30	0.332
2008-24	L	6	3	na	0	na	na	na	na	na	0.03	37.191
2008-24	Of	3	2	na	0	na	na	na	na	na	0.13	11.979
2008-24	Oh	1	1	na	0	na	na	na	na	na	0.57	8.281
2008-24	Ah	-23.5	23.5	Clf	5	7.5YR	2.5	2	5.3	7.50	0.91	2.989
2008-24	Cw1	-28	4.5	C	10	10YR	3	3	4.9	6.80	1.30	0.307
2008-24	Cw2	-69	41	C	25	10YR	4	3	5.0	4.00	1.40	0.299
2008-25	L	19	6	na	0	na	na	na	na	na	0.50	40.991
2008-25	Of	13	3	na	0	na	na	na	na	na	0.15	17.369
2008-25	Oh	10	10	na	0	na	na	na	na	na	0.55	7.670
2008-25	Ah1	-13	13	Clf	1	10YR	2	1	5.6	10.30	0.64	12.348
2008-25	Ah2	-20.5	7.5	Clf	5	10YR	2	2	5.6	10.50	0.89	5.500
2008-25	Cw1	-68	47.5	RA	5	10YR	3	3	5.8	7.50	0.84	1.546
2008-25	Cw2	-97	29	RA	15	10YR	4	3	5.8	nd	0.77	0.711
2008-26	L	1.5	1.5	na	0	na	na	na	na	na	0.03	23.223
2008-26	Ap	-21	21	CR	10	10YR	3	1	5.3	8.20	0.78	4.223
2008-26	BC	-44	23	CR	15	10YR	4	2	5.6	4.20	1.30	1.959
2008-26	Cw	-54	10	RA	50	10YR	4	3	5.7	na	1.30	0.282
2008-26	R	-68	14	nd	90	ndYR	nd	nd	nd	nd	1.30	0.370
2008-27	L	7.5	2.5	na	0	na	na	na	na	na	0.37	48.167
2008-27	Of	5	5	na	0	na	na	na	na	na	0.06	35.068
2008-27	Ah	-21	21	C	10	7.5YR	2.5	2	5.2	7.80	0.86	8.372
2008-27	ACw	-50.5	29.5	RA	15	7.5YR	3	3	5.4	9.50	0.86	1.700
2008-27	Cw	-89	38.5	RA	20	7.5YR	3	2	5.6	na	0.78	1.073
2008-28	L	7.5	2.5	na	0	na	na	na	na	na	0.49	28.042
2008-28	Of	5	2	na	0	na	na	na	na	na	0.39	25.463
2008-28	Oh	3	3	na	0	na	na	na	na	na	0.55	18.555
2008-28	Ah	-5.5	5.5	Clf	5	10YR	2	1	6.3	7.50	0.70	13.703
2008-28	Ah1C	-33.5	28	Clf	15	7.5YR	2.5	2	4.5	7.30	1.30	3.003

E. Evaluación de las clasificaciones de cobertura.

Para la evaluación de las clasificaciones a partir de la matriz de confusión se calculan las siguientes medidas de precisión:

MEDIDA	FÓRMULA	SIGNIFICADO
Exactitud del productor	$E = \frac{PCCc}{PTc} * 100$ <p>Donde EP es la exactitud del productor en %, PCCc es el número total de pixeles correctamente clasificados en una categoría y PTc es el número total de pixeles en esa categoría en el terreno (total de la columna).</p>	<p>Probabilidad de que un píxel de referencia sea correctamente clasificado.</p> <p>Es una medida del error de omisión que se produce cuando un píxel posee en el terreno una cobertura determinada y no es asignado en el mapa a esa clase.</p>
Exactitud del usuario	$EU = \frac{PCCc}{PMc} * 100$ <p>Donde EU es la exactitud del usuario en %, PCCc es el número total de pixeles correctamente clasificados en cierta categoría, PMc es el número total de pixeles que pertenecen efectivamente a esa categoría en el mapa (total de la fila).</p>	<p>Probabilidad de que un píxel clasificado en el mapa verdaderamente represente esa categoría en el terreno. La desviación producida se denomina error de comisión.</p>
Exactitud global	$EG = \frac{PCC}{PA} * 100$ <p>Donde EG es la exactitud global en %, PCC es el número total de pixeles correctamente clasificados (suma de la diagonal de la matriz de confusión), PA es el número total de pixeles analizados.</p>	<p>Es el porcentaje de pixeles correctamente clasificados. Es una buena medida de la exactitud de la clasificación.</p>
Índice Kappa	$k = \frac{N \sum_{i=1}^r x_{ii} - N \sum_{i=1}^r (x_{i+} * x_{+i})}{N^2 - N \sum_{i=1}^r (x_{i+} * x_{+i})}$ <p>Donde r es el número de columnas en la matriz de confusión, x_{ii} es el número de observaciones en la columna i y la fila i (en la diagonal principal), x_{i+} es el número total de observaciones en la fila i, x_{+i} es el número total de observaciones en la columna i, y N es el número total de observaciones en toda la matriz.</p>	<p>Un valor k igual a 1 indica un acuerdo pleno entre la realidad y el mapa, mientras un valor cercano a 0 sugiere que el acuerdo observado es puramente debido al azar.</p>

Información extraída de Smith M.J., Goodchild M.F. y Longley P.A. (2009) Geospatial Analysis, a comprehensive guide, 3rd edition. Acceso electrónico: <http://www.spatialanalysisonline.com/output/>

Evaluación de la clasificaciones (1986, 2001 y 2010)

BPE-C= bosque de pino-encino cerrado, VS-ARBO= vegetación secundaria arbórea, VS-ARBU= vegetación secundaria arbustiva, BPEVS-HERB= vegetación secundaria herbácea, PAST= pastizales inducidos y CT= Cultivos de temporal.

CLASE	Exactitud del usuario (%)	Exactitud del productor (%)	Exactitud global (%)	Índice Kappa
Mapa de coberturas 1986				
BPE-C	73	89		
VS-ARBO	85	55		
VS-ARBU	70	61	82	0.875
BPEVS-HERB	97	76		
PAST	71	84		
CT	93	100		
Mapa de coberturas 2001				
BPE-C	78	93		
VS-ARBO	87	65		
VS-ARBU	67	57	79	0.870
BPEVS-HERB	87	81		
PAST	70	78		
CT	83	95		
BPE-C	90	82		
Mapa de coberturas 2010				
BPE-C	76	90		
VS-ARBO	89	77		
VS-ARBU	67	62	85	0.893
BPEVS-HERB	80	80		
PAST	70	74		
CT	92	96		
BPE-C	91	83		