



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

---

# POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

INSTITUTO DE GEOLOGÍA

DINÁMICA DEL CARBONO EDÁFICO EN  
ECOSISTEMAS TEMPLADOS Y BAJO DIFERENTES  
SISTEMAS DE USO DEL SUELO, COFRE DE PEROTE  
(VERACRUZ)

# TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE

**DOCTORA EN CIENCIAS**

P R E S E N T A

ANA MARÍA GAMBOA CÁCERES

TUTOR PRINCIPAL DE TESIS: DR. LEOPOLDO GALICIA SARMIENTO

COMITÉ TUTOR: DRA. CHRISTINA D. SIEBE GRABACH  
DR. HOMERO JULIO EUDES CAMPO ALVES

MÉXICO, D.F.

DICIEMBRE, 2011



Universidad Nacional  
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

**Biblioteca Central**



**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.



Dr. Isidro Ávila Martínez  
Director General de Administración Escolar, UNAM  
Presente

Me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Comité Académico del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día 17 de octubre del presente, se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **DOCTORA EN CIENCIAS** de la alumna **ANA MARÍA GAMBOA CÁCERES** con número de cuenta **503450818** con la tesis titulada **"DINÁMICA DEL CARBONO EDÁFICO EN ECOSISTEMAS TEMPLADOS Y BAJO DIFERENTES SISTEMAS DE USO DEL SUELO, COFRE DE PEROTE (VERACRUZ)"**, realizada bajo la dirección del **DR. LEOPOLDO GALICIA SARMIENTO**:

**Presidente:** DR. HOMERO JULIO EUDES CAMPO ALVES  
**Vocal:** DR. JORGE D. ETCHEVERS BARRA  
**Secretario:** DR. FRANCISCO JAVIER ÁLVAREZ SÁNCHEZ  
**Suplente:** DR. VICTOR J. JARAMILLO LUQUE  
**Suplente:** DRA. CHRISTINA DÉSIRÉE SIEBE GRABACH

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

El Comité Académico, aprobó que la integración del jurado se realizara a solicitud del alumno, con **cinco sinodales**, en apego a la nueva normatividad, acogiéndose al artículo **QUINTO TRANSITORIO**, con base en lo establecido en el Artículo 31 del Reglamento General de Estudios de Posgrado.

**Atentamente**  
"POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU"  
Cd. Universitaria, D.F., a 18 de noviembre de 2011.

*M. del Coro Arizmendi*  
**Dra. Maria del Coro Arizmendi Arriaga**  
COORDINADORA DEL PROGRAMA

## AGRADECIMIENTOS

Al Posgrado en Ciencias Biológicas por haberme acogido como estudiante y haberme brindado una excelente infraestructura para mi desarrollo académico en la Universidad Nacional Autónoma de México, institución a la cual le debo gran parte de mi formación y con la cual estoy profundamente agradecida.

A la Dirección General de Estudios de Posgrado de la UNAM por la beca de estudios de doctorado.

A la Dirección General de Asuntos del Personal Académico-Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica (DGAPA-PAPIIT,UNAM) por el financiamiento de la presente investigación a través del proyecto *Consecuencias del uso del suelo sobre la dinámica del ciclo de carbono en bosques templados de montaña en el Centro de México* (IN220106-3).

A la beca del proyecto SEP-CONACYT: *Geomorfología y cronología glacial de las montañas de México: fechamientos por isótopos cosmogénicos y correlación con registros del Cuaternario tardío* (50780-F).

Al Dr. Leopoldo Galicia S. por todo el conocimiento que compartió conmigo, por ser el guía fundamental para culminar con éxito este trabajo, por confiar en mí hasta en los momentos más difíciles y por motivarme cada día a pesar de la distancia. Polo, gracias por recibirme en tu grupo de investigación y por acompañarme en esta parte del camino. Gracias por escucharme siempre, por ayudarme a tomar las mejores decisiones, no sólo como académico, si no como amigo.

A la Dra. Christina Siebe G. y el Dr. Julio Campo A. por su dedicación durante estos años como parte de mi comité tutorial, por todas sus sugerencias y comentarios a mi trabajo de investigación, por señalarme mis aciertos, mis errores y mis fortalezas de una manera totalmente objetiva, por recibirme siempre que los necesité, por brindarme su conocimiento y sobre todo por compartir conmigo su visión sobre la investigación. Con un gran respeto y admiración: Gracias!!!.

A los demás miembros del jurado, el Dr. Jorge Etchevers B., el Dr. Javier Álvarez S. y el Dr. Víctor Jaramillo L. por la revisión cuidadosa que realizaron de la tesis y por las sugerencias a la misma. Les agradezco profundamente la motivación que me dieron en esta última etapa de mis estudios de doctorado y porque sus observaciones me llevaron a reflexionar sobre nuevas preguntas investigación y el desarrollo de la actividad científica.

Al Dr. Lorenzo Vázquez S. por su apoyo incondicional, por su generosidad, por compartir todo su conocimiento conmigo, por las muchas y valiosas sugerencias que durante estos años hizo a mi trabajo de investigación, por su colaboración en el trabajo de campo, por darme un espacio en su cubo cuando lo necesité, por enseñarme a ver la vida de otra manera. Lorenzo, gracias infinitas por ser el mejor de los amigos.

A la M. en C. Pilar Fernández del Departamento de Geografía Física del Instituto de Geografía de la UNAM le agradezco de una forma muy especial por su colaboración durante mi trabajo de laboratorio, sin su participación durante esta etapa la presente tesis no hubiera sido posible. Pilar, gracias por tus palabras, por tu apoyo, gracias por ser una amiga maravillosa.

A la Dra. Lucy Mora Palomino y la M. en C. Kumiko Shimada del Laboratorio de Edafología Ambiental del Instituto de Geología de la UNAM por su colaboración para el adelanto de varios de los análisis de laboratorio.

Al M. en C. Manuel Hernández Quiroz por su apoyo técnico durante mi estancia en la Unidad de Análisis Ambiental de la Facultad de Ciencias de la UNAM.

A la M. en C. Juliana Padilla C. del Laboratorio de Fertilidad de Suelos del Colegio de Postgraduados (Campus Montecillo) por su apoyo técnico para la realización de análisis de laboratorio.

Al Dr. Arturo García R. y a su estudiante de doctorado Yoani Montoya R. por proporcionarme la información cartográfica y las imágenes de uso del suelo del Cofre de Perote.

A Ann Grant por su amable lectura y corrección de los manuscritos publicados como resultado de esta investigación.

Al M en C. Víctor Peña R. por su ayuda durante el trabajo de campo, por todo lo que aprendí a su lado, pero sobre todo por ser un gran amigo.

A Gabriela Diego C. por la amable atención y colaboración que me brindó en la oficina del Posgrado de Ciencias Biológicas del Instituto de Geología.

A la Dra. Teresa Reyna por su compañía, por sus palabras, por su ánimo profundamente alegre que me contagió y me ayudó cuando el camino parecía no estar tan claro. Con toda mi admiración, respeto y cariño: Gracias Tere!!!

A mis amigos del Instituto Alma, Osvaldo, Hugo, Arturo, Rogelio y Polo, gracias por su cariño, por su paciencia, por sus palabras, por su compañía, por enseñarme tanto, por hacerme reír, los voy a extrañar...

A mis compañeros de cubículo Lety, Celia, Ricardo, Edgar, Marina, Laura y Eli por toda su paciencia y por hacer cada día más grata mi estancia en el Instituto. A Lourdes y David gracias por su compañía y apoyo durante mi última temporada en el Instituto.

Gracias a todas esas personas del Instituto que me apoyaron de una u otra forma, que tuvieron una palabra linda para mí, gracias por hacerme sonreír, por su confianza, por su compañía, especialmente a la Dra. María Engracia Hernández, M en C. Gabriela Gómez, Dra. Rebeca Granados, Dra. Irma Trejo, M en C. Gloria Alfaro, Dr. Jean François Parrot, Dr. José Lugo, Elenita Guzmán, Norma Guzmán, Erika Álvarez, Lulú Ortiz, Sra. Rosa Núñez, Sofi Espinosa y Juanito Ortiz.

A mi familia en México, Lourdes, Rosy, Sara, Regina, Ken, Tata y Maité, por hacerme sentir como en casa, gracias por cuidarme y por apoyarme tanto. A mis amigos mexicanos maravillosos Adri, Vale, Elsa, Vini, Vero, Lupita, Osvaldo, Canito y Roberto que son también como mi familia. Los quiero muchísimo.

David, gracias por dejarme la mejor de las lecciones: vivir apasionadamente. De ti aprendí lo importante que es cada día, gracias por tu cariño. Te extraño muchísimo aunque estoy segura de que me acompañas todos los días.

A Lourdes, Jean François, Verónica, Elsa y Adri gracias por su hospitalidad.

A mis tantas tías que son también como mamás, a mis primos, tíos y toda mi familia gracias por todo el el apoyo.

A ti mi niño, gracias por lo mucho que haces por mi cada día, gracias por acompañarme este último año a pesar de estar tan lejos muchas veces. Gracias por apoyarme para sacar este proyecto adelante. Gracias por tu cariño y tu dedicación.

A los amigos que ya no están cerca Adrian, Angélica, Paco, Paty, Arturo y Oscar gracias por el tiempo que compartimos, por los momentos lindos, por su apoyo y por estar a mi lado cuando fue posible, siempre los voy a recordar con mucho cariño.

*A mi pequeña Ire,  
lo más hermoso de mi vida.*

*A mi mamá por su profundo cariño, apoyo y confianza.*

# ÍNDICE

INTRODUCCIÓN.....	16
<b>PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA Y OBJETIVOS DE LA INVESTIGACIÓN</b>	
<b>ESTRUCTURA DE LA TESIS</b>	
<b>REFERENCIAS</b>	
CAPÍTULO 1. MARCO CONCEPTUAL.....	25
<b>1.1. CARBONO EN LA MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO: ALMACENES Y FRACCIONES</b>	
<b>1.2. ACUMULACIÓN DE C EN ANDOSOLES</b>	
<b>1.3. FRACCIONES LÁBILES DE LA MOS COMO INDICADORAS DE CAMBIOS EN LA CALIDAD DEL SUELO</b>	
<b>1.4. EFECTO DEL CAMBIO DE USO DEL SUELO SOBRE EL CARBONO</b>	
<b>REFERENCIAS</b>	
CAPÍTULO 2. DIFFERENTIAL INFLUENCE OF LAND USE/COVER CHANGE ON TOPSOIL CARBON AND MICROBIAL ACTIVITY IN LOW-LATITUDE TEMPERATE FOREST.....	45
<b>ABSTRACT</b>	
<b>INTRODUCTION</b>	
<b>2.1. METHODS</b>	
<i>2.1.1. Study area</i>	
<i>2.1.2. Land use/cover units and study design</i>	
<i>2.1.3. Soil sampling</i>	
<i>2.1.4. Physical and chemical analyses</i>	
<i>2.1.5. Microbial biomass C and its dynamics</i>	
<i>2.1.6. Statistical analysis</i>	
<b>2.2. RESULTS</b>	
<i>2.2.1. Perote-piedmont soils</i>	
<i>2.2.2. Los Pescados-lower mountain slope soils</i>	



2.2.3. *El Conejo-mid mountain slope soils*

## **2.3. DISCUSSION**

2.3.1. *Forest conversion to agricultural uses*

2.3.2. *Regeneration/reforestation of former agricultural land*

## **2.4. CONCLUSIONS**

## **ACKNOWLEDGEMENTS**

## **REFERENCES**

# **CAPÍTULO 3. LAND-USE/COVER CHANGE EFFECTS AND CARBON CONTROLS ON VOLCANIC SOIL PROFILES IN HIGHLAND TEMPERATE FORESTS.....**

75

## **ABSTRACT**

## **INTRODUCTION**

### **3.1. METHODS**

3.1.1. *Study area*

3.1.2. *Soil sampling approach and profile description*

3.1.3. *Laboratory analysis*

3.1.4. *Statistical analyses*

### **3.2. RESULTS**

3.2.1. *Physicochemical properties and  $C_T$  in soil profiles*

3.2.2.  *$C_T$  concentration controls at landscape scale*

3.2.3. *Effects of LUCC on  $C_T$  concentrations and stocks*

### **3.3. DISCUSSION**

3.3.1.  *$C_T$  concentration controls*

3.3.2.  *$C_T$  modifications following LUCC*

### **3.4. CONCLUSIONS**

## **ACKNOWLEDGMENTS**

## **REFERENCES**

<b>CAPÍTULO 4. CONSIDERACIONES FINALES.....</b>	<b>108</b>
<b>4.1. VARIABILIDAD DEL C A ESCALA DEL PAISAJE</b>	
<i>4.1.1. Concentraciones y almacenes de carbono</i>	
<i>4.1.2. Carbono en la biomasa microbiana y su dinámica</i>	
<b>4.2. EFECTOS DEL LUCC SOBRE EL C Y SU DINÁMICA</b>	
<i>4.2.1. Suelos del piedemonte</i>	
<i>4.2.2. Suelos de las laderas</i>	
<b>4.3. CONTROLADORES DE LA ESTABILIZACIÓN Y LA DINÁMICA DEL C A ESCALAS LOCALES Y DE PAISAJE</b>	
<b>4.4. ALMACENES DE C EN EL FLANCO NOROCCIDENTAL DEL COFRE DE PEROTE Y SU POTENCIAL VINCULACIÓN A ESTRATEGIAS DE CONSERVACIÓN Y SECUESTRO DE CARBONO</b>	
<b>REFERENCIAS</b>	
<b>CONCLUSIONES.....</b>	<b>138</b>
<b>ANEXO 1. MAPA DE LOCALIZACIÓN DE LOS SITIOS DE MUESTREO.....</b>	<b>142</b>
<b>ANEXO 2. DESCRIPCIÓN DE PERFILES DE SUELO.....</b>	<b>143</b>
<b>ANEXO 3. PROPIEDADES FISICO-QUÍMICAS Y MICROBIOLÓGICAS DEL SUELO (0-10cm), SITIO AGUAZUELAS.....</b>	<b>156</b>

## LISTA DE FIGURAS

		Página
<b>Figura 1.1.</b>	<i>Almacenes y fracciones del carbono orgánico del suelo</i>	28
<b>Figura 1.2.</b>	<i>Ciclo del C y efectos de la conversión de bosques a sistemas agrícolas</i>	36
<b>Figure. 2.1.</b>	<i>Principal components 1 vs. 2 for soil properties (0-10cm)</i>	68
<b>Figure 3.1.</b>	<i>Bulk density, <math>C_T</math> concentration, C/N ratio and pH as a function of depth in soil profiles in land use/cover units</i>	88
<b>Figure 3.2.</b>	<i>Percentage of <math>Al_o + 1/2Fe_o</math>, binary ratio (<math>Al_p/Al_o</math>) and allophane concentration as a function of depth in soil profiles in land use/cover units</i>	89
<b>Figure 3.3.</b>	<i><math>C_T</math> amounts as a function of depth in soil profiles in land use/cover units at the four study sites</i>	92
<b>Figure 3.4.</b>	<i>Curve fit between <math>C_T</math> concentrations and soil properties at landscape scale</i>	94
<b>Figure 3.5.</b>	<i>Scatter plot of principal component 1 and 2 for soil properties (profiles)</i>	99
<b>Figura 4.1.</b>	<i>Variabilidad de la concentración de carbono (<math>C_T</math>) y de propiedades edáficas relacionadas con los principales controladores de su estabilización en perfiles de suelo bajo diferentes unidades de uso/cobertura, en un gradiente altitudinal, Cofre de Perote, Veracruz</i>	114
<b>Figura 4.2.</b>	<i>Variabilidad de la concentración de carbono (<math>C_T</math>), del C en biomasa microbiana y de la actividad microbiológica en horizontes superficiales de suelo (0-10cm), bajo diferentes unidades de uso/cobertura, en un gradiente altitudinal, Cofre de Perote, Veracruz</i>	115
<b>Figura 4.3</b>	<i>Almacenes, fracciones y circulación de C en el suelo, sitio Perote</i>	121
<b>Figura 4.4.</b>	<i>Almacenes, fracciones y circulación de C en el suelo, sitio Los Pescados</i>	122
<b>Figura 4.5.</b>	<i>Almacenes, fracciones y circulación de C en el suelo, sitio El Conejo</i>	123
<b>Figura 4.6.</b>	<i>Uso de suelo del año 2003 en el flanco noroccidental del Cofre de Perote</i>	131
<b>Figura A 3.1</b>	<i>Componente principal 1 vs. Componente principal 2(0-10cm), sitio Aguazuelas</i>	156

## LISTA DE CUADROS

		Página
<b>Cuadro 1.1.</b>	<i>Concentración y almacenes de C en los suelos del mundo</i>	28
<b>Table 2.1.</b>	<i>Land use/cover units and meteorological and geomorphologic characteristics of study sites, Cofre de Perote, Mexico</i>	55
<b>Table 2.2.</b>	<i>Soil physical and mineralogical properties (0-10 cm) at three sites, Cofre de Perote, Mexico</i>	56
<b>Table 2.3.</b>	<i>Soil pH and exchangeable bases (0-10 cm) at three sites, Cofre de Perote, Mexico</i>	59
<b>Table 2.4.</b>	<i>Soil carbon, nitrogen and phosphorus (0-10 cm) at three sites, Cofre de Perote, Mexico</i>	61
<b>Table 2.5.</b>	<i>Soil microbial biomass C, basal respiration and metabolic quotient (0-10 cm) at three sites, Cofre de Perote, Mexico</i>	62
<b>Table 2.6.</b>	<i>Soil enzymatic activity (0-10 cm) at three sites, Cofre de Perote, Mexico</i>	63
<b>Table 2.7.</b>	<i>Principal components 1 and 2 scores for the three sites (0-10cm)</i>	68
<b>Table 3.1.</b>	<i>General characteristics of study sites</i>	81
<b>Table 3.2.</b>	<i>General characteristics of soil profiles</i>	90
<b>Table 3.3.</b>	<i>Stocks of total soil carbon, nitrogen, exchangeable bases, Al pyrophosphate-extractable, allophane, water storage at field capacity and available water holding capacity in soil profiles at the four study sites</i>	93
<b>Table 3.4.</b>	<i>Principal component scores for the four study sites (profiles)</i>	96
<b>Cuadro 4.1.</b>	<i>Índices de correlación de Pearson entre variables microbiológicas, propiedades edáficas (0-10cm) y características medioambientales</i>	113
<b>Cuadro 4.2.</b>	<i>Estimación del C potencialmente mineralizable</i>	116
<b>Cuadro A 3.1.</b>	<i>Propiedades físico-químicas y microbiológicas del suelo (0-10cm), sitio Aguazuelas</i>	156
<b>Cuadro A 3.2.</b>	<i>Análisis de componentes principales, pesos de las variables, sitio Aguazuelas</i>	156

## RESUMEN

Los suelos son los principales almacenes de carbono (C) terrestre. Recientemente el C del suelo ha recibido gran atención debido a la importancia de su circulación y almacenes en el cambio climático y para el mantenimiento de la calidad del suelo. El cambio de uso/cobertura del suelo (LUCC, por sus siglas en inglés) modifica los flujos y almacenes de C y en escalas de décadas a siglos ha sido reconocido como el principal factor determinante del almacenamiento de C en el suelo. En América Latina y el Caribe, México es el segundo mayor emisor de gases con efecto invernadero derivados del sector de LUCC y el manejo forestal. En México, los bosques templados cubrían ~44 millones de hectáreas, sin embargo, actualmente se estima que ~27% de esta área ha sido transformada. Los bosques templados cubren más de la mitad del área ocupada por Andosoles en el país. Poco se conoce acerca de la dinámica del C, su estabilización y los efectos del uso y manejo en este tipo de suelos. Aunque la importancia de los Andosoles ha sido reconocida en el contexto de la conservación y secuestro de C debido a su gran capacidad de estabilización de este elemento, son escasos los estudios que analizan los efectos de la conversión de bosques sobre el C en este tipo de suelos. Particularmente, la estabilización del C por complejos Al-humus y por minerales de bajo orden estructural es de central importancia para explicar tanto la variabilidad del C del suelo en paisajes volcánicos como los procesos que determinan los cambios en el C del suelo en respuesta al LUCC. En la presente investigación se evaluó el efecto del LUCC sobre el C total del suelo ( $C_T$ ) y su dinámica, así como los factores determinantes de su variabilidad a escala local y de paisaje en bosques templados del Cofre de Perote en un gradiente altitudinal (2550-3500m) que incluyó suelos del piedemonte (noroccidental y sur) y de las laderas baja y media (noroccidental) de la montaña. La tesis está estructurada en cuatro capítulos. En el capítulo 1 se presenta el marco conceptual. Los objetivos de la investigación se abordan en los capítulos 2 y 3. En el capítulo 2 “Differential influence of land use/cover change on topsoil carbon and microbial activity in low-latitude temperate forests” se evalúa el efecto del LUCC en áreas originalmente cubiertas por bosques templados sobre el C del suelo superficial (0-10cm), la biomasa microbiana y la actividad microbiológica (i.e. respiración basal, actividad hidrolítica,  $\beta$ -glucosidasa y deshidrogenasa). Se analizan tres cronosecuencias ubicadas en el piedemonte, la ladera baja y la ladera media noroccidentales del Cofre de Perote, las cuales representan la conversión de áreas forestales a la agricultura, el posterior abandono de las actividades agrícolas y la recuperación de la vegetación a través de procesos de regeneración y/o reforestación. Este trabajo fue publicado en la revista *Agriculture, Ecosystems & Environment*. En el capítulo 3 “Land use/cover change effects and carbon controls on volcanic soil profiles in highland temperate forests” se cuantifica, a través de un muestreo por horizontes genéticos, el  $C_T$  en perfiles de suelo en el gradiente altitudinal mencionado y se incluyen suelos del piedemonte sur. Además de las trayectorias evaluadas en el capítulo 2, se analizan otras trayectorias de LUCC como la regeneración luego de la deforestación, la transformación de bosques a pastizales y su posterior conversión a la agricultura. En cada horizonte se determinaron características químicas (i.e. C, N, C/N, pH, bases intercambiables) y propiedades mineralógicas (i.e. minerales de bajo orden estructural y Al activo en complejos Al-humus). En este capítulo se evalúan las relaciones entre el  $C_T$  y otras variables edáficas y ambientales, tanto localmente como en el gradiente altitudinal (i.e. escala de paisaje) con el objetivo de identificar e integrar los controladores medio ambientales subyacentes y los efectos del LUCC sobre el  $C_T$ . Este capítulo fue aceptado como artículo de investigación en la revista *Geoderma*. Por último, en el capítulo 4 se presentan las consideraciones finales de la investigación, en las cual se resumen e integran los resultados de los capítulos 2 y 3 en el contexto de la interacción entre las propiedades del suelo, su ubicación en el paisaje y el análisis de la vulnerabilidad del  $C_T$  al LUCC.

Los almacenes de  $C_T$  en bosques templados del Cofre de Perote variaron de 7 a 51 kg m<sup>-2</sup>. La formación de complejos Al-humus es el principal controlador de la estabilización del C en los horizontes A y la concentración de minerales de bajo orden estructural, como el alofano, es el principal controlador de la estabilización de  $C_T$  en horizontes C. En el gradiente altitudinal el clima es un controlador del C en la

biomasa microbiana y de su dinámica y existe una limitación de la actividad microbiana por la estabilización química del C. El  $C_T$  en el gradiente altitudinal presenta una diferente vulnerabilidad al LUCC. La conversión de bosques templados a la agricultura causa una disminución de la concentración de  $C_T$  (0-10cm) en los Andosoles estudiados. Sin embargo, la magnitud de esta modificación es superior en los Andosoles Vitrícos del piedemonte en comparación con los Andosoles Silándicos de la ladera y en estos últimos no se modifica el contenido de  $C_T$  en el suelo superficial ni el almacén total en el perfil. La baja vulnerabilidad del  $C_T$  de los Andosoles Silándicos al LUCC es explicada por la estabilización de C mediante su asociación a complejos Al-humus y minerales de bajo orden estructural. El LUCC modifica diferencialmente la dinámica microbiana en relación con la posición en el paisaje y las propiedades del suelo. Condiciones ambientales específicas y los niveles de C en la biomasa microbiana son determinantes de la sensibilidad de la biomasa microbiana al LUCC y de su potencialidad como indicador de los efectos del cambio de uso del suelo. En los Andosoles Vitrícos del piedemonte noroccidental la erosión es el principal proceso mediante el cual se ha reducido el  $C_T$  luego de la conversión del bosque a la agricultura. Además de la pérdida de horizontes superficiales, la menor capacidad de protección del C de los horizontes B expuestos, el mantenimiento de niveles altos de la actividad microbiológica y la dependencia de la concentración de C de los niveles de productividad aérea explican la pérdida de  $C_T$ . La recuperación de la cobertura forestal luego del abandono del uso agrícola favorece la formación de horizontes A y el consecuente incremento del  $C_T$  en los Andosoles Vitrícos. En los Andosoles Silándicos de las laderas la disminución de la concentración de  $C_T$  en el suelo superficial luego de la conversión de áreas forestales a la agricultura está relacionada con la modificación de mecanismos de estabilización química del C, cambios en la biomasa microbiana y su actividad. Asimismo, una baja disponibilidad de N y de C lábil, así como condiciones de temperatura menos restrictivas debidas al uso agrícola pueden ser determinantes de una mayor pérdida de  $C_T$ . Con base en las estimaciones preliminares de almacenes de  $C_T$  presentadas se señala la importancia de la inclusión de los Andosoles del Cofre de Perote en programas de pago por servicios ambientales. La vinculación de las áreas forestales del piedemonte a estrategias de deforestación y degradación evitadas es fundamental para la conservación de los almacenes de C en el suelo (142,287Mg), para los cuales se proyecta un incremento de 408,488 Mg en los próximos 50 años. La recuperación de la cubierta forestal en áreas actualmente de uso agrícola en el piedemonte podría generar un aumento del almacén de C en el suelo de 13,311 Mg en 15 años. La protección de la cubierta forestal en la ladera noroccidental es importante para la conservación de los grandes almacenes de C edáfico (295,376 Mg).

## ABSTRACT

Soil is the largest carbon (C) pool in terrestrial ecosystems. Recently the soil C has received great attention due to the important role of its cycling and pools in climate change and the soil quality maintenance. Land use/cover change (LUCC) modifies the C fluxes and pools and it has been suggested that at scales of decades to centuries LUCC is the main factor determining soil C storage. In Latin America and the Caribbean, Mexico is the second highest emitter of greenhouse gases derived from LUCC and the forestry sector. In Mexico ~27% of the ~44 million of hectares originally covered by temperate forests have been transformed. Furthermore, in Mexico temperate forests cover more than half of the area occupied by Andosols. Little is known about the C dynamics, stabilization and the effects of land use and management in these soils. The importance of Andosols for soil C conservation and sequestration has been recognized due to their high C stabilization capacity. However, studies about the effects of forests conversion to agriculture on the C in Andosols are scarce. Particularly, soil C stabilization by Al-humus complexes and short-range-order minerals is a key issue to explain soil C variability in volcanic landscapes and the processes determining the C changes after LUCC. This study presents an evaluation of the effect of LUCC on total soil C ( $C_T$ ), its dynamics, and the factors determining its variability at local and landscape scales in temperate forests at Cofre de Perote along an altitudinal gradient (2550-3500m). This gradient included piedmont soils (northwest and south soils) and lower and middle mountain slopes (northwest soils). The thesis is structured in four chapters. Chapter 1 presents the conceptual framework. The research objectives are developed in chapters 2 and 3. Chapter 2 -“Differential influence of land use/cover change on topsoil carbon and microbial activity in low-latitude temperate forests”- examines the effect of LUCC on topsoil C (0-10cm), microbial biomass C and microbial activity (i.e. basal respiration, hydrolytic,  $\beta$ -glucosidase and dehydrogenase activities) in temperate forests. Three chronosequences located at the piedmont, low and middle northwest slopes of Cofre de Perote are analyzed. These chronosequences represent forest conversion to agriculture and the subsequent abandonment and the recovery of vegetation through regeneration and reforestation. This part of the research was published in the journal *Agriculture, Ecosystems & Environment*. In chapter 3 -“Land use/cover change effects and carbon controls on volcanic soil profiles in highland temperate forests”-  $C_T$  is quantified by genetic soil horizons of profiles from the above mentioned altitudinal gradient and from the south piedmont. Besides the LUCC pathways analyzed in chapter 2, other trajectories are studied such as regeneration after deforestation, forest transformation to pasture and its conversion to agriculture. Chemical characteristics (i.e. C, N, C/N ratio, pH, exchangeable bases) and mineralogical properties (i.e. short-range-order minerals and Al in Al-humus complexes) of each soil horizon were determined. The relation between  $C_T$  and other soil and environmental properties was studied at local and landscape scales in order to identify and integrate the underlying controls on  $C_T$  and the effects of LUCC. Chapter 3 was accepted for publication by the journal *Geoderma*. Finally, chapter 4 summarizes and integrates the main research results of chapters 2 and 3 in the context of interaction of soil properties, soil location on the landscape and  $C_T$  vulnerability to LUCC.

The  $C_T$  stocks in temperate forest at Cofre de Perote ranged from 7 to 51 kg m<sup>-2</sup>. The formation of Al-humus complexes is the main control on  $C_T$  stabilization in A horizons, while the concentration of short-range-order minerals as allophane is the main control in C horizons. Along the altitudinal gradient climate controls the microbial biomass C and its dynamics. Microbial activity is restricted by the chemical stabilization of soil C. The  $C_T$  has a differential vulnerability to LUCC along the altitudinal gradient. Forest conversion to agriculture reduces  $C_T$  concentration in the topsoil (0-10cm) of the studied Andosols. Nevertheless, the magnitude of this modification is higher in Vitric Andosols on the piedmont than in Silandic Andosols on the mountain slopes. Furthermore, in Silandic Andosols there are no changes on topsoil  $C_T$  content or on the total  $C_T$  stock in the soil profile. The low vulnerability of Silandic Andosols  $C_T$  to LUCC is explained by the stabilization of C through its association to Al-humus complexes and short-range-order minerals. The LUCC modifies differentially the microbial dynamics in connection with landscape position and soil properties. Specific site environmental conditions and microbial biomass C reference levels

*determine the sensitivity of the microbial biomass to LUCC and its usefulness as indicator of the effects of LUCC. In Vitric Andosols at the northwest piedmont, soil erosion is the main processes through which  $C_T$  is reduced after forest conversion to agriculture. In addition to the loss of surface horizons on these piedmont soils,  $C_T$  reduction is explained by the low capacity to protect the  $C_T$ , by the maintenance of high levels of microbial activity and by the dependence of  $C_T$  on aboveground productivity. Forest recovery after agriculture abandonment promotes the formation of A horizons and the increase of  $C_T$  in Vitric Andosols. The reduction of topsoil  $C_T$  concentration after forest conversion to agriculture in Silandic Andosols is related to the modification of chemical mechanisms of C stabilization, to changes in microbial biomass and its activity. Moreover in Silandic Andosols, a low availability of N and labile C, as well as less restrictive conditions of temperature due to agricultural use, could determine a high reduction of  $C_T$ . Attention is drawn to the importance of including Cofre de Perote Andosols in programs of payment for environmental services. Based on the preliminary estimates of  $C_T$  stocks, the case is made that the inclusion of forest lands of the northwest piedmont in strategies to avoid deforestation and forest degradation is fundamental to preserve the soil C stocks (142,287 Mg). A rise of 408,488 Mg C is estimated for these soils in the next 50 years. The recovery of forest cover in areas currently occupied by crops on the piedmont could cause an increase of  $C_T$  stocks of 13,311 Mg in 15 years. The conservation of forest covert on mountain slopes of the northwest is crucial to preserve the high soil C stocks (295,376 Mg).*



## ***INTRODUCCIÓN***

El uso del suelo y en general la actividad humana en los ecosistemas se han reconocido como factores ecológicos que tienen consecuencias en diversas escalas espaciales y temporales, y que impactan diferentes compartimentos de los ecosistemas (Foster *et al.*, 2003; Foley *et al.*, 2005). La transformación de los ecosistemas naturales genera pérdida de biodiversidad, cambios en los ciclos hidrológicos y biogeoquímicos, erosión, fragmentación y disminución de la resiliencia del sistema (Jansky *et al.*, 2002). El cambio de uso/cobertura del suelo (LUCC, por sus siglas en inglés) afecta el balance global de carbono (C) debido a que modifica los flujos y almacenes de este elemento (Scott *et al.*, 2002; Lal, 2004). Mundialmente las emisiones de CO<sub>2</sub> relacionadas con el LUCC son la segunda mayor fuente antropogénica de CO<sub>2</sub> (1.5 ± 0.7 Pg C anuales; Le Quéré *et al.*, 2009). Aproximadamente el 20% del incremento en las concentraciones atmosféricas de CO<sub>2</sub> ha sido atribuido al LUCC (Lal, 2004). Particularmente en México el 16% de las emisiones totales de gases con efecto invernadero se derivan del LUCC, el manejo forestal y la agricultura (SEMARNAT, 2009). En América Latina y el Caribe, México es el segundo mayor emisor de gases con efecto invernadero derivados del sector de LUCC y el manejo forestal (UNFCCC, 2005).

Los suelos son los principales almacenes de C terrestre (Lal *et al.*, 1995). El almacén de C en el suelo está compuesto por C orgánico (1550 Pg), el cual se concentra principalmente en el primer metro de profundidad, y el C inorgánico (1700 Pg) el cual se ubica en su mayoría por debajo de 1m de profundidad (Lal *et al.*, 1995). A escala global el C edáfico triplica el C atmosférico y es cuatro veces mayor que el almacén biótico (Lal, 2001a y b). Recientemente el C del suelo ha recibido gran atención debido a la importancia de su circulación y almacenes en el cambio climático y el mantenimiento de la calidad del suelo. De particular importancia es el C orgánico del suelo (COS) por su participación en funciones relacionadas con la productividad del suelo (*e.g.* influencia la disponibilidad de nutrientes y agua) y a que tiene un papel regulador fundamental (*e.g.* reduce la erodabilidad del suelo, filtra y promueve la biodegradación de agentes contaminantes, regula la emisión a la atmósfera de gases con efecto invernadero; Lal, 2004). El LUCC ha sido reconocido como el principal factor determinante del almacenamiento del COS en escalas de décadas a siglos

(Scott *et al.*, 2002). En el suelo, el LUCC produce modificaciones de las características químicas (*e.g.* flujos de nutrientes y tasas de descomposición), físicas (*e.g.* estructura) y biológicas (*e.g.* diversidad de microorganismos y actividad enzimática; Lal, 2004).

### **PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA Y OBJETIVOS DE LA INVESTIGACIÓN**

A pesar de la importancia del LUCC como un factor ecológico determinante del almacenamiento de COS en ecosistemas terrestres (Scott *et al.*, 2002), los procesos que regulan la dinámica del COS no están suficientemente entendidos en muchos ecosistemas (Wang y Hsieh, 2002). De hecho, la mayoría de los estudios que analizan la dinámica del COS en respuesta al LUCC se han realizado en bosques tropicales (Fearnside y Barbosa, 1998; McGrath *et al.*, 2001; Guo y Gifford 2002; Murty *et al.* 2002), y pocos se han desarrollado en zonas de bosques templados (Chen y Li, 2003). Se ha documentado que después de los bosques tropicales, los bosques templados contienen el mayor almacén de C en la vegetación y el suelo ( $1.4 \times 10^{17}$ g de C y  $2.6 \times 10^{17}$ g de C en la biomasa aérea y el suelo respectivamente; Field *et al.*, 2004). Particularmente en bosques templados, los efectos del LUCC sobre el C del suelo han sido estudiados en latitudes medias y pocos estudios se han desarrollado en bosques localizados en latitudes bajas (*e.g.* Mendoza-Vega *et al.*, 2003; Campos, 2004, 2006; Prado *et al.*, 2007).

Por otra parte, poco se conoce acerca de la dinámica del C, su estabilización y los efectos del uso y manejo en Andosoles (Lal *et al.*, 1998). Son escasos los estudios que analizan los efectos de la conversión de bosques sobre el C en Andosoles y las respuestas no evidencian tendencias claras en cuanto a la dirección y magnitud de los cambios, observándose incrementos, disminución y conservación de los almacenes después de la transformación a usos agropecuarios (*e.g.* Ross *et al.*, 1999; Kawahigashi *et al.*, 2003; Parfitt *et al.*, 2003; Huygens *et al.*, 2005; Lemenih *et al.*, 2005; Campos, 2006). Estudios comparativos con otros tipos de suelos revelan que el efecto de LUCC

puede ser menor sobre el C almacenado en Andosoles, lo cual se atribuye a la alta estabilidad de la materia orgánica presente en estos suelos (Parfitt *et al.*, 1997). Los cambios en diversas direcciones sugieren una fuerte dependencia de la respuesta del C del escenario ambiental y de manejo, debido a una interacción entre la historia de uso, las estrategias de manejo y los factores determinantes de la formación del suelo.

El almacenamiento y la dinámica del COS dependen la interacción de numerosos factores que operan en diferentes escalas (*e.g.* clima, material parental, posición en el paisaje, cobertura, uso y manejo del suelo). La heterogeneidad de las características biofísicas del paisaje y la expresión espacial del LUCC son determinantes de la variabilidad del C (Burke *et al.*, 1989; Powers y Schlesinger, 2002; Tan *et al.*, 2004; Homann *et al.*, 2007). El LUCC genera gradientes ambiental y espacialmente complejos, lo cual causa incertidumbre sobre la cantidad y distribución del C almacenado en el paisaje. Teniendo en cuenta los retos que plantea el uso sostenible del suelo y el manejo de su potencialidad para el secuestro y conservación de C, es imperativo entender a escalas locales y de paisaje los procesos y mecanismos determinantes de la dinámica de C.

En México más de la mitad del área ocupada por Andosoles está cubierta por bosques templados (1 244 378 ha; Palacio-Prieto *et al.*, 2000). La superficie de distribución potencial de bosques templados en el país es de ~44 millones de hectáreas, sin embargo, actualmente se estima que ~27% de esta área ha sido transformada a otros usos de suelo, principalmente a usos agrícolas y pastizales (SEMARNAT, 2008). Los bosques templados del Cofre de Perote han sido sometidos históricamente a un intenso proceso de extracción forestal, deforestación y posterior establecimiento de actividades agrícolas y de ganadería (Montoya, 2008; García-Romero *et al.*, 2010). Asimismo, amplias zonas agrícolas se han abandonado, dando lugar al desarrollo de procesos de regeneración, mientras otras han sido reforestadas en diferentes períodos (Montoya, 2008; García-Romero *et al.*, 2010). Este mosaico de usos y de características ambientales (*i.e.* topográficas, geomorfológicas, geológicas, climáticas y edáficas), así como la acumulación natural de C en estos suelos de origen

volcánico, ofrecen un escenario particularmente adecuado para analizar la dinámica del C bajo condiciones de LUCC en bosques templados.

En la presente investigación se evaluó el efecto del LUCC sobre la dinámica del C y los factores determinantes de su variabilidad a escala local y de paisaje en bosques templados del Cofre de Perote. La investigación se basó en dos hipótesis: (1) El cambio de uso/cobertura del suelo en áreas de bosques templados desarrollados sobre suelos volcánicos causa cambios de la concentración y contenidos de C en el suelo relacionados con la modificación de los mecanismos de protección de la materia orgánica y la actividad microbiológica y, (2) la concentración y el contenido de C en el suelo responden a atributos biofísicos del paisaje relacionados con el tipo de uso/cobertura, características edáficas, geomorfológicas y topográficas.

La información generada aporta al análisis de los efectos de la conversión de bosques templados a sistemas agropecuarios sobre el C, así como a la evaluación de los efectos del posterior abandono del uso agrícola y la recuperación de la vegetación a través de la regeneración. También contribuye a la estimación de la potencialidad de estos suelos para la conservación y secuestro de C y al análisis de las interacciones a escala de paisaje entre la biogeoquímica del C y el LUCC. El objetivo general de la investigación fue: Evaluar el efecto del cambio de uso/cobertura del suelo sobre el carbono del suelo, en bosques templados de alta montaña del Cofre de Perote. Los objetivos particulares fueron:

- Analizar el efecto del cambio de uso/cobertura del suelo en bosques templados sobre la concentración y el contenido de C en el suelo.
- Evaluar el C asociado a la biomasa microbiana del suelo y procesos mediados por los microorganismos relacionados con la circulación de C en el suelo (*i.e.* respiración basal, actividad enzimática), bajo escenarios de cambio de uso/cobertura del suelo en bosques templados.

- Explorar las relaciones entre el C del suelo, propiedades edáficas y ambientales para identificar e integrar los controladores medioambientales del C del suelo y los efectos del cambio de uso/cobertura del suelo en bosques templados.

### ***ESTRUCTURA DE LA TESIS***

La tesis está estructurada en cuatro capítulos. En el capítulo 1 se presenta el marco conceptual. Los objetivos de la investigación se abordan en los capítulos 2 y 3, los cuales están estructurados como artículos. En el capítulo 2, *Differential influence of land use/cover change on topsoil carbon and microbial activity in low-latitude temperate forests*, se analiza el efecto del LUCC en áreas originalmente cubiertas por bosques templados sobre el C del suelo (0-10cm), la biomasa microbiana y la actividad microbiológica, esta última estimada a partir de la respiración basal y la actividad enzimática (*i.e.* actividad  $\beta$ -glucosidasa, deshidrogenasa e hidrolítica). Específicamente en ese capítulo se analizan tres cronosecuencias en diferentes posiciones altitudinales del Cofre de Perote, las cuales representan la conversión de áreas forestales a la agricultura, el posterior abandono de las actividades agrícolas y la recuperación de la vegetación a través de procesos de regeneración y/o reforestación. Este trabajo fue publicado en la revista *Agriculture, Ecosystems & Environment* (Gamboa y Galicia, 2011). En el capítulo 3, *Land use/cover change effects and carbon controls on volcanic soil profiles in highland temperate forests*, se evalúa el efecto del LUCC sobre el C en el perfil del suelo. Debido a que la dinámica de transformación de los bosques en el Cofre de Perote es compleja, en este capítulo se incluyen además de las unidades de uso/cobertura estudiadas en el capítulo 2, otras unidades de regeneración que son también dominantes en el área de estudio y que en algunos casos representan trayectorias de LUCC diferentes a la conversión de bosques a la agricultura y abandono de este uso, en particular la deforestación y posterior establecimiento de áreas de regeneración. Además de las cronosecuencias evaluadas en el capítulo 2

se analiza una cronosecuencia intermedia en el gradiente altitudinal inicialmente estudiado. Esta cronosecuencia es representativa de otra de las trayectorias de uso dominantes en el Cofre de Perote, en la cual áreas forestales son transformadas a pastizales y posteriormente estos son convertidos en áreas agrícolas. En este capítulo se estudian las relaciones entre el C del suelo y otras variables edáficas y ambientales tanto localmente como en el gradiente altitudinal. Este capítulo fue aceptado como artículo de investigación en la revista *Geoderma*. Por último, en el capítulo 4 se presentan las consideraciones finales de la investigación.

## REFERENCIAS

- Burke, I.C., Yonker, C.M., Parton, W.J., Cole, C.V., Schimel, D.S., Flach, K., 1989. Texture, climate, and cultivation effects on soil organic matter content in U.S. grassland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53, 800-805.
- Campos, A., 2004. Effects of subsistence farming system on soil surface CO<sub>2</sub>-C flux on Cofre de Perote volcano slopes, Veracruz (Mexico). *For. Ecol. Manage.* 199, 273-282.
- Campos A., 2006. Responses of soil surface CO<sub>2</sub>-C flux to land use changes in a tropical cloud forest (Mexico). *For. Ecol. Manage.* 234, 305-312.
- Chen, X., Li, B., 2003. Change in soil carbon and nutrient storage after human disturbance of a primary Korean pine forest in Northeast China. *For. Ecol. Manage.* 186, 197-206.
- Fearnside, P., Barbosa, R., 1998. Soil carbon changes from conversion of forest to pasture in Brazilian Amazonia. *For. Ecol. Manage.* 108, 147-166.
- Field, C., Raupach, M.R., Victoria, R., 2004. The global carbon cycle: Integrating humans, climate and the natural world. En: Field, C., Raupach, M.R., (Eds.), *The global carbon cycle: Integrating humans, climate and the natural world*. Island Press, Washington, pp. 1-16.
- Foley, J., Defries, R., Asier, G., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S., Chapin, S., Coe, M., Daily, G., Gibbs, H., Helkowski, J., Holloway, T., Howard, E., Kucharik, Ch., Monfreda, Ch., Patz, J., Prentice, C., Ramankutty, N., Snyder, P., 2005. Global consequences of land use. *Science* 309, 570-574.
- Foster, D., Swanson, F., Aber, J., Burke, I., Brokaw, N., Tilman, D., Knapp, A., 2003. The importance of land-use legacies to ecology and conservation. *Bioscience* 53, 77-88.
- Gamboa, A.M., Galicia, L. 2011. Differential influence of land use/cover change on topsoil carbon and microbial activity in low-latitude temperate forests. *Agr. Ecosys. Environ.* 142, 280-290.
- García-Romero, A., Montoya, Y., Ibarra, M.V., Garza, G.G., 2010. Economía y política en la evolución contemporánea de los usos del suelo y la deforestación en México: El caso del volcán Cofre de Perote. *Interciencia* 35, 321-328.
- Guo, L.B., Gifford, R.M., 2002. Soil carbon stocks and land use change: A meta analysis. *Glob. Change Biol.* 8, 345-360.
- Homann, P., Kapchinske, J., Boyce, A., 2007. Relations of mineral-soil C and N to climate and texture: Regional differences within the conterminous USA. *Biogeochemistry* 85, 303-316.
- Huygens, D., Boeckx, P., van Cleemput, O., Oyarzun, C., Godoy, R., 2005. Aggregate and soil organic carbon dynamics in South Chilean Andisols. *Biogeosciences* 2, 159-174.

- Jansky, L., Ives, J., Furuyashiki, K., Watanabe, T., 2002. Global mountain research for sustainable development. *Global Environ. Chang.* 12, 231-239.
- Kawahigashi, M., Sumida, H., Yamamoto, K., 2003. Seasonal changes in organic compounds in soil solutions obtained from volcanic ash soils under different land uses. *Geoderma* 113, 381-396.
- Lal, R., 2001a. Soil and greenhouse effect. En: Lal, R., (Ed.), *Soil carbon sequestration and the greenhouse effect*. SSSA Special Publication No. 57. Soil Science Society of America, Madison, pp. 1-8.
- Lal, R., 2001b. The potential of soil carbon sequestration in forest ecosystems to mitigate the greenhouse effect. En: Lal, R., (Ed.), *Soil carbon sequestration and the greenhouse effect*. SSSA Special Publication No. 57. Soil Science Society of America, Madison, pp. 137-154.
- Lal, R., 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123, 1-22.
- Lal, R., Kimble, J., Levine, E., Whitman, C., 1995. World Soils and Greenhouse Effect: An Overview. En: Lal, R., Kimble, J., Levine, E., Stewart, B.A., (Eds.), *Soils and Global Change*. Advances in Soil Science. CRC Press, Boca Raton, pp. 1-7.
- Lal, R., Kimble, J., Follett, R., 1998. Knowledge gaps and researchable priorities. En: Lal, R., K.J., Follett, R., Stewart, B. (Eds.), *Soil Processes and the carbon cycle*. CRC Press, Boca Raton, pp. 595-604.
- Le Quéré, C., Raupach, M.R., Canadell, J.G., Marland, G., Bopp, L., Ciais, P., Conway, T.J., Doney, S.C., Feely, R.A., Foster, P., Friedlingstein, P., Gurney, K., Houghton, R.A., House, J.I., Huntingford, C., Levy, P.E., Lomas, M.R., Majkut, J., Metzl, N., Ometto, J.P., Peters, G.P., Prentice, I.C., Randerson, J.T., Running, S.W., Sarmiento, J.L., Schuster, U., Sitch, S., Takahashi, T., Viovy, N., van der Werf, G.R., Woodward, F.I., 2009. Trends in the sources and sinks of carbon dioxide. *Nature Geosci.* 2, 831-836.
- Lemenih, M., Karlun, E., Olsson, M., 2005. Soil organic matter dynamics after deforestation along a farm field chronosequence in southern highlands of Ethiopia. *Agr. Ecosys. Environ.* 109, 9-19.
- McGrath, D., Smith, C., Gholz, H., Oliveira, F., 2001. Effects of land-use change on soil nutrient dynamics in Amazonia. *Ecosystems* 4, 625-645.
- Mendoza-Vega, J., Karlun, E., Olsson, M., 2003. Estimations of amounts of soil organic carbon and fine root carbon in land use and land cover classes, and soil types of Chiapas highlands, Mexico. *For. Ecol. Manage.* 177, 191-206.
- Montoya Resendiz, Y., 2008. Dinámica del uso del suelo y la fragmentación del bosque de pino con aile del Volcán Cofre de Perote (1970-2003). Tesis de Maestría. Posgrado en Geografía. Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Murty, D., Kirschbaum, M.U.F., McMurtrie, R.E., McGilvray, H., 2002. Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? A review of the literature. *Glob. Change Biol.* 8, 105-123.
- Palacio-Prieto, J.L., Bocco, G., Velázquez, A., Mas, J.F., Takaki, F., Victoria, A., Luna González, L., Gómez Rodríguez, G., López García, J., Palma Muñoz, M., Trejo Vázquez, I., Peralta, A., Prado Molina, J., Rodríguez Aguilar, A., Mayorga Saucedo, R., González Medrano, F., 2000. La condición actual de los recursos forestales en México: Resultados del Inventario Forestal Nacional 2000. *Investigaciones Geográficas* 43, 183-203.
- Parfitt, R.L., Theng, B.K.G., Whitton, J.S., Shepherd, T.G., 1997. Effects of clay minerals and land use on organic matter pools. *Geoderma* 75, 1-12.
- Parfitt, R.L., Scott, N.A., Ross, D.J., Salt, G.J., Tate, K.R., 2003. Land-use change effects on soil C and N transformations in soils of high N status: Comparisons under indigenous forest, pasture and pine plantation. *Biogeochemistry* 66, 203-221.
- Powers, J.S., Schlesinger, W.H., 2002. Relationships among soil carbon distributions and biophysical factors at nested spatial scales in rain forests of northeastern Costa Rica. *Geoderma* 109, 165-190.



- Prado, B., Duwig, C., Hidalgo, C., Gomez, D., Yee, H., Prat, C., Esteves, M., Etchevers, J.D., 2007. Characterization, functioning and classification of two volcanic soil profiles under different land uses in Central Mexico. *Geoderma* 139, 300-313.
- Ross, D.J., Tate, K.R., Scott, N.A., Feltham, C.W., 1999. Land-use change: Effects on soil carbon, nitrogen and phosphorus pools and fluxes in three adjacent ecosystems. *Soil Biol. Biochem.* 31, 803-813.
- Scott, N.A., Tate, K.R., Giltrap, D.J., Tattersall Smith, C., Wilde, H.R., Newsome, P.J.F., Davis, M.R., 2002. Monitoring land-use change effects on soil carbon in New Zealand: Quantifying baseline soil carbon stocks. *Environ. Pollut.* 116, S167-S186.
- SEMARNAT, 2008. Informe de la situación del medio ambiente en México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México, DF.
- SEMARNAT, 2009. México Cuarta Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México, DF.
- Tan, Z.X., Lal, R., Smeck, N.E., Calhoun, F.G., 2004. Relationships between surface soil organic carbon pool and site variables. *Geoderma* 121, 187-195.
- UNFCCC, 2005. Sixth compilation and synthesis of initial national communications from parties not included in Annex I to the Convention. Inventories of anthropogenic emissions by sources and removals by sinks of greenhouse gases. United Nations Framework Convention on Climate Change, <http://unfccc.int/resource/docs/2005/sbi/eng/18a02.pdf>.
- Wang, Y., Hsieh, Y., 2002. Uncertainties and novel prospects in the study of the soil carbon dynamics. *Chemosphere* 49, 791-804.

# **CAPÍTULO 1**

*MARCO CONCEPTUAL*

## 1.1. CARBONO EN LA MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO: ALMACENES Y FRACCIONES

El papel del suelo como fuente o almacén de C depende tanto de los flujos de C como de su tiempo de residencia (Wang y Hsieh, 2002). La materia orgánica del suelo (MOS) es un compartimento muy complejo y se ha subdividido teóricamente en almacenes teniendo en cuenta la cinética de su descomposición: *pasivo*, *lento* y *activo* (Wander, 2004). Estos almacenes son estimados a partir de diferentes fracciones de la MOS, las cuales pueden ser de tipo biológico, químico o físico (Wander, 2004; Figura 1.1). Sollins *et al.* (1996) plantean que la descomposición de la MOS depende de tres factores: (1) la recalcitrancia de las moléculas, (2) las interacciones entre los componentes orgánicos e inorgánicos y (3) la accesibilidad de los microorganismos a la MOS. El almacén *pasivo* o *estable*, con tiempos de vida media de décadas a siglos, corresponde al recalcitrante por su asociación con la fracción mineral del suelo y/o por sus características bioquímicas (*e.g.* sustancias húmicas). El *lento* tiene tasas de descomposición de años a décadas y está conformado por residuos orgánicos parcialmente descompuestos, protegidos físicamente por los agregados del suelo. El *activo* o *lábil* es el más dinámico y corresponde a los materiales más jóvenes con tiempos de recambio de días a años (*e.g.* C en la biomasa microbiana, carbono orgánico disuelto y el C asociado a residuos vegetales recientemente depositados; Six *et al.*, 2002; Wander, 2004). El almacén lábil es determinante para el abastecimiento de energía y de los nutrientes necesarios para la productividad de los ecosistemas a corto plazo. En contraste, el almacén estable determina las reservas de C y nutrientes a largo plazo (Stevenson, 1994; Figura 1.1).

## 1.2. ACUMULACIÓN DE C EN ANDOSOLES

Los materiales de origen volcánico reciente que dan origen a los Andosoles presentan abundante vidrio volcánico, el cual se intemperiza muy fácilmente dando lugar a la formación de minerales secundarios de bajo orden estructural. Varias de las propiedades de los Andosoles están

relacionadas con la presencia de estos materiales como el alofano, la imogolita, la ferrihidrita y los complejos Al/Fe-humus (Shoji *et al.*, 1993). Los Andosoles presentan una importante acumulación de C ( $31 \text{ kg m}^{-2}$ ; Cuadro 1.1), la cual se ha explicado por la estabilización de la MOS con minerales de bajo orden estructural y la formación de complejos organo-metálicos (Nanzyo *et al.*, 1993; Johnson-Maynard, 2002). Esta estabilización de la MOS la hace altamente resistente a la descomposición, causando que su tiempo medio de residencia sea muy alto y la tasa de circulación de C muy baja en los Andosoles. De esta forma, la acumulación de material orgánico es una característica fundamental durante el desarrollo de horizontes A en estos suelos (Shoji *et al.*, 1993).

Se ha descrito que existe una relación entre el régimen de humedad del suelo y los contenidos de C en Andosoles (Shoji *et al.*, 1993). Estudios de secuencias bioclimáticas evidencian menores contenidos de C en condiciones xéricas. Por ejemplo, Broquen *et al.* (2005), quienes estudiaron suelos en un rango de precipitación media anual entre los 700 y 2000mm, registraron 66% menos carbono orgánico (CO) en Andosoles xéricos con respecto a los desarrollados en regímenes údicos. Asimismo, diferencias en las relaciones C/N del suelo sugieren que la tasa de mineralización del CO es superior en condiciones xéricas (Broquen *et al.*, 2005). Campos *et al.* (2001) registraron concentraciones de C muy superiores en condiciones údicas en comparación con las encontradas en regímenes xéricos. En ambientes húmedos y fríos, se plantea que la materia orgánica (MO) puede jugar un papel antialofánico (Shoji *et al.*, 1993). La formación de complejos con la MOS limita la disponibilidad de Al restringiendo la formación de alofano e imogolita (Shoji *et al.*, 1993). Se ha señalado que los Andosoles no alofánicos, donde el Al y el Fe forman complejos con el humus, acumulan más C que los alofánicos, aquellos donde las formas activas del Al y el Fe son el alofano, imogolita y ferrihidrita (Nanzyo *et al.*, 1993; Aran *et al.*, 2001; Nishiyama *et al.*, 2001).

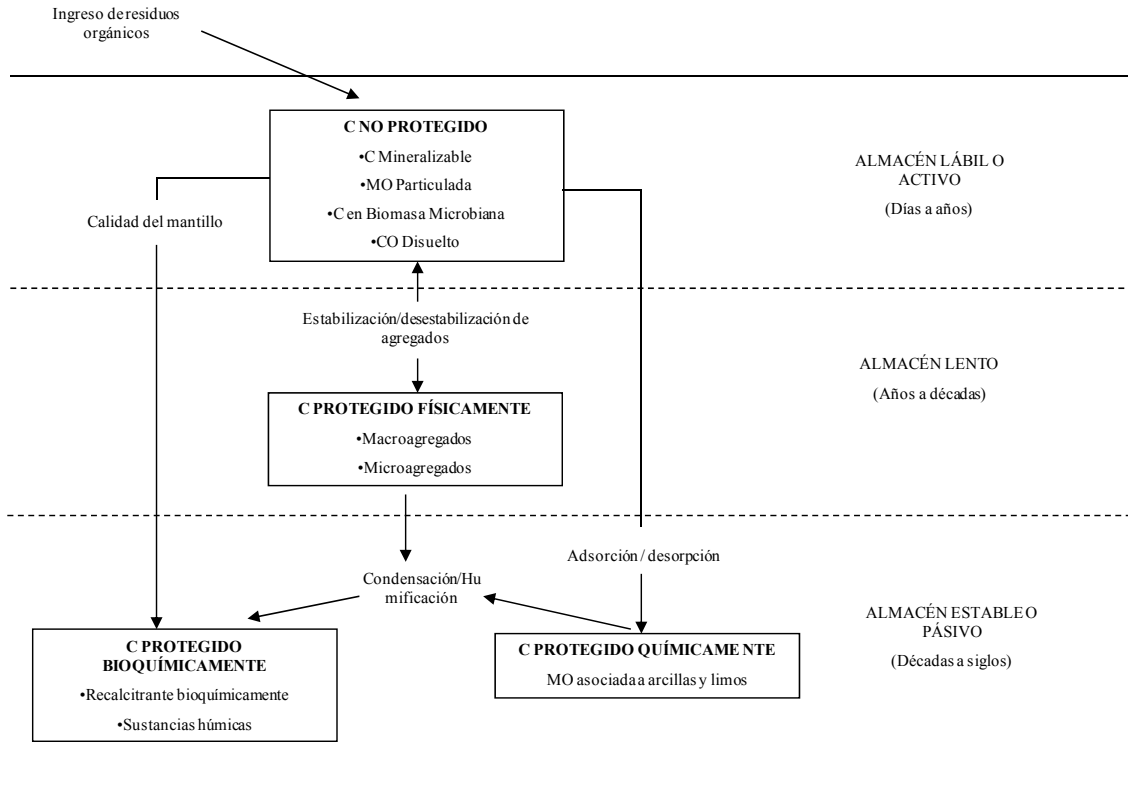


Figura 1.1. Almacenes y fracciones del carbono orgánico del suelo. Adaptado de Six *et al.* (2002).

Cuadro 1.1. Concentración y almacenes de C en los suelos del mundo

Orden	C (kg * m <sup>-2</sup> )	Area (km <sup>2</sup> ) (*1000)	Almacén de C (Pg)
Histosoles	205	1.745	357
Andisoles	31	2.552	78
Spodosoles	14	4.878	71
Mollisoles	13	5.480	72
Vertisoles	6	3.287	19
Ultisoles	9	11.330	105
Alfisoles	7	18.283	127
Oxisoles	10	11.772	119
Aridisoles	3	31.743	110
Inceptisoles	16	21.580	352
Entisoles	10	14.921	148
Otros	2	7.644	18

Fuente: Eswaran *et al.* (1993)

La importancia de los Andosoles ha sido reconocida en el contexto de la conservación y secuestro de C debido a su gran capacidad de estabilización de C (Campos *et al.*, 2004; Rodríguez

*et al.*, 2006; Peña-Ramírez *et al.*, 2009). Sin embargo, la participación relativa de los diferentes mecanismos involucrados en la protección de la MOS contra la mineralización es aún poco clara (Percival *et al.*, 2000; Huygens *et al.*, 2005; Tonneijck *et al.*, 2010). Por otra parte, aunque se ha sugerido que la estabilización química de la MOS es el mecanismo determinante de la acumulación de C en suelos ricos en Al como los Andosoles (Percival *et al.*, 2000), las interacciones entre el Al activo y los diferentes componentes del suelo no están completamente entendidos (Huygens *et al.*, 2005). Algunos autores han documentado una mayor proporción de C en complejos Al-humus en comparación con el C asociado a minerales de bajo orden estructural como el alofano (Nanzyo *et al.*, 1993; Percival *et al.*, 2000). Igualmente, se ha reportado una mayor protección de la MOS contra la mineralización debida a la formación de complejos Al-humus, en comparación con la protección debida a su asociación al alofano o la imogolita (Boudot, 1992). No obstante, en suelos volcánicos también se ha observado una mayor estabilización de C en relación con el incremento del contenido de minerales de bajo orden estructural (Torn *et al.*, 1997; Powers y Schlesinger, 2002; Basile-Doelsch *et al.*, 2005; Kleber *et al.*, 2005), así como una reducción de la tasa de descomposición de la MOS por su adsorción a esta fracción mineral (Saggar *et al.*, 1994; Miltner y Zech, 1998).

Además de la estabilización química, mecanismos de protección física han sido también señalados como determinantes de los altos contenidos de C en los Andosoles (Gijssman y Sanz 1998; Huygens *et al.*, 2005; Buurman *et al.*, 2007; Chevallier *et al.*, 2010). Más aun, se ha planteado que en estos suelos la protección del C contra la biodegradación no puede atribuirse a la estabilización química *per se* (Boudot *et al.*, 1989; Huygens *et al.*, 2005). Los Andosoles presentan una alta porosidad y un alto grado de agregación, lo cual ha sido explicado por la presencia de alofano y/o por la acumulación de MOS (Buytaert *et al.*, 2005; Huygens *et al.*, 2005; Tonneijck *et al.*, 2010). La protección de la MOS en la compleja red estructural de poros en los Andosoles Silándicos, específicamente de mesoporos, ha sido relacionada con los altos niveles de almacenamiento de C en estos suelos (Chevallier *et al.*, 2010). Chevallier *et al.*, (2010), quienes

estudiaron un gradiente de suelos con diferente contenido de alofano, registraron un decrecimiento de la biodisponibilidad de la MOS relacionado con el incremento de la agregación debida al alofano y con el aumento de la extensión del rango fractal de estos agregados. Basados en estos resultados, los últimos autores nombrados señalan que rutas de difusión tortuosas más largas disminuyen la biodisponibilidad del C, debido a que los fluidos migran con dificultad en un medio que además, ha sido descrito como poco permeable (Chevallier *et al.*, 2010). De esta forma, la red de poros generada por la agregación del suelo podría restringir la actividad microbiana a través de la limitación de la difusión de enzimas hidrolíticas y de O<sub>2</sub>, y de la disminución del retorno del C solubilizado a los microorganismos. (Mayer *et al.*, 2004; Chevallier *et al.*, 2010). Además de la estabilización química y física de la MOS, la recalcitrancia bioquímica de las sustancias húmicas ha sido reconocida como un factor determinante de los niveles de C en estos suelos (Nanzyo *et al.*, 1993, Dubroeuq *et al.*, 2002). Asimismo, otros mecanismos han sido relacionados con la gran acumulación de C en Andosoles, los cuales interactúan con los mecanismos de protección física y química. Dentro de estos mecanismos están la presencia de niveles tóxicos de Al (Tonnejck *et al.*, 2010), la limitación de la descomposición debida a los altos niveles de saturación de agua (Buytaert *et al.*, 2005), la baja disponibilidad de P y la importante actividad de la mesofauna, la cual es fundamental para la incorporación de MO en los agregados del suelo (Barois *et al.*, 1998; Dubroeuq *et al.*, 2002; Buurman *et al.*, 2007).

La limitación de la actividad microbiana relacionada con estabilización de la MOS contrasta con los altos niveles de transformación de la MO primaria (*i.e.* MO de origen vegetal) observados por algunos autores (Nierop *et al.*, 2005; Buurman *et al.*, 2007). Estudios de la composición molecular de la MO en suelos volcánicos evidencian la dominancia de polisacáridos y pocos contenidos de lignina y grupos alquílicos, lo cual sugiere una rápida descomposición de la MO primaria y la acumulación de MO secundaria (*i.e.* MO de origen microbiano), posiblemente en la red de mesoporos (Nierop *et al.*, 2005; Nierop y Buurman, 2007). Buurman *et al.* (2007) compararon la composición química del mantillo y horizontes superficiales, así como entre

horizontes dominados por alofano y horizontes no alofánicos. Los autores registraron niveles altos de degradación microbiana de la MO primaria en todos los horizontes, la cual fue más pronunciada en horizontes alofánicos. Los autores concluyen que la MO primaria es reemplazada por MO secundaria a tasas muy elevadas, las cuales no han sido documentadas para otros tipos de suelos. Esta fuerte degradación microbiana de la MO primaria, particularmente en suelos alofánicos, sugiere la ocurrencia simultánea de propiedades aparentemente incompatibles, como la alta actividad microbiana y los altos niveles de acumulación de C, la cual es sustentada por la estabilización de la MO secundaria en la intrincada red de poros de estos suelos (Buurman *et al.*, 2007).

### **1.3. FRACCIONES LÁBILES DE LA MOS COMO INDICADORAS DE CAMBIOS EN LA CALIDAD DEL SUELO**

La calidad del suelo ha sido definida como su capacidad para funcionar dentro de los límites ecosistémicos, para sostener la productividad biológica, mantener o mejorar la calidad del agua y del aire, y promover la salud animal y vegetal (Doran y Parkin, 1994; Karlen *et al.*, 1997). Dentro del análisis de los efectos del LUCC sobre la calidad del suelo se ha sugerido la valoración de un conjunto de variables que integren procesos ecosistémicos y características químicas, físicas y biológicas (Doran *et al.*, 1999). El equilibrio de los almacenes de C del suelo es resultado del balance entre los ingresos y las salidas de este elemento del sistema; cuando ocurre un cambio de uso del suelo, este equilibrio es perturbado y posteriormente se alcanza un nuevo equilibrio (Guo y Gifford, 2002). En general, el LUCC modifica los ingresos de MO, la actividad biológica, la disponibilidad de sustratos orgánicos y la erodabilidad del suelo (Feller y Beare, 1997; Guo y Gifford, 2002; Murty *et al.*, 2002). Se ha señalado que las consecuencias del LUCC sobre el carbono orgánico del suelo (COS) dependen de diversos factores, entre los cuales están: los contenidos iniciales de C, las propiedades químicas de los residuos orgánicos, las modificaciones de las comunidades microbianas y de la circulación de N, el clima, el tipo de suelo, la topografía, el



tiempo de uso y las prácticas de manejo (Brown y Lugo, 1990; Chone *et al.*, 1991; Davidson y Ackerman, 1993; Lugo y Brown, 1993; Feller y Beare, 1997; Bruce *et al.*, 1999; Guo y Gifford, 2002).

Es ampliamente aceptado que el LUCC modifica los contenidos totales de C (Post y Kwon, 2000; Guo y Gifford, 2002; Murty *et al.*, 2002; Lal, 2004), sin embargo, se reconoce que estos cambios son generalmente difíciles de detectar, debido a los altos contenidos de C y a la variabilidad natural de las propiedades del suelo (Haynes y Beare, 1996). Los cambios en los contenidos totales de C ocurren lentamente y no ofrecen una adecuada indicación de las modificaciones que se presentan en diferentes fracciones de la MOS (Gregorich *et al.*, 1997; Haynes, 2005). El cambio de uso/cobertura del suelo afecta diferencialmente las fracciones de la MOS y se ha planteado que para el análisis de los efectos del LUCC sobre el C se requiere de la identificación de fracciones lábiles de la MOS, las cuales son más sensibles a estas modificaciones (*i.e.* presentan cambios más pronunciados y las tasas de cambio mayores) y a la variación de las condiciones medioambientales que el C total (Gregorich *et al.*, 1997; Haynes, 2005). La mayor sensibilidad de las fracciones lábiles de la MOS al LUCC es debida a su alta tasa de descomposición (Gregorich *et al.*, 1997; Haynes, 2005). Teniendo en cuenta esta respuesta, variables relacionadas con la biomasa y la actividad microbiana se han propuesto como componentes fundamentales para la evaluación de la calidad del suelo y de los efectos del LUCC (Doran *et al.*, 1999).

La biomasa y la actividad microbianas son determinantes de la circulación de C y nutrientes en el suelo (Nannipieri y Badalucco, 2003). De la actividad microbiológica dependen la descomposición de los residuos orgánicos que ingresan al suelo, la transformación de la MOS, la mineralización e inmovilización de nutrientes y la formación y estabilización de agregados (Frankenberger y Dick, 1983; Dick, 1994; Gregorich *et al.*, 1997). La composición y funcionamiento de las comunidades microbianas del suelo reflejan la interacción entre factores bióticos y abióticos del ecosistema (Wardle y Giller, 1996). Se ha demostrado que la estructura y

diversidad metabólica de los microorganismos del suelo cambia en respuesta al LUCC y el tipo de manejo (Zak *et al.*, 1994; Lupwayi *et al.*, 1998; Bending *et al.*, 2000). Sin embargo, debido a la complejidad de las comunidades microbianas, a las limitaciones técnicas para su aislamiento y a las dificultades para relacionar con total confiabilidad procesos a microorganismos particulares, se ha planteado que el análisis de la participación de microorganismos en los procesos biogeoquímicos se puede abordar en términos de sus funciones bioquímicas (Jastrow *et al.*, 2007). En este contexto, la actividad enzimática ha sido sugerida como indicador potencial de la calidad del suelo, debido a que las enzimas catalizan todas las reacciones bioquímicas y a que presentan una rápida respuesta a cambios de uso y manejo (Dick, 1994; Bandick y Dick, 1999; Aon *et al.*, 2001). La actividad enzimática del suelo brinda información tanto de la actividad microbiana como de las condiciones fisicoquímicas del suelo, particularmente de la composición bioquímica de la MOS y de los contenidos de C (Deng y Tabatabai, 1996; Trasar-Cepeda *et al.*, 1998; Bandick y Dick, 1999; Aon y Colaneri, 2001; Ekenler y Tabatabai, 2003; Pajares *et al.*, 2009; Pajares-Moreno *et al.*, 2010).

La actividad enzimática del suelo es debida a la acción de enzimas producidas por los microorganismos viables y a enzimas estabilizadas en la matriz del suelo por su asociación a sustancias húmicas y minerales (Knight y Dick, 2004). Una parte importante de la actividad de las enzimas extracelulares del suelo es derivada de microorganismos viables (Busto y Pérez-Mateos, 1995; Busto y Pérez-Mateos, 2000). Los residuos orgánicos que ingresan al suelo son en su mayoría de origen vegetal y están principalmente constituidos por polisacáridos (*e.g.* celulosa, hemicelulosa, almidón) y lignina, además de monosacáridos, oligosacáridos y proteínas (Paul y Clark, 1996; Wagner y Wolf, 1998). La actividad de enzimas celulolíticas es central en la descomposición del mantillo y la MOS. La actividad  $\beta$ -glucosidasa es de particular importancia en relación a otras enzimas que presentan esta actividad (*e.g.*  $\alpha$  y  $\beta$ -galactosidasas,  $\alpha$ -glucosidasa) debido a que es la más abundante en el suelo (Eivazi y Tabatabai, 1988) y es esencial para la liberación de azúcares de bajo peso molecular, los cuales son una fuente energética para los microorganismos (Bandick y Dick, 1999). El estudio de la  $\beta$ -glucosidasa ha permitido evidenciar los efectos del uso y manejo del

suelo sobre la actividad biológica (Bandick y Dick, 1999; Badiane *et al.*, 2001; Landgraf y Klose, 2002; Riffaldi *et al.*, 2002; Dinesh *et al.*, 2004; Knight y Dick, 2004; Díaz-Raviña *et al.*, 2005; Pajares *et al.*, 2009; Pajares-Moreno *et al.*, 2010). Análisis comparativos de la respuesta de diversas enzimas a diferentes sistemas de manejo agrícola, indican que la  $\beta$ -glucosidasa es la enzima cuya respuesta es más consistente en separar efectos de tratamientos (Bandick y Dick, 1999).

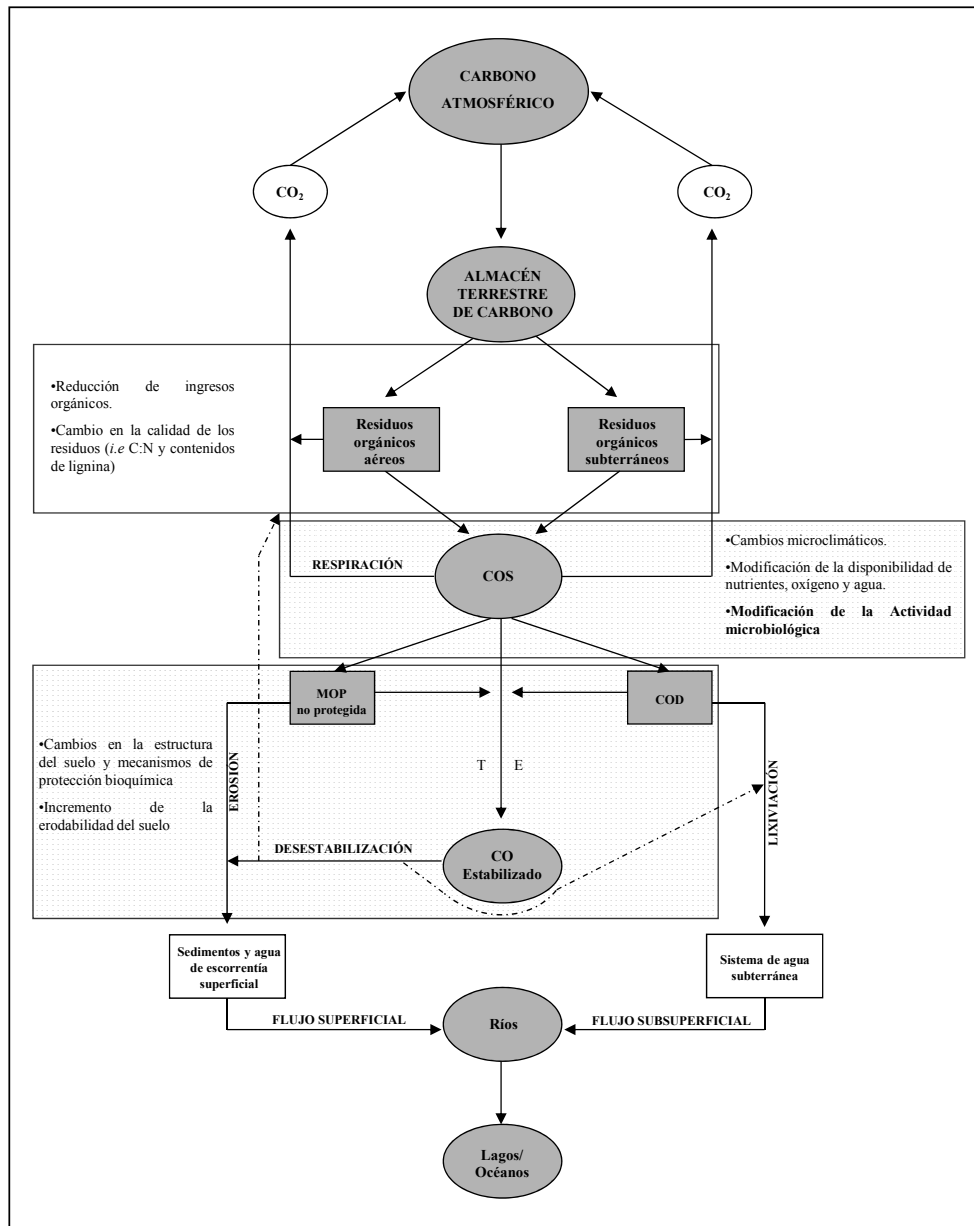
La actividad deshidrogenasa del suelo también ha sido ampliamente estudiada como indicador de la actividad biológica y la respiración del suelo (Speir y Ross, 2002; Tate, 2002; Pajares *et al.*, 2009; Pajares-Moreno *et al.*, 2010). La oxidación biológica de compuestos orgánicos generalmente es un proceso de deshidrogenación, siendo las enzimas que participan en esta actividad componentes del sistema de transporte de electrones del metabolismo del oxígeno (Speir y Ross, 2002), por lo que la actividad oxidoreductasa deshidrogenasa es un proceso intracelular que ocurre en cada célula microbiana viable (Tate, 2002).

#### **1.4. EFECTO DEL CAMBIO DE USO DEL SUELO SOBRE EL CARBONO**

La conversión de bosques a la agricultura causa una disminución de los almacenes de C (promedio de cambio: -22%; rango de variación: -69% a +46%; Murty *et al.*, 2002). La disminución del C luego de la conversión de bosques a cultivos agrícolas se ha relacionado con la reducción del ingreso de residuos orgánicos al suelo (tanto aéreos como subterráneos) y cambios en su calidad, la degradación de las propiedades físicas del suelo asociado a sistemas de labranza convencional, la modificación de la disponibilidad de nutrientes y oxígeno, la disminución de la protección de la MOS, cambios en los regímenes de humedad y temperatura del suelo e incremento de procesos erosivos y de lixiviación (Feller y Beare, 1997; Guo y Gifford, 2002; Murty *et al.*, 2002; Dinesh *et al.*, 2004; Sitaula *et al.*, 2004; Figura 1.2). La modificación de la actividad biológica, de las características estructurales y bioquímicas del suelo da lugar a incrementos en las tasas de descomposición y causan la redistribución de la MOS (Figura 1.2).

Sistemas con altos niveles de ingreso de residuos orgánicos lábiles presentan en general mayores contenidos de biomasa microbiana y actividades enzimáticas, debido a que éstos son las principales fuentes de energía para los microorganismos (Landgraf y Klose, 2002). En este sentido, concentraciones altas de C en la biomasa microbiana y altas tasas de respiración y actividad enzimática en zonas con cobertura forestal nativa, en comparación con suelos agrícolas, se han asociado con los mayores ingresos de C al suelo y con una mayor disponibilidad de sustratos de C fácilmente degradables (Scott y Binkley, 1997; Leirós *et al.*, 2000; Wang *et al.*, 2003). La reducción de la actividad enzimática asociada a la conversión de áreas naturales a usos agropecuarios se ha relacionado por algunos autores con la disminución de la biomasa microbiana (*e.g.* Dinesh *et al.*, 2004; Knight y Dick, 2004; Nsabimana *et al.*, 2004). Sin embargo, otros autores no han registrado relación entre estas variables (*e.g.* Badiane *et al.*, 2001; Sicardi *et al.*, 2004). En este sentido se plantea que la comunidad microbiana puede responder inicialmente a disturbios a través de cambios en las actividades enzimáticas y subsecuentemente con cambios en biomasa (Caldwell *et al.*, 1999). La modificación de los mecanismos de protección de la MOS debida la transformación de sistemas naturales puede explicar la disminución de la actividad de exoenzimas. En zonas de bosques y pastizales convertidos a la agricultura y manejo forestal, Knight y Dick (2004) registraron que un porcentaje importante de la actividad  $\beta$ -glucosidasa correspondió a aquella originalmente estabilizada (34 a 75%). Los autores observaron que la cantidad de enzima extracelular estabilizada por la matriz del suelo disminuyó significativamente debido a la transformación de ecosistemas naturales. Resultados contrastantes con los presentados anteriormente evidencian que las respuestas de la actividad microbiológica pueden ocurrir en distintas direcciones dependiendo del tipo de manejo. Beyer (1994) comparó diversas propiedades biológicas de suelos bajo bosques templados naturales con suelos de uso agrícola a los cuales se les aplicó fertilización inorgánica intensiva. Aunque el autor registró menores concentraciones de C en las zonas convertidas a la agricultura, observó valores mayores de la biomasa microbiana y de las actividades celulasa y deshidrogenasa, los cuales relacionó con la mayor disponibilidad de N derivada de los ingresos de fertilizantes

nitrogenados. En algunos casos las áreas de manejo forestal, agroforestal o de sistemas agrícolas de labranza cero presentan una mayor actividad  $\beta$ -glucosidasa en comparación con los sistemas sin intervención, reflejando los efectos positivos que puede tener la implementación de sistemas de manejo sustentables (e.g. Riffaldi *et al.*, 2002; Knight y Dick, 2004; Díaz Raviña *et al.*, 2005).



**Figura 1.2.** Ciclo del C y efectos de la conversión de bosques a sistemas agrícolas. T: Translocación de C a horizontes subsuperficiales; E: Estabilización de C mediante su asociación a minerales del suelo, agregación y humificación. (MOP: Materia orgánica particulada; COD: Carbono orgánico disuelto). Adaptado de Situala *et al.* (2004).

Específicamente en Andosoles, los efectos de la conversión de bosques a la agricultura han sido poco estudiados (*e.g.* Kawahigashi *et al.*, 2003; Lemenih *et al.*, 2005; Campos, 2006) y las respuestas del C no evidencian una tendencia como se ha observado en otros suelos (Guo y Gifford, 2002; Murty *et al.*, 2002). Kawahigashi *et al.* (2003) no observaron cambios en el C en el suelo superficial luego de la conversión de bosques deciduos. Por su parte, Campos (2006) registró una disminución del C asociada a un incremento significativo de los flujos de CO<sub>2</sub>. Lemenih *et al.* (2005), quienes estudiaron una cronosecuencia de uso agrícola, registraron una disminución de los almacenes de C en los primeros 10 cm del suelo luego de 10 años de uso. Aunque los resultados de Kawahigashi *et al.* (2003) y Lemenih *et al.* (2005) muestran tendencias diferentes, sugieren que el efecto del uso agrícola no es el mismo en el perfil del suelo. Lemenih *et al.* (2005) registraron incrementos importantes de C (10-20 cm de profundidad), los cuales compensaron en gran medida las pérdidas superficiales de C. Contrariamente y a pesar de no registrar cambios en el suelo superficial, Kawahigashi *et al.* (2003) observaron en horizontes más profundos una disminución importante del almacén de C, lo cual condujo a una pérdida significativa en el almacén total.

La disminución del C debida al uso agrícola puede ser en parte compensada con la recuperación de la cubierta vegetal a través de procesos de regeneración o reforestación (Post y Kwon, 2000; Guo y Gifford, 2002). El abandono de áreas de cultivo y la subsiguiente regeneración de bosques secundarios causa un incremento del almacén de COS correspondiente a ~50% (Guo y Gifford, 2002). Sin embargo, la historia de uso previa a la regeneración es determinante de las tendencias de acumulación de COS (Lugo y Brown, 1993). Los resultados de Badiane *et al.* (2001) evidencian los efectos de la regeneración sobre la recuperación de la actividad biológica del suelo. Estos autores observaron mayores actividades  $\beta$ -glucosidasa, amilasa y quitinasa en regeneraciones de mayor edad en comparación con las de reciente abandono. Los impactos positivos de la regeneración, la protección de la cubierta vegetal y la ausencia de labranza sobre la actividad microbiológica han sido reportados por otros autores (*e.g.* Gupta y Germida, 1988; Deng y Tabatabai, 1996).

En contraste con la disminución de los almacenes de C luego de la conversión de bosques a la agricultura o su recuperación posterior a la regeneración en áreas con previo uso agrícola (Post y Kwon, 2000; Guo y Gifford, 2002; Murty *et al.*, 2002), la conversión de bosques a pastizales no presenta una tendencia de cambio consistente. Murty *et al.* (2002) reportan cambios en los almacenes de COS de -50% a + 160% por la conversión de zonas forestales a pastizales. Por su parte, Guo y Gifford (2002) concluyen que la conversión de bosque a pastizal causa un incremento del 8 % en los almacenes de carbono. Los pastizales mantienen una cobertura constante del suelo y tienen altas tasas de recambio y productividad subterránea y como resultado de esto tiene lugar una intensa formación de humus (Brown y Lugo, 1990; Huygens *et al.*, 2005). Por otro lado, la respuesta del C en pastizales depende del tipo de manejo (Fearnside y Barbosa, 1998).

En Andosoles se han observado tanto incrementos en los contenidos de C (Parfitt *et al.*, 2003; Huygens *et al.*, 2005; Campos, 2006) como disminuciones por la conversión de bosques a pastizales (Ross *et al.*, 1999; Kawahigashi *et al.*, 2003). Huygens *et al.* (2005), quienes registraron un incremento del 31% en el CO luego de la conversión de bosques a pastizales, observaron en estos últimos, tasas de mineralización potencial de C menores, así como una mayor tasa de mineralización de residuos de depositación reciente asociada a un menor porcentaje de C en esta misma fracción lábil de la MOS. Los autores relacionaron esta respuesta con la disminución del pH del suelo derivada de las prácticas de manejo, lo cual facilita la formación de complejos del tipo metal-humus-arcillas, mejora la protección física del C y consecuentemente, disminuye la actividad microbiana. En respuesta a este incremento en la protección de la MOS, los microorganismos utilizan otras fracciones lábiles no protegidas, conduciendo cambios en estas fracciones de la MOS. Parfitt *et al.* (2003) también observaron efectos del manejo de pastizales sobre el C y explicaron los mayores contenidos de COS, tasas de mineralización potencial y C en biomasa microbiana en pastizales manejados por las bajas concentraciones de lignina y los altos contenidos de MOS lábil en las zonas no forestales. Campos (2006) registró resultados similares que relacionan las altas tasas de mineralización potencial de pastizales con una alta producción primaria de estos sistemas y con

cambios en las comunidades bióticas derivadas del cambio de uso del suelo. En general, estos resultados asocian el incremento de los almacenes de C con un aumento en fracciones lábiles y en la actividad microbiana. Por el contrario, Ross *et al.* (1999) observaron una disminución de los almacenes de C en pastizales asociada a una mayor tasa de mineralización potencial y a un mayor valor de  $qCO_2$  (respiración: C en la biomasa microbiana) en comparación con zonas forestales. Los autores argumentan también diferencias cualitativas entre los sustratos de coberturas herbáceas vs. forestales, relacionando la disminución de los almacenes de C con un consecuente enriquecimiento en formas lábiles de C derivado de raíces y mantillo en pastizales, con lo cual explican la mayor actividad microbiana y la disminución de los almacenes de C (Ross *et al.*, 1999).

## REFERENCIAS

- Aon, M., Colaneri, A.C., 2001. II Temporal and spatial evolution of enzymatic activities and physico-chemical properties in an agricultural soil. *Appl. Soil Ecol.* 18, 255-270.
- Aon, M., Cabello, M., Sarena, D., Colaneri, A., Franco, M., Burgos, J., Cortazar, S., 2001. I Spatio-temporal patterns of soil microbial and enzymatic activities in an agricultural soil. *Appl. Soil Ecol.* 18, 239-254.
- Aran, D., Gury, M., Jeanroy, E., 2001. Organo-metallic complexes in an Andosol: A comparative study with a Cambisol and Podzol. *Geoderma* 99, 65-79.
- Badiane, N.N.Y., Chotte, J.L., Pate, E., Masse, D., Rouland, C., 2001. Use of soil enzyme activities to monitor soil quality in natural and improved fallows in semi-arid tropical regions. *Appl. Soil Ecol.* 18, 229-238.
- Bandick, A.K., Dick, R.P., 1999. Field management effects on soil enzyme activities. *Soil Biol. Biochem.* 31, 1471-1479.
- Barois, I., Dubroeuq, D., Rojas, P., Lavelle, P., 1998. Andosol-forming process linked with soil fauna under the perennial grass *Mulhembergia macroura*. *Geoderma* 86, 241-260.
- Basile-Doelsch, I., Amundson, R., Stone, W.E.E., Masiello, C.A., Bottero, J.Y., Colin, F., Masin, F., Borschneck, D., Meunier, J.D., 2005. Mineralogical control of organic carbon dynamics in a volcanic ash soil on La Reunion. *Eur. J. Soil Sci.* 56, 689-703.
- Bending, G., Putland, C., Ryans, F., 2000. Changes in microbial community metabolism and labile organic matter fractions as early indicators of the impact of management on soil biological quality. *Biol. Fert. Soils* 31, 78-84.
- Beyer, L., 1994. Effect of cultivation on physico-chemical, humus-chemical and biotic properties and fertility of two forest soils. *Agr. Ecosyst. Environ.* 48, 179-188.
- Boudot, J.P., 1992. Relative efficiency of complexed aluminum, noncrystalline Al hydroxide, allophane and imogolite in retarding the biodegradation of citric acid. *Geoderma* 52, 29-39.
- Boudot, J.P., Brahim, A.B.H., Steiman, R., Seigle-Murandi, F., 1989. Biodegradation of synthetic organometallic complexes of iron and aluminum with selected metal to carbon ratios. *Soil. Biol. Biochem.* 21, 961-966.



- Broquen, P., Lobartini, J.C., Candan, F., Falbo, G., 2005. Allophane, aluminum, and organic matter accumulation across a bioclimatic sequence of volcanic ash soils of Argentina. *Geoderma* 129, 167-177.
- Brown, S., Lugo, A.E., 1990. Effects of forest clearing and succession on the carbon and nitrogen content of soils in Puerto Rico and US Virgin Islands. *Plant Soil* 124, 53-64.
- Bruce, J.P., Frome, M., Haites, E., Janzen, H., Lal, R., Paustian, K., 1999. Carbon sequestration in soils. *J. Soil Water Conserv.* 54, 382-389.
- Busto, M.D., Pérez-Mateos, M., 1995. Extraction of humic-b-glucosidase fractions from soil. *Biol. Fert. Soils* 20, 77-82.
- Busto, M.D., Pérez-Mateos, M., 2000. Characterization of  $\beta$ -D-glucosidase extracted from soil fractions. *Eur. J. Soil Sci.* 51, 193-200.
- Buurman, P., Peterse, F., Almendros Martin, G., 2007. Soil organic matter chemistry in allophanic soils: a pyrolysis-GC/MS study of a Costa Rican Andosol Catena. *Eur. J. Soil. Sci.* 58, 1330-1347.
- Buytaert, W., Wyseure, G., De Bievre, B., Deckers, J., 2005. The effect of land-use changes on the hydrological behaviour of Histic Andosols in south Ecuador. *Hydrol. Process.* 19, 3985-3997.
- Caldwell, B.A., Griffiths, R.P., Sollins, P., 1999. Soil enzyme response to vegetation disturbance in two lowland Costa Rican soils. *Soil Biol. Biochem.* 31, 1603-1608.
- Campos, A., 2004. Effects of subsistence farming system on soil surface CO<sub>2</sub>-C flux on Cofre de Perote volcano slopes, Veracruz (Mexico). *For. Ecol. Manage.* 199, 273-282.
- Campos A., 2006. Responses of soil surface CO<sub>2</sub>-C flux to land use changes in a tropical cloud forest (Mexico). *For. Ecol. Manage.* 234, 305-312.
- Campos, A., Oleschko, K., Cruz Huerta, L., Etchevers, J.D., Hidalgo, M.C., 2001. Estimación de alofano y su relación con otros parámetros químicos en Andisoles de montaña del volcán Cofre de Perote. *Terra* 19, 105-116.
- Chevallier, T., Woignier, T., Toucet, J., Blanchart, E., 2010. Organic carbon stabilization in the fractal pore structure of Andosols. *Geoderma* 159, 182-188.
- Chone, T., Andreux, F., Correa, J.C., Volkoff, B., Cerri, C.C., 1991. Changes in organic matter on an Oxisol from the Central Amazonian forest during eight years as pasture determined by <sup>13</sup>C isotope composition. En: Berthelin, J., (Ed.), *Diversity of environmental biogeochemistry*. Elsevier, Amsterdam, Netherlands, pp. 397-405.
- Davidson, E.A., Ackerman, I.L., 1993. Changes in soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. *Biogeochemistry* 20, 161-193.
- Deng, S.P., Tabatai, M.A., 1996. Effect of tillage and residue management on enzyme activities in soils. II Glycosidases. *Biol. Fert. Soils* 22, 208-213.
- Díaz-Raviña, M., Bueno, J., González-Prieto, S.J., Carballas, T., 2005. Cultivation effects on biochemical properties, C storage and N-15 natural abundance in the 0-5 cm layer of an acidic soil from temperate humid zone. *Soil Till. Res.* 84, 216-221.
- Dick, R.P., 1994. Soil enzyme activities as indicators of soil quality. En: Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdicsek, D.F., Stewart, B.A., (Eds.), *Defining soil quality for a sustainable environment*. Soil Science Society of America, Madison, pp. 107-124.
- Dinesh, R., Chaudhuri, S.G., Sheeja, T.E., 2004. Soil biochemical and microbial indices in wet tropical forests: Effects of deforestation and cultivation. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 167, 24-32.
- Doran, J.W., Parkin, T.B., 1994. Defining and assessing soil quality. En: *Defining soil for a sustainable environment*. SSSA special publication No. 35. Soil Science Society of America, Madison, pp. 3-21.
- Doran, J.W., Jones, A.J., Arshad, M.A., Gilley, J.E., 1999. Determinants of soil quality and health. En: Lal, R., (Ed.), *Soil quality and soil erosion*. Soil and water conservation society, CRC Press, Boca Raton, pp. 17-38.

- Dubroeuq, D., Geissert, D., Barois, I., Ledru, M.P., 2002. Biological and mineralogical features of Andisols in the Mexican volcanic highlands. *Catena* 49, 183-202.
- Eivazi, F., Tabatabai, M.A., 1988. Glucosidases and galactosidases in soils. *Soil Biol. Biochem.* 20, 601-606.
- Ekenler, M., Tabatabai, M.A., 2003. Effects of liming and tillage systems on microbial biomass and glycosidases in soils. *Biol. Fert. Soils* 39, 51-61.
- Eswaran, H., van den Berg, E., Reich, P., 1993. Organic carbon in soils of the World. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57, 192-194.
- Fearnside, P., Barbosa, R., 1998. Soil carbon changes from conversion of forest to pasture in Brazilian Amazonia. *For. Ecol. Manage.* 108, 147-166.
- Feller, C., Beare, M.H., 1997. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. *Geoderma* 79, 69-116.
- Frankenberger, W.T. Jr., Dick, W.A., 1983. Relationships between enzyme activities and microbial growth and activity indices in soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47, 945-951.
- Gijsman, A.J., Sanz, J.I., 1998. Soil organic matter pools in a volcanic ash soil under fallow or cultivation with applied chicken manure. *Eur. J. Soil Sci.* 49, 427-436.
- Gregorich, E.G., Carter, M.R., Doran, J.W., Pankhurst, C.E., Dwyer, L.M., 1997. Biological attributes of soil quality. En: Gregorich, E.G., Carter, M.R., (Eds.), *Soil quality for crop production and ecosystem health*. Elsevier, Amsterdam, pp. 81-113.
- Guo, L.B., Gifford, R.M., 2002. Soil carbon stocks and land use change: A meta analysis. *Glob. Change Biol.* 8, 345-360.
- Gupta, V., Germida, J., 1988. Distribution of microbial biomass and its activity in different soil aggregate size classes as affected by cultivation. *Soil Biol. Biochem.* 20, 777-786.
- Haynes, R.J., 2005. Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: An overview. *Adv. Agron.* 85, 221-268.
- Haynes, R.J., Beare, M.H., 1996. Aggregation and organic matter storage in mesothermal humid soils. En: Carter, M.R., Stewart, B.A., (Eds.), *Structure and organic matter storage in agricultural soils*. CRC Press, Boca Raton, Florida, pp. 213-262.
- Huygens, D., Boeckx, P., van Cleemput, O., Oyarzun, C., Godoy, R., 2005. Aggregate and soil organic carbon dynamics in South Chilean Andisols. *Biogeosciences* 2, 159-174.
- Jastrow, J.D., Amonette, J.E., Bailey, V.L., 2007. Mechanisms controlling soil carbon turnover and their potential application for enhancing carbon sequestration. *Clim. Change* 80, 5-23.
- Johnson-Maynard, J.L., 2002. Allophanes. En: Lal, R., (Ed.), *Encyclopedia of Soil Science*. Marcel Dekker, New York, pp. 50-52.
- Karlen, D.L., Mausbach, M.J., Doran, J.W., Cline, R.G., Harris, R.F., Schuman, G.E., 1997. Soil quality: A concept, definition and framework for evaluation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61, 4-10.
- Kawahigashi, M., Sumida, H., Yamamoto, K., 2003. Seasonal changes in organic compounds in soil solutions obtained from volcanic ash soils under different land uses. *Geoderma* 113, 381-396.
- Kleber, M., Mikutta, R., Torn, M.S., Jahn, R., 2005. Poorly crystalline mineral phases protect organic matter in acid subsoil horizons. *Eur. J. Soil Sci.* 56, 717-725.
- Knight, T.R., Dick, R.P., 2004. Differentiating microbial and stabilized beta-glucosidase activity relative to soil quality. *Soil Biol. Biochem.* 36, 2089-2096.
- Lal, R., 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123, 1-22.
- Landgraf, D., Klose, S., 2002. Mobile and readily available C and N fractions and their relationship to microbial biomass and selected enzyme activities in a sandy soil under different management systems. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 165, 9-16.

- Leirós, M.C., Trasar-Cepeda, C., Seoane, S., Gil-Sotres, F., 2000. Biochemical properties of acid soils under climax vegetation (Atlantic oakwood) in an area of the European temperate-humid zone (Galicia, NW Spain): General parameters. *Soil Biol. Biochem.* 32, 733-745.
- Lemenih, M., Karlton, E., Olsson, M., 2005. Soil organic matter dynamics after deforestation along a farm field chronosequence in southern highlands of Ethiopia. *Agr. Ecosys. Environ.* 109, 9-19.
- López-Ulloa, M., Veldkamp, E., de Koning, G.H.J., 2005. Soil carbon stabilization in converted tropical pastures and forests depends on soil type. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69, 1110-1117.
- Lugo, A.E., Brown, S., 1993. Management of tropical soils as sinks or sources of atmospheric carbon. *Plant Soil* 149, 27-41.
- Lupwayi, N., Rice, W., Clayton, G., 1998. Soil microbial diversity and community structure under wheat as influenced by tillage and crop sequence. *Soil Biol. Biochem.* 30, 1733-1741.
- Mayer, L.M., Schick, L.L., Hardy, K.R., Wagai, R., McCarthy, J., 2004. Organic matter in small mesopores in sediments and soils. *Geochim. Cosmochim. Acta* 68, 3863-3872.
- Miltner, A., Zech, W., 1998. Carbohydrate decomposition in beech litter as influenced by aluminium, iron and manganese oxides. *Soil Biol. Biochem.* 30, 1-7.
- Murty, D., Kirschbaum, M.U.F., McMurtrie, R.E., McGilvray, H., 2002. Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen?. A review of the literature. *Glob. Change Biol.* 8, 105-123.
- Nannipieri, P., Badalucco, L., 2003. Biological processes. En: Benbi, D.K., Nieder, R., (Eds.), *Handbook of processes and modeling in the soil-plant system*. Haworth press, Binghamton, New York, pp. 57-82.
- Nanzyo, M., Dahlgren, R., Shoji, S., 1993. Chemical characteristics of volcanic ash soils. En: Shoji, S., Nanzyo, M., Dahlgren, R., (Eds.), *Volcanic ash soils: Genesis, properties and utilization*. Developments in Soil Science 21. Elsevier, Amsterdam, pp. 145-187.
- Nierop, K.G.J., Buurman, P., 2007. Thermally assisted hydrolysis and methylation of organic matter in two allophanic volcanic ash soils of the Azores Islands. En: Arnalds, O., Stoops, G., Buurman, P., Bartoli, F., García-Rodeja, E., (Eds.), *Soils of European Volcanic Regions*. Springer, New York, pp. 411-422.
- Nierop, K.G.J., van Bergen, P.F., Buurman, P., van Lagen, B., 2005. NaOH and Na<sub>4</sub>P<sub>2</sub>O<sub>7</sub> extractable organic matter in two volcanic ash soils of the Azores Islands - a pyrolysis GC/MS study. *Geoderma* 127, 36-51.
- Nishiyama, M., Sumikawa, Y., Guan, G., Maremoto, T., 2001. Relationship between microbial biomass and extractable organic carbon content in volcanic and non-volcanic ash soil. *Appl. Soil Ecol.* 17, 183-187.
- Nsabimana, D., Haynes, R.J., Wallis, F.M., 2004. Size, activity and catabolic diversity of the soil microbial biomass as affected by land use. *Appl. Soil Ecol.* 26, 81-92.
- Pajares, S., Gallardo, J.F., Masciandaro, G., Ceccanti, B., Marinari, S., Etchevers, J.D., 2009. Biochemical indicators of carbon dynamic in an Acrisol cultivated under different management practices in the central Mexican highlands. *Soil Till. Res.* 105, 156-163.
- Pajares-Moreno, S., Gallardo-Lancho, J.F., Marinari, S., Etchevers-Barra, J.D., 2010. Indicadores bioquímicos de calidad en tepetates cultivados del Eje Neovolcánico mexicano. *Agrociencia* 44, 121-134.
- Parfitt, R.L., Theng, B.K.G., Whitton, J.S., Shepherd, T.G., 1997. Effects of clay minerals and land use on organic matter pools. *Geoderma* 75, 1-12.
- Parfitt, R.L., Scott, N.A., Ross, D.J., Salt, G.J., Tate, K.R., 2003. Land-use change effects on soil C and N transformations in soils of high N status: Comparisons under indigenous forest, pasture and pine plantation. *Biogeochemistry* 66, 203-221.
- Paul, E.A., Clark, F.E., 1996. *Soil microbiology and biochemistry*. Academic Press, San Diego.
- Peña-Ramírez, V.M., Vázquez-Selem, L., Siebe, C., 2009. Soil organic carbon stocks and forest productivity in volcanic ash soils of different age (1835-30,500 years B.P.) in Mexico. *Geoderma* 149, 224-234.

- Percival, H.J., Parfitt, R.L., Scott, N.A., 2000. Factors controlling soil carbon levels in New Zealand grasslands: Is clay content important?. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 1623-1630.
- Post, W.M., Kwon, K.C., 2000. Soil carbon sequestration and land-use change: Processes and potential. *Glob. Change Biol.* 6, 317-327.
- Powers, J.S., Schlesinger, W.H., 2002. Relationships among soil carbon distributions and biophysical factors at nested spatial scales in rain forests of northeastern Costa Rica. *Geoderma* 109, 165-190.
- Riffaldi, R., Saviozzi, A., Levi-Minzi, R., Cardelli, R., 2002. Biochemical properties of a Mediterranean soil as affected by long-term crop management systems. *Soil Till. Res.* 67, 109-114.
- Rodríguez, A.R., Arbelo, C.D., Guerra, J.A., Mora, J.L., Notario, J.S., Armas, C.M., 2006. Organic carbon stocks and soil erodibility in Canary Islands Andosols. *Catena* 66, 228-235.
- Ross, D.J., Tate, K.R., Scott, N.A., Feltham, C.W., 1999. Land-use change: Effects on soil carbon, nitrogen and phosphorus pools and fluxes in three adjacent ecosystems. *Soil Biol. Biochem.* 31, 803-813.
- Saggar, S., Tate, K.R., Feltham, C.W., Childs, C.W., Parshotam, A., 1994. Carbon turnover in a range of allophanic soils amended with  $^{14}\text{C}$ -labeled glucose. *Soil Biol. Biochem.* 26, 1263-1271.
- Scott, N.A., Binkley, D., 1997. Foliage litter quality and annual net N mineralization: Comparison across North American forest sites. *Oecologia* 111, 151-159.
- Shoji, S., Dahlgren, R., Nanzyo, M., 1993. Genesis of volcanic ash soils. En: Shoji, S., Nanzyo, M., Dahlgren, R.A. (Eds.), *Volcanic ash soils genesis, properties and utilization*. Elsevier, New York, pp. 37-67.
- Sicardi, M., Garcia-Prechac, F., Frioni, L., 2004. Soil microbial indicators sensitive to land use conversion from pastures to commercial *Eucalyptus grandis* (Hill ex Maiden) plantations in Uruguay. *Appl. Soil Ecol.* 27, 125-133.
- Sitaula, B.K., Bajracharya, R.M., Singh, B.R., Solberg, B., 2004. Factors affecting organic carbon dynamics in soils of Nepal/Himalayan region - a review and analysis. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 70, 215-229.
- Six, J., Conant, R.T., Paul, E.A., Paustian, K., 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant Soil* 241, 155-176.
- Sollins, P., Homann, P., Caldwell, B.A., 1996. Stabilization and destabilization of soil organic matter: Mechanisms and controls. *Geoderma* 74, 65-105.
- Speir, T., Ross, D., 2002. Hydrolytic enzyme activities to assess soil degradation and recovery. En: Burns, R., Dick, R., (Eds.), *Enzymes in the environment*. Marcel Dekker, New York, pp. 407-432.
- Stevenson, F.J., 1994. *Humus chemistry: Genesis, composition, reactions*. Wiley, New York.
- Tate, R.L.III, 2002. Microbiology and enzymology of carbon and nitrogen cycling. En: Burns, R., Dick, R., (Eds.), *Enzymes in the environment*. Marcel Dekker, New York, pp. 227-248.
- Tonneijck, F.H., Jansen, B., Nierop, K.G.J., Verstraten, J.M., Sevink, J., De Lange, L., 2010. Towards understanding of carbon stocks and stabilization in volcanic ash soils in natural Andean ecosystems of northern Ecuador. *Eur. J. Soil Sci.* 61, 392-405.
- Torn, M.S., Trumbore, S.E., Chadwick, O.A., Vitousek, P.M., Hendricks, D.M., 1997. Mineral control of soil organic carbon storage and turnover. *Nature* 389, 170-173.
- Trasar-Cepeda, C., Leirós, C., Gil-Sotres, F., Seoane, S., 1998. Towards a biochemical quality index for soils: An expression relating several biological and biochemical properties. *Biol. Fert. Soils* 26, 100-106.
- Ulery, A.L., 2002. Amorphous minerals. En: Lal, R., (Ed.), *Encyclopedia of soil science*. Marcel Dekker, New York, pp. 56-59.
- Wagner, G.H., Wolf, D., 1998. Carbon transformations and soil organic matter formation. En: Sylvia, D.M., Fuhrman, J.J., Hartel, P.G., Zuberer, D.A., (Eds.), *Principles and applications of soil microbiology*. Prentice Hall, Saddle River, pp. 218-258.

- Wander, M., 2004. Soil organic matter fractions and their relevance to soil function. En: Magdoff, F., Weil, R.R., (Eds.), Soil organic matter in sustainable agriculture. CRC Press, Boca Raton, pp. 67-102.
- Wang, Y., Hsieh, Y., 2002. Uncertainties and novel prospects in the study of the soil carbon dynamics. Chemosphere 49, 791-804.
- Wang, W.J., Dalal, R.C., Moody, P.W., Smith, C.J., 2003. Relationships of soil respiration to microbial biomass, substrate availability and clay content. Soil Biol. Biochem. 35, 273-284.
- Wardle, D., Giller, K., 1996. The quest for a contemporary ecological dimension to soil biology. Soil Biol. Biochem. 28, 1549-1554.
- Zak, J., Willing, M., Morread, D., Wildman, H., 1994. Functional diversity of microbial communities: A quantitative approach. Soil Biol. Biochem. 26, 1101-1108.

## CAPÍTULO 2

### *DIFFERENTIAL INFLUENCE OF LAND USE/COVER CHANGE ON TOPSOIL CARBON AND MICROBIAL ACTIVITY IN LOW-LATITUDE TEMPERATE FORESTS*

**Publicado en:**

Gamboa, A.M., Galicia, L. 2011. Differential influence of land use/cover change on topsoil carbon and microbial activity in low-latitude temperate forests. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 142, 280-290.

*(Nota: la numeración original de títulos, cuadros y figuras del artículo fue modificada para mantener la estructura de la tesis; en el Anexo 1 se incluye el mapa de localización de los sitios de muestreo)*

**ABSTRACT**

Land use /cover change (LUCC) is one of the main factors that control the terrestrial carbon (C) cycle. We examined the effect of LUCC on topsoil C, microbial biomass C (MBC) and microbes mediated processes related to C circulation and their relationship with other soil properties in low-latitude mountain temperate forest in Mexico. We selected three sites in the northwest of Cofre de Perote volcano in an altitudinal gradient (piedmont, lower mountain slope and mid slope). At each site we selected three land use/cover units as a chronosequence: (1) reference forest, (2) agriculture, and (3) regeneration/reforestation. At each of the nine land use/cover units we collected five soil samples (0-10 cm) for determination of total soil C ( $C_T$ ), microbial biomass C, basal soil respiration, metabolic quotient and enzymatic activity ( $\beta$ -glucosidase and dehydrogenase activities, and FDA hydrolysis). Forest conversion to agriculture diminishes the  $C_T$  concentration at the three sites (72%, 20% and 61% on piedmont and lower and mid slopes, respectively); however,  $C_T$  content only decreases at piedmont soils. The vulnerability of piedmont soils to C loss due to this LUCC is higher than mountain slope Andosols. LUCC differentially affects absolute MBC (*i.e.* on dry soil base) and specific MBC (*i.e.* on  $C_T$  base). Specific site environmental conditions and MBC reference levels seem to determine the sensitivity of MBC to LUCC. Forest recovery after agricultural use only causes an increase of  $C_T$  concentration (55%) in piedmont soils. There are different controls of soil C storage and circulation in the altitudinal gradient studied. At piedmont and mid mountain slope soils MBC, its activity, nutrient availability and physical soil properties play an important role; meanwhile, at lower mountain slope Andosols mineralogical properties, specifically the Al-humus complexes exerts the main control.

**Keywords:** Soil carbon, land use/cover change, Andosols, soil microbial biomass, soil enzymatic activity, basal soil respiration.

**INTRODUCTION**

The global carbon (C) balance is affected by land use/cover change (LUCC) (Amundson, 2001). It has been suggested that, at scales of decades to centuries, LUCC is the main factor determining soil organic carbon (SOC) storage (Scott *et al.*, 2002). The CO<sub>2</sub> emissions linked to LUCC are the second-largest anthropogenic CO<sub>2</sub> source ( $1.5 \pm 0.7$  Pg C yr<sup>-1</sup> for the period 1990-2005; Le Quéré *et al.*, 2009). Soil is the largest C pool in terrestrial ecosystems, and SOC is estimated to be 1462-1548

Pg in the upper 1 m (Batjes, 1996). The C pool of temperate forest soils is 153 Pg, which is 22% of the soil C pool in the soils of the forest zones of the world (Prentice, 2001).

The conversion of forests to croplands causes a depletion of soil C pools by ~22 %, (Murty *et al.*, 2002). However, these losses could be in part reversed through regrowth of secondary vegetation or reforestation (Guo and Gifford, 2002). This reduction of soil C has been related to increases in the rates of soil organic matter (SOM) mineralization, modification of the amount and quality of organic residues and their redistribution, changes in soil structure and increases in erosive processes (Post and Kwon, 2000; Guo and Gifford, 2002; Murty *et al.*, 2002). Since the high decomposition rate of microbial biomass C (MBC), it is regarded as good indicator of the impacts of LUCC (Gregorich *et al.*, 1997). Furthermore, the processes related to SOC circulation (*e.g.* mineralization and enzymatic activity) have been also suggested as indicators of the effects of LUCC on biological activity and soil quality because of their fast response to changes of use and management (Bandick and Dick, 1999; Haynes, 2005).

Soil C pool and turnover depend on the interaction of numerous factors including climate, parent material, topography and vegetation, as well as physical, chemical and biological soil properties (Post and Kwon, 2000; Tan *et al.*, 2004). Soil types differ in their C storage and Andosols, pertinent to the present study, have the second largest C pool (31 kg m<sup>-2</sup>; Eswaran *et al.*, 1993) after Histosols. The high C storage of Andosols has been attributed to enhanced SOM stabilization due to the formation of organo-metallic complexes with short-range-order minerals (Shoji *et al.*, 1993). Andosols organic matter residence time is high and the circulation rate very slow. It has been suggested that these soils could be used in sustainable ways from the point of view of soil C conservation (Parfitt *et al.*, 1997). In Mexico, more than half of the area occupied by Andosols is covered by temperate forests (12 444 km<sup>2</sup>; Palacio-Prieto *et al.*, 2000).

Mexican temperate forests occupy 323 305 km<sup>2</sup> which represents 17% of the country, however, ~ 40% of the areas occupied originally by these ecosystems have been transformed to other land uses such as crops and cattle pastures (Challenger, 1998). In Latin America and the Caribbean,



Mexico is the second highest emitter of greenhouse gases derived from land use change and the forestry sector; 27% of the total emissions of the country come from this sector (UNFCCC, 2005). The effects of LUCC on soil C in temperate forests have been studied at mid latitudes, but seldom at low latitudes (*e.g.* Mendoza-Vega *et al.*, 2003; Campos, 2004; Prado *et al.*, 2007). Likewise, little is known about the effects of forest conversion to agriculture and forest recovery on C dynamics and stabilization in Andosols (Lal *et al.*, 1998). Differences in SOC pools and climatic properties between mid-latitude and low-latitude temperate forests make it necessary to carry out research on the latter. The aim of this study was to evaluate the effect of LUCC on topsoil C, microbial biomass C and microbes mediated processes related to the C cycle in low-latitude mountain temperate forest and to analyze the relation between topsoil C changes and physico-chemical soil properties. The results may help in planning sustainable soil C management based on specific local and environmental properties.

## 2.1. METHODS

### 2.1.1. Study area

The study was realized on the northwest slope of the Cofre de Perote volcano (Veracruz, Mexico), along an altitudinal gradient between 2550 and 3500 masl (Table 2.1). Cofre de Perote, at 19°20'-19°40' N and 97°00'-97°15' W, is part of the Trans-Mexican Volcanic Belt. The volcano peaks at 4282 masl and is mainly composed of andesitic to dacitic lava flows (Carrasco-Núñez *et al.*, 2010). Soils in the study area are Andosols and Cambisols (Table 2.1). The climate is semi-cold, with mean annual temperature <12°C and summer rain.

Since the early 20th century, Cofre de Perote volcano has been intensively deforested to establish croplands and pastures with mature temperate forests now covering only 146 km<sup>2</sup>, which represents 34% of their original area (García-Romero *et al.*, 2010). Between 2200 and 3100 masl on

the western slope (*i.e.* leeward), there are dense forests (74 km<sup>2</sup>) dominated by *Pinus patula*, *P. teocote*, *P. montezumae* and *P. pseudostrobus*; fir forest (*Abies religiosa*) has a discontinuous distribution, covering 4% of the area in the range of 2900 to 3600 m (García-Romero *et al.*, 2010). Crops and pastures cover the largest area of the volcano (162 km<sup>2</sup>). Since the 1980s some croplands have been abandoned and reoccupied by secondary forest and reforestation programs. During 1976-2003, the area occupied by mature temperate forest decreased by 22%, the secondary forest cover increased by 18%, and rainfed crops and pastures increased by 15% (García-Romero *et al.*, 2010).

### 2.1.2. Land use/cover units and study design

We selected three sites that represent a range of climatic conditions, landscape positions and land use/covers in the region (Table 2.1): Perote at the piedmont (2550 masl), Los Pescados on the lower mountain slope (3350 masl), and El Conejo at mid mountain slope (3500 masl). At each site we selected three land use/cover units: (1) reference forest, (2) agriculture, and (3) regeneration or regeneration/reforestation. We analyzed these three land use cover units as a chronosequence that represents the deforestation and agricultural use, the subsequent abandonment and the recovery of vegetation. The main assumption of this method is that there are only age differences between covers and that the biotic and abiotic components of each cover have followed the same history (Johnson and Miyanishi, 2008). In this study, the land use/cover history was reconstructed by interviewing the farm owners. Also, we made use of data from concurrent studies on dendrochronology (Mendoza, 2008) and land use/cover change dynamics (Montoya, 2008) to verify the land use history. Because of the historical use of forests at Cofre de Perote, mature undisturbed forests are not present at the altitudinal positions we studied (Montoya, 2008; García-Romero *et al.*, 2010). Consequently we had this limitation to select forests representative of reference forest cover before agricultural use. We selected a pine reforestation at Perote piedmont site and regenerated forests at mountain slope sites (*i.e.* Los Pescados and El Conejo) and compared those with

agricultural units. In our study we do not imply that the “reference forest” is equivalent to an undisturbed mature forest. Nevertheless, reforestations and regenerated forest covers at the study area have at least structural properties similar to those of mature natural forests (Montoya, 2008). Hence we use these reference forests for comparison purposes, as they represent the closest analog available to natural forests.

Soils within each study site have similar characteristics. At the mountain slope sites (*i.e.* Los Pescados and El Conejo) soils are in all cases Silandic Andosols. At the piedmont site (*i.e.* Perote) they are Vitric Andosols at reference forest and Haplic Cambisols at the agricultural and regeneration/reforestation units. Based on our field observations, we interpret the differences between the soil types at the piedmont site as a result of the land use history since they share the same set of forming factors. In particular we think that the Cambisols result from the truncation by sheet erosion of former Andosols, whose remnants can be found only under reference forest.

At Perote, forests were felled more than 50 years ago and subsequently have been under agriculture. Since agricultural use caused erosion and loss of soil fertility, forest management and reforestation programs have been implemented. As a consequence most pine forests on the piedmonts of the study area correspond to reforestations (Montoya, 2008). At Perote site the following land use units were selected: (1) a *P. patula* reforestation (30 years; reference forest unit), (2) a maize crop area that has been used for 50 years, and (3) a regeneration/reforestation area of 15 years (Table 2.1). At Los Pescados we selected: (1) a reference regenerated forest in an area with no agricultural historical use and dominated by *P. montezumae* and *A. religiosa* (~40 years), (2) a potato crop area that has been cultivated for 45 years, and (3) a 20-year-old regeneration cover, dominated by *Pinus montezumae* and *Abies religiosa* in the tree layer and *Baccharis conferta* in the shrub layer. At El Conejo the units were (1) a reference regenerated forest of 75 years dominated by *Abies religiosa*, which is located in an area that has never been used for agriculture, (2) a 42-year-old potato crop area, and (3) regeneration cover (12 years) dominated by herbaceous vegetation (*Senecio* spp. and *Lupinus montanus*).

Agriculture at all sites is rainfed. At Perote (piedmont site) maize (*Zea mays* L.) is planted in May; additionally oat (*Avena sativa* L.) or broad bean (*Vicia faba* L.) is planted in February as forage when winter moisture is favorable. Reversible plough pulled by mules is applied. Yearly before maize sowing, one fertilization is applied, 170 kg N-urea ha<sup>-1</sup> and organic fertilizer (~6-12 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> of manure). Crop residues are removed from the field and used as forage. At mountain slope sites (*i.e.* Los Pescados and El Conejo) potato (*Solanum tuberosum* L.) is planted between March and May and harvested around October. Oat or broad bean is planted in moist winters. Reversible plough is used and soil is fertilized with diammonium phosphate equivalent to 90 kg N ha<sup>-1</sup> and 230 kg P ha<sup>-1</sup>. Also organic fertilizer (~6-12 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> of manure) is applied.

### 2.1.3. Soil sampling

At each of the nine land use/cover units five plots of 500 m<sup>2</sup> were established. On each plot we collected one soil sample composed of 9 subsamples (0-10 cm) and three undisturbed soil cores (0-10 cm depth) with 100 cm<sup>3</sup> cylinders for bulk density determination. All soil samples were collected in May 2006, before land preparation for planting. Samples were sieved (<2 mm) and stored at 4°C until they were analyzed in the laboratory. A portion of each soil sample was air-dried and ground (<100 µm) for chemical analyses. The remaining portions were kept at 4°C for assessment of particle size distribution, microbial biomass C, basal soil respiration and enzymatic activity analyses.

### 2.1.4. Physical and chemical analyses

Particle size distribution was determined for one sample of each land use/cover unit prior to the destruction of soil organic matter and sesquioxides and sample dispersion. The sand fraction was separated by sieving, while silt and clay fractions were determined by the pipette method. Si and Al

were extracted with ammonium oxalate, Al was also extracted with pyrophosphate (Van Reeuwijk, 1992) and both elements were quantified by atomic absorption spectrophotometry (Varian Spectra AA220). These measurements were done in two samples of each land use/cover units. Aluminium extracted with oxalate ( $Al_o$ ) includes Al contained in short- range-order minerals (imogolite, proto-imogolite allophane and allophane), as well as Al associated with stable organo-mineral complexes (*i.e.* the form associated with humified organic matter). The pyrophosphate-extracted Al ( $Al_p$ ) is associated with stable organo-mineral complexes (Wada, 1980). From selective extractions we calculated (a) the proportion of the active aluminium linked to humified organic matter, the binary ratio ( $Al_p/Al_o$ ; *sensu* Mizota and van Reeuwijk, 1989), (b) the Al related to short-range-order minerals ( $Al_o - Al_p$ ) and (c) the allophane content, according to Mizota and van Reeuwijk (1989), as  $Y = -5.1X + 23.4$ , where  $X = (Al_o - Al_p)/Si_o$ . Soil pH was measured with a glass electrode in a 1:2 soil suspension (soil:water).

Total soil C ( $C_T$ ) and total N ( $N_T$ ) were determined with a CNHS autoanalyzer (Perkin Elmer 2400).  $C_T$  concentrations (*i.e.*  $g\ kg^{-1}$ ) were converted to contents (*i.e.*  $kg\ m^{-2}$ ) by multiplying them by bulk density, depth (0-10 cm) and a unit conversion factor. Available N forms, nitrate and ammonium, were extracted with 2 N potassium chloride. Available phosphorus was analyzed with the Bray 1 method (Bray and Kurtz, 1945). Exchangeable bases were extracted with 1 N ammonium acetate (pH 7).  $Ca^{2+}$  and  $Mg^{2+}$  were determined by atomic absorption (Varian Spectra AA220), and  $K^+$  and  $Na^+$  by flame emission spectrophotometry.

#### 2.1.5. Microbial biomass C and its dynamics

Microbial biomass C, basal soil respiration (BR) and enzymatic activity were analyzed in field-moist samples. Microbial biomass C was determined by chloroform fumigation-extraction (Vance *et al.*, 1987) in triplicate. The equivalent of 10 g of dried soil was used for each sample. Soil moisture was adjusted to 55% of the water-holding capacity. A volume of 40 ml of 0.5 M potassium

sulfate was added to half of the samples, which were shaken in an oscillatory shaker (30 min, 200 rev min<sup>-1</sup>). Suspensions were filtered (Whatman No. 42). The remaining samples were fumigated with ethanol-free chloroform (24 h; 25 °C). After chloroform removal, extracts were obtained as in non-fumigated samples. Carbon was determined in all extracts in a TOC/TN autoanalyzer (Apollo 9000). Microbial biomass C was calculated as  $E_C/K_{EC}$ , where  $E_C$  is the difference of C extracted from non-fumigated and fumigated samples and a factor of  $K_{EC}=0.33$  was applied (Jenkinson, 1987). The absolute value of MBC is expressed as dried soil base (105 °C) and specific MBC as a percentage of  $C_T$ . Basal soil respiration (BR), an indicator of the total microbial activity, was estimated from the amount of CO<sub>2</sub> evolved in field-moist samples incubated in static chambers (Zibilske, 1994). The equivalent of 25 g of dry soil was incubated in glass containers (700 ml). The incubation was done in the dark, temperature was kept constant (25°C), containers were periodically aerated and soil water content was adjusted to 55% of water-holding capacity. The CO<sub>2</sub> evolved was trapped in 1 N NaOH and the alkali was titrated with 0.5 N HCl. This was done on the five soil samples of each land use/cover unit and on five controls without soil. During 90-day incubation 11 readings were made: four initial readings every other day, then one reading weekly for three weeks, and finally one reading every other week for two months. Basal respiration was calculated as the mean rate of CO<sub>2</sub> evolved in the reading corresponding to the 21 day (*i.e.* the fifth reading) because we recorded a relatively constant rate of CO<sub>2</sub> flux from this reading. Absolute BR was expressed as the mean of CO<sub>2</sub> evolved on dry soil base (105 °C) and specific BR on  $C_T$  base. The metabolic quotient ( $qCO_2$ ), which allows to evaluate the efficiency in the use of substrates by microorganisms (Insam, 1990), was calculated as the ratio of BR to MBC.

The  $\beta$ -glucosidase ( $\beta$ -g) and dehydrogenase (DHA) activities, and fluorescein diacetate (FDA) hydrolysis were measured on three soil samples for each land use/cover unit in triplicate. The  $\beta$ -glucosidase activity was determined according to Tabatabai (1994). The soil (1 g) was incubated (37 °C, 1 h) with 0.05 M  $\rho$ -nitrophenyl- $\beta$ -D-glucoside and toluene in a modified universal buffer pH 6.0. The coloured product,  $\rho$ -nitrophenol, was treated with CaCl<sub>2</sub>-THAM and measured in a

spectrophotometer (Cary 3, Varian) at 420 nm. Absolute  $\beta$ -g activity was expressed as the  $\rho$ -nitrophenol produced per hour on dry soil base (105 °C), and specific  $\beta$ -g activity on  $C_T$  base. Likewise,  $\beta$ -g activity was expressed as  $\rho$ -nitrophenol produced per hour on MBC base. Dehydrogenase activity was measured according to Friedel *et al.* (1994) in 2.5 g of moist soil. Samples were incubated in the dark (47 °C for 4 h) with 2.5 ml of 2-*p*-iodo-nitrophenyl-tetrazolium chloride, an alternative electron acceptor, in a TRIS buffer solution (0.1 M, pH 7.9). The coloured iodo-nitrophenyl formazan (INT formazan) produced was extracted with tetrahydrofurane and measured spectrophotometrically at 487 nm. The hydrolysis of FDA was measured according to Green *et al.* (2006) in 1 g of moist soil. Samples were incubated (37 °C, 3 h) with 0.5 ml of 4.9 mM FDA and 50 ml of 60 mM Na-phosphate solution (buffered at pH 7.6). The fluorescein produced by the FDA hydrolysis was measured spectrophotometrically (490 nm). DHA activity and hydrolytic activity (FDA test) were expressed as the product (*i.e.* INT-formazan and fluorescein, respectively) generated per hour on dry soil base.

#### 2.1.6. Statistical analysis

An analysis of variance (ANOVA) was performed to evaluate the effect of forest transformation to agriculture and regeneration/reforestation on physical, chemical and microbiological variables for each of the three sites on the all variables set, except for particle size distribution, Si and Al selective extractions and variables derived from these. For significant model effects a Tukey HSD post hoc test compared sample means. A principal component analysis was performed in order to analyze the relation between physical, chemical and microbiological variables. We did not include the variables  $Al_p/Al_o$ ,  $Al_o-Al_p$  or allophane content in Perote piedmont PC analysis, since the soils at this site do not have andic properties. The interpretation of the principal components (PC) was based on variables with loading  $>0.7$ . All the statistical analyses used SPSS 17.0 software (SPSS Inc, 2008).

**Table 2.1.** Land use/cover units and meteorological and geomorphologic characteristics of study sites, Cofre de Perote, Mexico

Site	Land use/cover units	Dominant vegetal species	Age of current use (years)	Landform	Soil parent material	Soil type (WRB, 2006)	Altitude (m)	Mean annual temperature <sup>a</sup> (°C)	Mean annual precipitation <sup>a</sup> (mm)	Slope (°)	Location <sup>b</sup>
<b>Perote</b>											
Reference reforestation	(P- R)	<i>Pinus patula</i> , <i>P. teocote</i> , <i>P. oaxacana</i>	30	Piedmont	Pyroclastic deposits	Vitric, Eutrosilic Andosol (Eutric)	2550	11.7	603	8.0	2160971 N 687148 W
Cropland	(P-C)	Maize	50			Haplic Cambisol (Ruptic, Tephric, Eutric)				8.0	
Regeneration/reforestation	(P-Rg/Rf)	<i>Pinus patula</i> , <i>P. teocote</i> , <i>P. oaxacana</i>	15			Haplic Cambisol (Tephric, Eutric)				9.0	
<b>Los Pescados</b>											
Reference forest	(LP-R)	<i>P. montezumae</i> , <i>Abies religiosa</i>	40	Lower slopes	Colluvial and pyroclastic deposits	Silandic, Umbric Andosol (Dystric)	3350	8.4	1079	12.0	2159925 N 694560 W
Cropland	(LP-C)	Potato	45			Silandic, Umbric Andosol (Dystric)				9.0	
Regeneration	(LP-Rg)	<i>Baccharis conferta</i>	20			Silandic, Umbric Andosol (Dystric)				10.0	
<b>El Conejo</b>											
Reference forest	(EC- R)	<i>A. religiosa</i>	75	Mid slopes	Lava flows, colluvial and pyroclastic deposits	Silandic Andosol	3500	7.7	1175	22.0	2159393 N 692064 W
Cropland	(EC-C)	Potato	42			Silandic, Umbric Andosol (Dystric)				8.0	
Regeneration	(EC-Rg)	<i>Senecio</i> sp., <i>Lupinus montanus</i>	12			Silandic, Umbric Andosol (Dystric)				8.0	

<sup>a</sup> Climatic data were obtained from meteorological stations at Perote (30-089) and Los Pescados (30-719). Data for El Conejo were extrapolated by linear regression.

<sup>b</sup> Location of reference forest.



**Table 2.2** Soil physical and mineralogical properties (0-10 cm) at three sites, Cofre de Perote, Mexico

Site	Land use/cover	Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)	Si <sub>o</sub> (%)	Al <sub>o</sub> (%)	Al <sub>p</sub> (%)	Binary ratio Al <sub>p</sub> /Al <sub>o</sub>	Al <sub>o</sub> -Al <sub>p</sub> (%)	Allophane (%)	Bulk density (g cm <sup>-3</sup> )	
<i>Perote</i>												
	P-R	38.5	52.4	9.1	0.62 ± 0.14	1.71 ± 0.20	0.42 ± 0.10	0.20 ± 0.03	1.29 ± 0.10	4.88 ± 0.15	0.63 ± 0.08	b**
	P-C	52.2	39.1	8.8	0.01 ± 0.00	0.40 ± 0.03	0.05 ± 0.04	0.11 ± 0.08	0.36 ± 0.01	nd	1.03 ± 0.02	a
	P-Rg/Rf	60.3	31.1	8.6	0.03 ± 0.02	0.42 ± 0.07	0.04 ± 0.03	0.08 ± 0.05	0.38 ± 0.04	nd	1.03 ± 0.08	a
<i>Los Pescados</i>												
	LP- R	45.6	47.2	7.2	1.52 ± 0.48	4.09 ± 0.65	1.96 ± 0.20	0.50 ± 0.13	2.13 ± 0.85	9.37 ± 1.04	0.66 ± 0.16	a
	LP-C	40.3	48.6	11.1	1.88 ± 0.23	4.14 ± 0.52	1.66 ± 0.03	0.41 ± 0.06	2.49 ± 0.55	11.30 ± 0.58	0.72 ± 0.02	a
	LP-Rg	42.9	47.1	10.0	1.61 ± 0.35	4.53 ± 0.53	2.05 ± 0.09	0.46 ± 0.07	2.48 ± 0.61	10.35 ± 0.76	0.77 ± 0.05	a
<i>El Conejo</i>												
	EC-R	26.8	60.2	13.0	0.60 ± 0.18	1.93 ± 0.33	0.53 ± 0.44	0.25 ± 0.19	1.39 ± 0.12	5.18 ± 0.00	0.31 ± 0.05	b**
	EC-C	50.4	41.0	8.6	1.84 ± 0.15	3.72 ± 0.32	0.98 ± 0.05	0.27 ± 0.04	2.74 ± 0.36	11.63 ± 0.39	0.77 ± 0.02	a
	EC-Rg	51.4	41.8	6.8	1.92 ± 0.08	4.21 ± 0.29	0.95 ± 0.06	0.23 ± 0.03	3.26 ± 0.34	13.04 ± 0.33	0.85 ± 0.07	a

Si<sub>o</sub> and Al<sub>o</sub>: Si and Al oxalate extractable.

Al<sub>p</sub>: Al pyrophosphate extractable.

Values for selective extraction (*i.e.* Si<sub>o</sub> Al<sub>o</sub> and Al<sub>p</sub>) are means of two samples (± S.E). Values of bulk density are means of three samples (± S.E). Significant differences (\*\*P< 0.01) between land use/cover units for each location are indicated by different letters.

nd: not determined

## 2.2. RESULTS

### 2.2.1. Perote-piedmont soils

Bulk density (Table 2.2), soil pH, exchangeable K (Table 2.3) and P availability are higher in the agricultural soil than in the reference forest soil (Table 2.4). In contrast, exchangeable Mg (Table 2.3),  $C_T$  concentration,  $C_T$  content,  $N_T$ , and C/N ratio are lower in the agricultural soil than in the reference forest soil (Table 2.4). When the agricultural unit is compared to the regeneration/reforestation unit no differences are observed in soil bulk density, soil pH or  $N_T$  (Tables 2.2 to 2.4). Exchangeable K (Table 2.3),  $NO_3^-$  and P availability in regeneration/reforestation unit are lower than in agricultural soil (Table 2.4). In contrast, exchangeable Mg concentration (Table 2.3),  $C_T$  concentration and content, and C/N ratio in regeneration/reforestation soil are higher than in agricultural soil (Table 2.4). No differences were observed between agricultural and regeneration/reforestation units when we compared exchangeable Ca and Na (Table 2.3) and  $NH_4^+$  concentration (Table 2.4).

In agricultural soil absolute MBC and its activity are lower than in the reference forest soil (Tables 2.5 and 2.6). In the agricultural soil, MBC, BR and enzymatic activities are significantly smaller than in the reference forest soil. However, specific MBC and microbial activity (*i.e.* BR and  $\beta$ -g per  $C_T$  and MBC unit) are not significantly different in reference forest soil compared to agricultural soil (Tables 2.5 and 2.6). Absolute MBC in soil under regeneration/reforestation is higher than in agricultural soil, but there are no significant differences in soil microbial activity (Tables 2.5 and 2.6).

PC analysis at this site indicates a relation between soil C and physical properties (*e.g.* clay and bulk density). PC1 and PC2 explain a cumulative variance of 68.24%. PC 1 (42.82%) has positive loadings for  $C_T$ ,  $N_T$  and clay content and negative for bulk density, sand content and DHA activity. PC2 (25.42%) has positive loadings for  $NO_3^-$  and P availability and negative from C/N ratio (Table

2.7). Perote reference forest soils have positive values for PC1, which indicates the higher  $C_T$  concentration than at the other land use/cover units in connection with small bulk density and fine texture. The location of regeneration/reforestation samples with respect to PC2 shows the halting of fertilization after the abandonment (Figure 2.1).

### 2.2.2. *Los Pescados-lower mountain slope soils*

Soil pH, exchangeable Mg,  $C_T$  concentration and C/N ratio are lower in the agricultural soil than in the reference forest soil, but exchangeable K,  $NO_3^-$  and P concentrations are higher in agricultural soil (Tables 2.3 and 2.4). Soil pH (Table 2.3) in the soil under regeneration is higher than in the agricultural soil, but  $NO_3^-$  and P concentration are lower in regeneration soil (Table 2.4).  $C_T$  concentration and content in the regeneration do not differ from those of the agricultural and reference forest soils (Table 2.4). In the agricultural soil absolute microbial activity (*i.e.* BR,  $\beta$ -g and FDA test), specific BR and  $qCO_2$  are significantly smaller than in the reference forest soil (Tables 2.5 and 2.6). No significant differences in MBC were found between agricultural and regeneration soils, but  $\beta$ -g activity per MBC unit are lower and DHA higher in the regeneration soil than in the agricultural soil (Table 2.6).

The PC1 and PC2 explain a cumulative variance of 60.47%. PC1 (44.31%) has positive loadings for  $C_T$  concentration, C/N ratio, MBC, BR,  $qCO_2$ , sand content and the binary ratio (*i.e.*  $Al_p/Al_o$ ). N availability ( $NO_3^-$ -N), clay and the content of allophane and total amorphous minerals have negative loadings for PC1. PC2 (16.17%) has positive loadings for  $\beta$ -g activity and negative for pH (Table 2.7). Reference forest soil samples, located in the upper right quadrant of the PC1 vs. PC2 plot (Figure 2.1), have high values of  $C_T$ , MBC and microbial activity in connection with the low content of amorphous minerals and low pH. Agricultural soils are in the upper left quadrant and show opposite properties to those described for reference forest soils respect PC1 and similar

respect to PC2. Regeneration soil samples scatter in the two lower quadrants; these soils have lower  $\beta$ -g activity than forest reference and crop units as a result of higher pH values (Figure 2.1).

**Table 2.3.** Soil pH and exchangeable bases (0-10 cm) at three sites, Cofre de Perote, Mexico

Site	Land use/cover	pH(H <sub>2</sub> O)	Exchangeable bases								
			K <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>					
			(cmol+ kg <sup>-1</sup> )								
<i>Perote</i>											
	P-R	6.4 ± 0.05	b*	0.7 ± 0.21	b**	10.1 ± 0.64	a	2.1 ± 0.10	a*	0.05 ± 0.04	a
	P-C	7.4 ± 0.37	a	1.8 ± 0.12	a	11.6 ± 1.72	a	1.7 ± 0.07	b	0.05 ± 0.02	a
	P-Rg/Rf	7.0 ± 0.27	ab	1.2 ± 0.13	b	7.0 ± 1.53	a	2.1 ± 0.10	a	0.03 ± 0.01	a
<i>Los Pescados</i>											
	LP- R	5.4 ± 0.07	a**	0.3 ± 0.02	b*	5.2 ± 0.28	a	1.0 ± 0.04	a**	0.08 ± 0.03	a
	LP-C	5.1 ± 0.01	b	0.5 ± 0.08	a	4.6 ± 0.56	a	0.4 ± 0.05	b	0.10 ± 0.03	a
	LP-Rg	5.6 ± 0.05	a	0.2 ± 0.04	b	4.6 ± 0.33	a	0.6 ± 0.05	b	0.02 ± 0.01	a
<i>El Conejo</i>											
	EC-R	6.0 ± 0.05	a*	0.6 ± 0.14	a	19.8 ± 2.82	a**	2.0 ± 0.47	a*	0.04 ± 0.03	a
	EC-C	5.0 ± 0.21	b	0.5 ± 0.06	a	6.2 ± 1.00	b	0.3 ± 0.02	b	0.01 ± 0.00	a
	EC-Rg	5.6 ± 0.13	a	0.3 ± 0.04	a	3.0 ± 0.97	b	0.3 ± 0.06	b	0.03 ± 0.02	a

Values are means (± S.E; N=5). Significant differences (\*P< 0.05, \*\* P< 0.01) between land use/cover units for each site are indicated by different letters.

### 2.2.3. El Conejo-mid mountain slope soils

Soil bulk density (Table 2.2) and P availability (Table 2.4) are higher in the agricultural soil than in the reference forest soil. Soil pH, exchangeable Ca and Mg (Table 2.3), C<sub>T</sub>, N<sub>T</sub>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> concentrations and C/N ratio (Table 2.4) are lower in the agricultural than in the forest reference soil. Soil pH and C/N ratio are significantly higher in the regeneration soil than in the agricultural soil (Tables 2.3 and 2.4). Soil P availability in regeneration soil is significantly lower than in

agricultural soil (Table 2.4). There were no differences in soil pH (Table 2.3), P concentration, and C/N ratio between the reference forest and the regenerated unit (Table 2.4).

Absolute as well as specific MBC are significantly higher in the agricultural soil than in the reference forest soil (Table 2.5). In contrast, general absolute and specific microbial activities in agricultural soils are significantly smaller than in the reference forest soil. No differences of MBC or the microbial activity were observed when soil under regeneration was compared with the agricultural soil (Tables 2.5 and 2.6). At this site PC1 includes the majority of the variables analyzed and explains 70.43% of the variance. PC1 is positively related to  $C_T$ ,  $N_T$  and available N forms, BR,  $qCO_2$ , clay content, exchangeable bases and  $\beta$ -g activity. This component is negatively related to bulk density, sand content, MBC, DHA activity, FDA test, amorphous minerals and allophane contents. PC 2 is mainly related to C/N ratio and this relation is negative (Table 2.7). In the plot PC1 *vs.* PC2 reference forest soil samples are located in both right quadrants. This indicates that values of  $C_T$ ,  $N_T$  and available N forms, BR,  $qCO_2$ , clay content, exchangeable bases and  $\beta$ -g activity are higher in reference forest than in agricultural and regeneration soils. In contrast this distribution indicates lower values of bulk density, sand content, MBC, DHA activity, FDA test, amorphous minerals and allophane contents in reference forest than in agricultural and regeneration soils. Differences in C/N ratio (PC2) between agricultural and regeneration soils can be observed in the PC1 *vs.* PC2 plot (Figure 2.1). Agricultural soil samples have lower C/N ratio values than soils under regeneration (Figure 2.1).

**Table 2.4.** Soil carbon, nitrogen and phosphorus (0-10 cm) at three sites, Cofre de Perote, Mexico

Site	Land use/cover	C <sub>T</sub>		N <sub>T</sub> (g kg <sup>-1</sup> )	C/N	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N (ppm)	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N (ppm)	P <sub>Bray</sub> (ppm)							
		(g kg <sup>-1</sup> )	(kg m <sup>-2</sup> )												
<b>Perote</b>															
	P-R	26.8 ± 1.9	a**	1.7 ± 2.4	a**	1.5 ± 0.1	a**	17.9 ± 0.6	a**	10.5 ± 2.2	ab*	9.0 ± 3.1	a	17.4 ± 2.1	b**
	P-C	7.5 ± 0.6	c	0.8 ± 0.6	b	0.9 ± 0.1	b	8.3 ± 0.2	b	15.2 ± 4.2	a	4.9 ± 1.2	a	69.9 ± 6.3	a
	P-Rg/Rf	13.3 ± 0.9	b	1.4 ± 1.2	a	0.7 ± 0.1	b	18.3 ± 1.0	a	1.4 ± 0.8	b	2.4 ± 0.9	a	3.5 ± 0.3	b
<b>Los Pescados</b>															
	LP- R	113.0 ± 7.3	a*	7.6 ± 12.8	a	6.0 ± 0.3	a	18.7 ± 0.6	a*	3.3 ± 0.8	c**	3.6 ± 0.8	a	0.7 ± 0.2	b*
	LP-C	90.6 ± 1.6	b	6.5 ± 0.6	a	5.6 ± 0.1	a	16.1 ± 0.2	b	46.0 ± 2.9	a	5.8 ± 3.3	a	6.6 ± 2.1	a
	LP-Rg	105.7 ± 2.7	ab	8.1 ± 4.3	a	6.1 ± 0.2	a	17.3 ± 0.5	ab	16.7 ± 2.9	b	3.2 ± 0.5	a	1.1 ± 0.3	b
<b>El Conejo</b>															
	EC-R	176.8 ± 31.6	a*	5.2 ± 7.5	a	9.5 ± 1.4	a*	18.4 ± 0.6	a*	195.6 ± 45.0	a**	61.8 ± 13.7	a**	3.1 ± 0.7	b*
	EC-C	69.6 ± 3.9	b	5.4 ± 3.0	a	4.7 ± 0.2	b	14.8 ± 0.3	b	18.2 ± 3.0	b	11.9 ± 3.2	b	11.5 ± 3.0	a
	EC-Rg	70.2 ± 2.0	b	5.9 ± 2.2	a	3.9 ± 0.1	b	17.8 ± 0.4	a	6.1 ± 3.3	b	5.9 ± 2.8	b	2.3 ± 0.3	b

Values are means (± S.E; N=5). Significant differences (\*P< 0.05, \*\* P< 0.01) between land use/cover units for each site are indicated by different letters.

**Table 2.5.** Soil microbial biomass C, basal respiration and metabolic quotient (0-10 cm) at three sites, Cofre de Perote, Mexico

Site	Land use/cover	Microbial Biomass C (MBC)		Basal respiration (BR)		Metabolic quotient (qCO <sub>2</sub> )
		(μg g <sup>-1</sup> )	(% C <sub>T</sub> )	(μg C-CO <sub>2</sub> g <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	(μg C-CO <sub>2</sub> g <sup>-1</sup> C <sub>T</sub> d <sup>-1</sup> )	(μg C-CO <sub>2</sub> μg <sup>-1</sup> MBC d <sup>-1</sup> )
<i>Perote</i>						
	P-R	1891.9 ± 166.1 <sup>a**</sup>	6.5 ± 0.11 <sup>a</sup>	41.1 ± 2.3 <sup>a**</sup>	1557.2 ± 121.1 <sup>a</sup>	0.022 ± 0.002 <sup>a</sup>
	P-C	421.4 ± 82.4 <sup>c</sup>	5.5 ± 1.02 <sup>a</sup>	9.3 ± 1.2 <sup>b</sup>	1232.8 ± 121.8 <sup>a</sup>	0.028 ± 0.005 <sup>a</sup>
	P-Rg/Rf	672.3 ± 40.9 <sup>b</sup>	5.0 ± 0.78 <sup>a</sup>	23.0 ± 6.2 <sup>b</sup>	1721.7 ± 418.9 <sup>a</sup>	0.040 ± 0.010 <sup>a</sup>
<i>Los Pescados</i>						
	LP-R	2706.8 ± 194.2 <sup>a*</sup>	2.5 ± 0.03 <sup>a</sup>	66.9 ± 5.8 <sup>a**</sup>	598.5 ± 58.0 <sup>a**</sup>	0.024 ± 0.002 <sup>a**</sup>
	LP-C	1802.4 ± 231.2 <sup>b</sup>	2.0 ± 0.20 <sup>a</sup>	22.3 ± 2.1 <sup>b</sup>	246.4 ± 23.1 <sup>b</sup>	0.014 ± 0.001 <sup>b</sup>
	LP-Rg	2394.0 ± 558.0 <sup>ab</sup>	2.3 ± 0.47 <sup>a</sup>	29.1 ± 6.1 <sup>b</sup>	273.7 ± 54.8 <sup>b</sup>	0.012 ± 0.001 <sup>b</sup>
<i>El Conejo</i>						
	EC-R	504.3 ± 70.7 <sup>b**</sup>	0.3 ± 0.03 <sup>b**</sup>	176.6 ± 16.0 <sup>a**</sup>	1089.2 ± 155.6 <sup>a**</sup>	0.345 ± 0.014 <sup>a**</sup>
	EC-C	821.2 ± 77.3 <sup>a</sup>	1.2 ± 0.13 <sup>a</sup>	13.5 ± 1.1 <sup>b</sup>	197.5 ± 20.0 <sup>b</sup>	0.019 ± 0.001 <sup>b</sup>
	EC-Rg	708.2 ± 78.7 <sup>a</sup>	1.0 ± 0.10 <sup>a</sup>	14.4 ± 2.2 <sup>b</sup>	205.0 ± 30.0 <sup>b</sup>	0.022 ± 0.003 <sup>b</sup>

Microbial biomass C and metabolic quotient values are means of three samples (± S.E). Basal respiration values are means of five samples (± S.E). Significant differences (\*P< 0.05, \*\* P< 0.01) between land use/cover units for each site are indicated by different letters.

**Table 2.6.** Soil enzymatic activity (0-10 cm) at three sites, Cofre de Perote, Mexico

Site	Land use/cover	$\beta$ -glucosidase ( $\beta$ -g)			Dehydrogenase (DHA)	Fluorescein diacetate test (FDA)					
		( $\mu\text{g p-nitrophenol g}^{-1} \text{h}^{-1}$ )	( $\text{mg p-nitrophenol g}^{-1}\text{C}_1 \text{h}^{-1}$ )	( $\mu\text{g p-nitrophenol } \mu\text{g MBC}^{-1} \text{h}^{-1}$ )	( $\mu\text{g formazan g}^{-1} \text{h}^{-1}$ )	( $\mu\text{g fluorescein g}^{-1} \text{h}^{-1}$ )					
<i>Perote</i>											
	P-R	144.6 $\pm$ 35.1	a**	5.2 $\pm$ 1.0	a*	0.08 $\pm$ 0.01	a*	1395.2 $\pm$ 190.4	a**	282.2 $\pm$ 3.4	a**
	P-C	28.1 $\pm$ 4.8	b	3.6 $\pm$ 0.4	ab	0.07 $\pm$ 0.01	ab	868.9 $\pm$ 41.5	b	179.3 $\pm$ 14.1	b
	P-Rg/Rf	20.7 $\pm$ 10.5	b	1.5 $\pm$ 0.8	b	0.04 $\pm$ 0.00	b	940.0 $\pm$ 123.0	b	194.8 $\pm$ 9.0	b
<i>Los Pescados</i>											
	LP-R	416.4 $\pm$ 90.8	a**	3.8 $\pm$ 0.7	a	0.15 $\pm$ 0.01	a*	633.2 $\pm$ 134.6	b**	318.9 $\pm$ 4.6	a**
	LP-C	253.8 $\pm$ 33.3	b	2.9 $\pm$ 0.5	a	0.15 $\pm$ 0.02	a	577.2 $\pm$ 77.9	b	293.0 $\pm$ 6.6	b
	LP-Rg	167.3 $\pm$ 50.4	b	1.6 $\pm$ 0.4	a	0.07 $\pm$ 0.01	b	930.1 $\pm$ 29.4	a	291.1 $\pm$ 3.9	b
<i>El Conejo</i>											
	EC-R	876.9 $\pm$ 140.3	a**	5.5 $\pm$ 1.7	a*	1.77 $\pm$ 0.18	a**	418.9 $\pm$ 43.0	a	273.0 $\pm$ 13.6	a**
	EC-C	94.7 $\pm$ 9.5	b	1.3 $\pm$ 0.1	b	0.12 $\pm$ 0.01	b	360.0 $\pm$ 99.1	a	250.4 $\pm$ 9.1	b
	EC-Rg	53.1 $\pm$ 10.0	b	0.8 $\pm$ 0.2	b	0.08 $\pm$ 0.01	b	408.9 $\pm$ 112.0	a	243.0 $\pm$ 2.7	b

Values are means of three samples ( $\pm$  S.E). Significant differences (\* $P < 0.05$ , \*\* $P < 0.01$ ) between land use/cover units for each site are indicated by different letters.



## 2.3. DISCUSSION

### 2.3.1. Forest conversion to agricultural uses

Agricultural units had lower  $C_T$  concentration than the soils under covers considered as reference forest. However the magnitude of these differences was different between sites (72%, 20% and 61% less  $C_T$  in agricultural units of Perote at the piedmont, Los Pescados at the lower mountain slope and El Conejo at and mid slope, respectively). Furthermore, different variables were related to  $C_T$  concentration at each site. At the piedmont and mid mountain slope soils (*i.e.* Perote and El Conejo), PC analysis shows the relation of  $C_T$  concentration to physical properties (*i.e.* clay, sand and bulk density). Positive relations have been observed between soil C stabilization and fine particles (clay or silt plus clay), due to the stabilization of SOM in these fractions (*e.g.* Feller and Beare, 1997; Hassink, 1997). At Perote piedmont and El Conejo mid mountain slope soils, lower  $C_T$  concentration in the agricultural unit than in the reference soil could be explained by the coarser textures of the former. Although the observed differences in particle size distribution between covers could be present before forest transformation to agriculture, we interpret that the differences are result of the land use history, since they share the same set of forming factors. Similar studies developed on volcanic soils reported changes in particle size distribution after this LUCC (*e.g.* Wielemaker and Lansu, 1991). Given this evidence and the proximity of the forest and agricultural units we assume that particle size distribution differences are caused at least in part by LUCC. Bulk density depends on C concentration and, as we observed at Perote and El Conejo sites, higher bulk density values in agricultural units than in forests has been related to lower C concentrations (*e.g.* Templer *et al.*, 2005). In spite of higher bulk density, soil  $C_T$  content was lower in agricultural than in reference forest on piedmont soils at Perote. The latter suggest that  $C_T$  concentration is the main factor determining the differences of  $C_T$  contents between both land use/cover units, rather than

bulk density. At mountain slope Andosols  $C_T$  content did not follow the same pattern of reduction than  $C_T$  concentration. At these sites  $C_T$  content did not differ between forest and agricultural units. These results suggest that piedmont soils have higher vulnerability to lose  $C_T$  than mountain slope Andosols after forest transformation to agriculture.

At lower mountain slope site (*i.e.* Los Pescados) PC analysis showed that  $C_T$  concentration relates negatively to crystalline clay. Also a negative relation between  $C_T$  and short-range-order minerals was observed. On the other hand, at this site PC analysis supports the  $C_T$  stabilization by Al-humus complexes (*i.e.*  $Al_p/Al_o$ ). In spite of the allophanic nature of both mountain slope Andosols (*i.e.* soils at the sites Los Pescados and El Conejo), the binary ratio (*i.e.*  $Al_p/Al_o$ ) indicates that the fraction of total active Al forming Al-humus complexes is higher at Los Pescados than at El Conejo soils. SOM stabilization in Al-humus complexes could explain the lowest impact of deforestation and agricultural use on  $C_T$  concentration at Los Pescados. This suggests differences in the vulnerability of volcanic forests soils to LUCC as a function of mineralogical properties.

In reference forest soils at mountain slope sites specific MBC values were smaller than in reference forest at Perote piedmont site (0.3%, 2.5% and 6.5%, at El Conejo, Los Pescados and Perote, respectively). It has been suggested that volcanic soils have low specific MBC due to the small availability of organic substrates determined by the organo-mineral complexes formation (Joergensen and Castillo, 2001), as observed on mountain slopes sites. At piedmont and lower mountain slope soils we did not detect a significant change of specific MBC in response to deforestation and agricultural use. This is related to the decrease of  $C_T$  concentration after forest conversion at these two sites, causing the lack of change in the ratio  $MBC/C_T$  (*i.e.* the specific MBC). This suggests that the rate of change for these two variables (*i.e.*  $C_T$  and MBC) after LUCC is the same. Also, this observation suggests that at the time scale of our analysis, both variables have the same sensitivity to detect the effects of LUCC at these two sites. In contrast, at El Conejo forest transformation to agriculture caused an increase of specific MBC, which is explained by the

increase of absolute MBC and the decrease of  $C_T$ . Higher specific MBC values in agricultural than in forest soils have been related to a high return of organic residues into the soil under agricultural uses (Saviozzi *et al.*, 2001).

The different responses of MBC between sites can not be explained by agricultural practices because these are similar at least with respect to manure application. However, low reference specific MBC values at El Conejo could explain the sensitivity of this variable to LUCC (compared to the lack of response of specific MBC at the other two sites). These opposite responses of  $C_T$  and MBC highlight the local importance of both variables as indicators of the effects of LUCC. The differences in magnitude and direction of the changes of the specific MBC between the three sites suggest that the usefulness of this soil quality indicator depends on specific site conditions. Furthermore, it has been suggested that specific MBC (on C organic base) is positively related to the availability of organic substrates for microorganisms, and negatively related to the fraction of recalcitrant organic matter in soil (Joergensen and Scheu, 1999). In this sense, higher specific MBC values in the agricultural soil compared to the reference forest soil at El Conejo suggest an increase of labile SOM forms in the agricultural land use/cover unit. In connection with the decrease of  $C_T$  concentration, an increase in labile SOM fractions could indicate a decrease in stable SOM forms. However, the latter requires specific research on these stable SOM fractions.

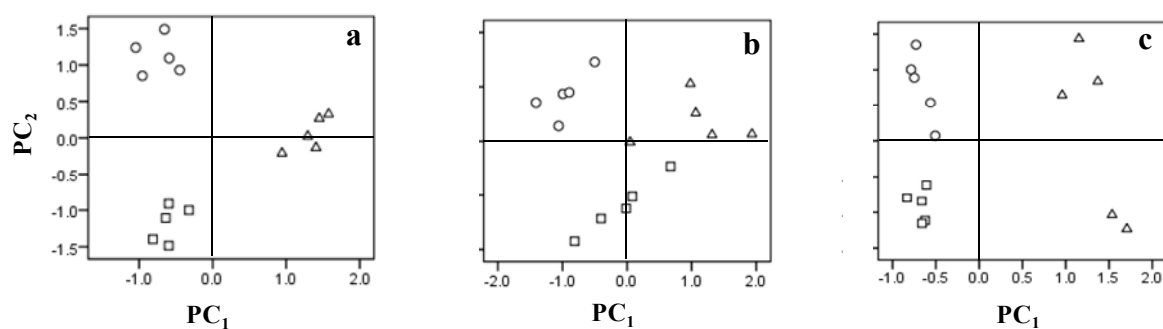
Deforestation and subsequent agricultural use consistently reduced the absolute microbial activity (BR,  $\beta$ -g activity and FDA test) at the three sites, as has been reported by Saviozzi *et al.* (2001) and Dinesh *et al.* (2004). When a LUCC causes strong reductions of SOM, the analysis in absolute terms makes it difficult to detect the real modification of microbial activity. Therefore comparisons in terms of specific values allow a better understanding of the changes (Trasar-Cepeda *et al.*, 2008). Moreover, the metabolic quotient ( $qCO_2$ ) is an index of the efficiency of microorganisms in the use of organic substrates (Insam, 1990). The more energetically efficient microorganisms are, the more C is incorporated as MBC and the less C is lost by respiration (Xu *et*

*al.*, 2006). Therefore, a low metabolic quotient (*i.e.* low CO<sub>2</sub> production by unit of microbial biomass) indicates energetically efficient microorganisms. At Perote piedmont soils neither the specific microbial activity (evaluated through BR and β-g) nor the metabolic quotient changed after forest conversion. The lack of change in BR and qCO<sub>2</sub> suggests that the metabolic activity of microorganisms remains similar after forest conversion to agriculture. Also, an unchanged qCO<sub>2</sub> suggests a similar rate of change of absolute BR and MBC. These results could be explained by the preservation of the SOM quality and by the decrease of SOM quantity. On mountain slope Andosols we found a decline in specific microbial activity (evaluated through BR) and qCO<sub>2</sub> after forest conversion to agriculture. Such decline indicates an effect of this LUCC on the metabolic activity of microorganisms, which is probably due to changes in SOM quality. There is an energetically more efficient microbial community in agricultural soils than in reference forest soils.

High qCO<sub>2</sub> values have been related to a small concentration of labile SOM and to high C/N ratios (Xu *et al.*, 2006). Accordingly, we found an increase in the quality of SOM when reference forests soils were compared to agricultural soils (*i.e.* the C/N ratio value decreased). At El Conejo specific β-g activity and β-g by MBC unit decreased after deforestation and agricultural use. As mentioned above, this LUCC causes a decrease of the metabolic activity of soil, promoting an energetically more efficient microbial community. These responses suggest the presence of more labile SOM and lower stabilized SOM forms on agricultural than on reference forest unit. Furthermore, β-g changes indirectly could be explained by a low quantity of bounded enzymes to labile SOM fraction (Trasar-Cepeda *et al.*, 2008). The results indicate the different controls on soil carbon storage and circulation in Cofre de Perote soils. At El Conejo and Perote soils, physical properties, MBC and its activity could play the main role, meanwhile at Los Pescados mineralogical properties, specifically the active Al, could exert the main control.

**Table 2.7.** Principal components 1 and 2 scores for the three sites

Variable		Perote		Los Pescados		El Conejo	
		PC1	PC2	PC1	PC2	PC1	PC2
C <sub>T</sub>	(g kg <sup>-1</sup> )	0.93	-0.24	0.88	-0.27	0.87	-0.31
N <sub>T</sub>	(g kg <sup>-1</sup> )	0.89	0.20	0.52	-0.37	0.88	-0.22
C:N		0.50	-0.83	0.85	-0.09	0.57	-0.71
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	(ppm)	0.17	0.76	-0.81	0.35	0.89	0.08
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	(ppm)	0.58	0.35	-0.21	0.04	0.90	-0.07
P <sub>Bray</sub>	(ppm)	-0.34	0.87	-0.46	0.55	-0.33	0.57
∑Exchangeable bases	(cmol+ kg <sup>-1</sup> )	-0.07	0.51	0.58	0.48	0.93	-0.01
pH(H <sub>2</sub> O)		-0.66	0.21	0.20	-0.81	0.61	-0.24
Bulk density	(g cm <sup>-3</sup> )	-0.94	-0.07	0.03	-0.18	-0.97	-0.13
Sand	(%)	-0.88	-0.40	0.86	-0.20	-0.98	-0.12
Clay	(%)	0.90	0.36	-0.85	-0.02	0.95	0.29
MBC	(% C <sub>T</sub> )	0.58	0.24	0.75	0.08	-0.93	0.09
BR	(μg C-CO <sub>2</sub> g <sup>-1</sup> C <sub>T</sub> d <sup>-1</sup> )	0.04	-0.44	0.76	0.35	0.87	0.30
qCO <sub>2</sub>	(μg C-CO <sub>2</sub> μg <sup>-1</sup> MBC d <sup>-1</sup> )	-0.53	-0.49	0.72	0.51	0.99	0.09
β-g	(mg p-nitrophenol g <sup>-1</sup> C <sub>T</sub> h <sup>-1</sup> )	0.61	0.53	0.35	0.78	0.80	0.42
DHA	(mg formazan g <sup>-1</sup> C <sub>T</sub> h <sup>-1</sup> )	-0.72	0.60	-0.35	-0.51	-0.75	0.15
FDA	(mg fluorescein g <sup>-1</sup> C <sub>T</sub> h <sup>-1</sup> )	-0.69	0.60	-0.69	0.53	-0.93	0.23
Al <sub>p</sub> /Al <sub>o</sub>				0.87	0.01	-0.14	0.50
Al <sub>o</sub> -Al <sub>p</sub>	(%)			-0.73	-0.30	-0.92	-0.30
Allophane	(%)			-0.81	-0.11	-0.96	-0.21
Variance	(%)	42.82	25.42	44.31	16.17	70.43	9.52
Cumulative variance	(%)	42.82	68.24	44.31	60.47	70.43	79.95



**Figure 2.1.** Principal components 1 vs. 2 for soil properties. (a) Perote - piedmont soils; (b) Los Pescados - lower slope soils and (c) El Conejo - mid slope soils. Symbols represent the land use/cover: reference forests (Δ), agricultural units (○) and regeneration/reforestation units (□).

### 2.3.2. Regeneration/reforestation of former agricultural land

Increases of  $C_T$  concentration have been observed in LUCC studies related to secondary succession and recovery of forest cover (Rhoades *et al.*, 2000; Zornoza *et al.*, 2009). Only at Perote piedmont,  $C_T$  concentration and content increased when the agricultural plots were compared to regeneration/reforestation plots. Regeneration/reforestation unit recovered 50% of the  $C_T$  concentration level compared to reference forest soil. As revealed by the PC analysis, some of the physical properties (*i.e.* clay content and bulk density) in regeneration/reforestation soil are similar to those of agricultural soil, and could be limiting the  $C_T$  recovery. The distribution of the samples in the plot regarding PC2 indicates that regeneration/reforestation soils have low SOM quality (evaluated by C/N ratio), which is related to a low availability of N (*i.e.* as  $\text{NO}_3^-$ -N). Furthermore this regeneration/reforestation soils present low P availability, which could be limiting the  $C_T$  recovery. Although, is important to point out that the time of agriculture cessation could be short to reach a total  $C_T$  recovery.

MBC was modified due to vegetation recovery only at Perote piedmont soils, increasing in absolute values but unchanged as specific MBC. Increases of absolute MBC due to succession or reforestation have been observed by other authors (Zornoza *et al.*, 2009) and can be related to the increase in  $C_T$  concentration. Overall, neither absolute nor specific microbial activity changed after reforestation or regeneration on previously agricultural units (except enzymatic activity at Los Pescados). It is possible that the period of successional development or the time since reforestation has not been enough to cause a detectable effect on these variables. Microbial activity has been suggested as better indicator of changes in soil quality than  $C_T$ . Nevertheless,  $C_T$  at Perote piedmont showed more sensitivity than microbial activity variables.

Cofre de Perote volcano is a complex landscape where geomorphologic and climatic characteristics interact with the land use processes (deforestation, agricultural use, abandonment of agricultural practices, regeneration and reforestation), which have implications on conservation,

management and soil rehabilitation issues. Despite the restrictions of this complexity, the analysis of these three different altitudinal chronosequences allowed us to detect the spatial variability of the processes of SOM storage and dynamics under LUCC trajectories. It was possible to relate the differential effects of LUCC on topsoil C with the variability of some controls of the SOM storage. Furthermore, this chronosequence study allowed us to evaluate the sensitivity of some indicators of the effects of LUCC on soil C and its usefulness to detect changes in soil C dynamics. This information is essential for planning and monitoring soil C management strategies in volcanic landscapes, where the spatial variability of soil particular properties determines the soil C storage and circulation.

## **2.4. CONCLUSIONS**

In temperate mountain forest of low latitude, LUCC has differential impacts on topsoil C and soil microbial dynamics due differences of soil properties. Even though forest conversion to agriculture diminished the  $C_T$  concentration in the three sites, the magnitude of this effect is larger in piedmont than in mountain slope soils. At piedmont and mid mountain slope soils, coarse topsoil textures related to the  $C_T$  decrease. Meanwhile in the lower mountain slope soils the SOM stabilization by Al-humus complex explained the low vulnerability of  $C_T$  to LUCC. Specific site environmental conditions and MBC reference levels seem to be determinant of the sensitivity of MBC to LUCC. At piedmont and lower mountain slope soils, MBC and  $C_T$  concentration presented the same rate of change. However, at mid mountain slope soils MBC is an important soil quality indicator. Forest recovery after agricultural use increases  $C_T$  concentration on piedmont soils, however, the texture, bulk density and nutrient availability are still limiting. Microbial activity did not change after regeneration/reforestation and regeneration on previously agricultural units at piedmont or mid mountain slope soils.

**ACKNOWLEDGEMENTS**

This work is part of the doctoral research of the first author. A.M. Gamboa acknowledges Posgrado en Ciencias Biológicas of Universidad Nacional Autónoma de México for academic support during her studies. A.M. Gamboa thanks DGEP-UNAM and CONACYT (Grant 50780-F) for doctoral scholarships. The authors thank Pilar Fernández, Lucy Mora Palomino and Kumiko Shimada for their assistance in the laboratory analyses. Funds for this research were provided by PAPIIT-UNAM grant IN 220106.

**REFERENCES**

- Amundson, R., 2001. The carbon budget in soils. *Annu. Rev. Earth Planet. Sci.* 29, 535-562.
- Bandick, A.K., Dick, R.P., 1999. Field management effects on soil enzyme activities. *Soil Biol. Biochem.* 31, 1471-1479.
- Batjes, N.H., 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *Eur. J. Soil Sci.* 47, 151-163.
- Bray, R.H., Kurtz, L.T., 1945. Determination of total, organic, and available forms of phosphorus in soils. *Soil Sci.* 59, 39-45.
- Campos, C., 2004. Effects of subsistence farming system on soil surface CO<sub>2</sub>-C flux on Cofre de Perote volcano slopes, Veracruz (Mexico). *For. Ecol. Manage.* 199, 273-282.
- Carrasco-Núñez, G., Siebert, L., Díaz-Castellón, R., Vázquez-Selem, L., Capra, L., 2010. Evolution and hazards of a long-quiescent compound shield-like volcano: Cofre de Perote, Eastern Trans-Mexican Volcanic Belt. *J. Volcanol. Geoth. Res.* 197, 209-224.
- Challenger, A., 1998. Utilización y Conservación de los Ecosistemas Terrestres de México. Pasado, Presente y Futuro, Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad. México, D.F.
- Dinesh, R., Chaudhuri, S. G., Sheeja, T. E., 2004. Soil biochemical and microbial indices in wet tropical forests: Effects of deforestation and cultivation. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 167, 24-32.
- Eswaran, H., van den Berg, E., Reich, P., 1993. Organic carbon in soils of the World. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57, 192-194.
- Feller, C., Beare, M. H., 1997. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. *Geoderma* 79, 69-116.
- Friedel, J.K., Mölter, K., Fischer, W.R., 1994. Comparison and improvement of methods for determining soil dehydrogenase activity by using triphenyltetrazolium chloride and idonitrotetrazolium chloride. *Biol. Fert. Soils* 18, 291-296.
- García-Romero, A., Montoya, Y., Ibarra, M.V., Garza, G.G., 2010. Economía y política en la evolución contemporánea de los usos del suelo y la deforestación en México: El caso del volcán Cofre de Perote. *Interciencia* 35, 321-328.



- Green, V.S., Stott, D.E., Diack, M., 2006. Assay for fluorescein diacetate hydrolytic activity: Optimization for soil samples. *Soil Biol. Biochem.* 38, 693-701.
- Gregorich, E.G., Carter, M.R., Doran, J.W., Pankhurst, C.E., Dwyer, L.M., 1997. Biological attributes of soil quality. In: Gregorich, E.G., Carter, M.R. (Eds.), *Soil Quality for Crop Production and Ecosystem Health*. Elsevier, Amsterdam, pp.81-113.
- Guo, L.B., Gifford, R.M., 2002. Soil carbon stocks and land use change: A meta analysis. *Glob. Change Biol.* 8, 345-360.
- Hassink, J., 1997. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. *Plant Soil* 191, 77-87.
- Haynes, R.J., 2005. Labile Organic Matter Fractions as Central Components of the Quality of Agricultural Soils: An Overview. *Adv. Agron.* 85, 221-268.
- Insam, H., 1990. Are the soil microbial biomass and basal respiration governed by the climatic regime?. *Soil Biol. Biochem.* 22, 525-532.
- Jenkinson, D.S., 1987. Determination of microbial biomass carbon and nitrogen in soil. In: Wilson, J.R. (Ed.), *Advances in N cycling in agricultural ecosystem*. CBAT National, Wallingford, pp. 368-386.
- Joergensen, R.G., Castillo, X., 2001. Interrelationships between microbial and soil properties in young volcanic ash soils of Nicaragua. *Soil Biol. Biochem.* 33, 1581-1589.
- Joergensen, R.G., Scheu, S., 1999. Depth gradients of microbial and chemical properties in moder soils under beech and spruce. *Pedobiologia* 43, 134-144.
- Johnson, E.A., Miyanishi, K., 2008. Testing the assumptions of chronosequences in succession. *Ecol. Lett.* 11, 419-431.
- Lal, R., Kimble, J., Follett, R., 1998. Knowledge gaps and researchable priorities. In: Lal, R., K.J., Follett, R., Steward, B. (Eds.), *Soil Processes and the carbon cycle*. CRC Press, Boca Raton, pp. 595-604.
- Le Quéré, C., Raupach, M.R., Canadell, J.G., Marland, G., Bopp, L., Ciais, P., Conway, T.J., Doney, S.C., Feely, R.A., Foster, P., Friedlingstein, P., Gurney, K., Houghton, R.A., House, J.I., Huntingford, C., Levy, P.E., Lomas, M.R., Majkut, J., Metzl, N., Ometto, J.P., Peters, G.P., Prentice, I.C., Randerson, J.T., Running, S.W., Sarmiento, J.L., Schuster, U., Sitch, S., Takahashi, T., Viovy, N., van der Werf, G.R., Woodward, F.I., 2009. Trends in the sources and sinks of carbon dioxide. *Nature Geosci.* 2, 831-836.
- Mendoza, A.V., 2008. Estimación de biomasa aérea y almacenamiento de carbono en paisajes de bosques templados en Cofre de Perote, Veracruz. MSc. Thesis. Universidad Nacional Autónoma de México, México, 1-92 pp.
- Mendoza-Vega, J., Karlton, E., Olsson, M., 2003. Estimations of amounts of soil organic carbon and fine root carbon in land use and land cover classes, and soil types of Chiapas highlands, Mexico. *For. Ecol. Manage.* 177, 191-206.
- Mizota, C., van Reeuwijk, L.P., 1989. Clay mineralogy and chemistry of soils formed in volcanic material in diverse climatic regions. International Soil Reference and Information Centre (ISRIC), Wageningen.
- Montoya, Y., 2008. Dinámica del uso del suelo y la fragmentación del bosque de pino con aile del volcán Cofre de Perote (1970-2003). MSc. Thesis. Universidad Nacional Autónoma de México, México, 1-97 pp.
- Murty, D., Kirschbaum, M.U.F., McMurtrie, R.E., McGilvray, H., 2002. Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? A review of the literature. *Glob. Change Biol.* 8, 105-123.
- Palacio-Prieto, J.L., Bocco, G., Velázquez, A., Mas, J.F., Takaki, F., Victoria, A., Luna González, L., Gómez Rodríguez, G., López García, J., Palma Muñoz, M., Trejo Vázquez, I., Peralta, A., Prado Molina, J., Rodríguez Aguilar, A., Mayorga Saucedo, R., González Medrano, F., 2000. La condición actual de los

- recursos forestales en México: resultados del Inventario Forestal Nacional 2000. Investigaciones Geográficas. Boletín del Instituto de Geografía, UNAM 43, 183–203.
- Parfitt, R.L., Theng, B.K.G., Whitton, J.S., Shepherd, T.G., 1997. Effects of clay minerals and land use on organic matter pools. *Geoderma* 75, 1-12.
- Post, W.M., Kwon, K.C., 2000. Soil carbon sequestration and land-use change: Processes and potential. *Global Change Biology* 6, 317-327.
- Prado, B., Duwig, C., Hidalgo, C., Gomez, D., Yee, H., Prat, C., Esteves, M., Etchevers, J.D., 2007. Characterization, functioning and classification of two volcanic soil profiles under different land uses in Central Mexico. *Geoderma* 139, 300-313.
- Prentice, C., 2001. Climate Change 2001: The Scientific Basis. In: IPCC (Ed.), *The Carbon Cycle and Atmospheric Carbon Dioxide*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 183–237.
- Rhoades, C.C., Eckert, G.E., Coleman, D.C., 2000. Soil carbon differences among forest, agriculture, and secondary vegetation in lower montane Ecuador. *Ecol. Appl.* 10, 497-505.
- Saviozzi, A., Levi-Minzi, R., Cardelli, R., Riffaldi, R., 2001. A comparison of soil quality in adjacent cultivated, forest and native grassland soils. *Plant Soil* 233, 251-259.
- Scott, N.A., Tate, K.R., Giltrap, D.J., Tattersall Smith, C., Wilde, H.R., Newsome, P.J.F., Davis, M.R., 2002. Monitoring land-use change effects on soil carbon in New Zealand: Quantifying baseline soil carbon stocks. *Environ. Pollut.* 116, S167-S186.
- Shoji, S., Dahlgren, R., Nanzyo, M., 1993. Genesis of volcanic ash soils. In: Shoji, S., Nanzyo, M., Dahlgren, R.A. (Eds.), *Volcanic ash soils genesis, properties and utilization*. Elsevier, New York, pp 37-67.
- Tabatabai, A., 1994. Soil Enzymes. In: Weaver, R., Angle, S., Bottomley, P., Bezdicek, D., Smith, S., Tabatabai, A., Wollum, A. (Eds.), *Methods of soil analysis Part 2 Microbiological and Biochemical Properties*. Soil Science Society of America American Society of Agronomy, Madison, pp. 775-833.
- Tan, Z.X., Lal, R., Smeck, N.E., Calhoun, F.G., 2004. Relationships between surface soil organic carbon pool and site variables. *Geoderma* 121, 187-195.
- Templer, P.H., Groffman, P.M., Flecker, A.S., Power, A.G., 2005. Land use change and soil nutrient transformations in the Los Haitises region of Dominican Republic. *Soil Biol. Biochem.* 37, 215-225.
- Trasar-Cepeda, C., Leirós, M.C., Gil-Sotres, F., 2008. Hydrolytic enzyme activities in agricultural and forest soils. Some implications for their use as indicators of soil quality. *Soil Biol. Biochem.* 40, 2146-2155.
- UNFCCC, 2005. Sixth compilation and synthesis of initial national communications from Parties not included in Annex I to the Convention. Inventories of anthropogenic emissions by sources and removals by sinks of greenhouse gases. United Nations Framework Convention on Climate Change, <http://unfccc.int/resource/docs/2005/sbi/eng/18a02.pdf>.
- Van Reeuwijk, L.P., 1992. Procedures for soil analysis. International Soil Reference and Information Centre (ISRIC), Wageningen.
- Vance, E.D., Brookes, P.C., Jenkinson, D.S., 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* 19, 703-707.
- Wada, K., 1980. Mineralogical characteristics of Andisols. In: Theng, B.K.G. (Ed.), *Soils of Variable Charge*. New Zealand Society of Soil Science, Soil Bureau, Department of Scientific and Industrial Research, Lower Hutt, pp. 87–107.
- Wielemaker, W.G., Lansu, A.L.E., 1991. Land-use changes affecting classification of a Costa Rican soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55, 1621-1624.
- WRB, 2006. World reference base for soil resources 2006. World Soil Resources Reports, vol. 103. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Xu, X., Inubushi, K., Sakamoto, K., 2006. Effect of vegetations and temperature on microbial biomass carbon and metabolic quotients of temperate volcanic forest soils. *Geoderma* 136, 310-319.

- Zibilske, I., 1994. Carbon mineralization. In: Weaver, R., Angle, S., Bottomley, P., Bezdicek, D., Smith, S., Tabatabai, A., Wollum, A. (Eds.), *Methods of Soil Analysis Part 2 Microbiological and Biochemical Properties*. Soil Science Society of America American Society of Agronomy, Madison, pp. 835-863.
- Zornoza, R., Guerrero, C., Mataix-Solera, J., Scow, K.M., Arcenegui, V., Mataix-Beneyto, J., 2009. Changes in soil microbial community structure following the abandonment of agricultural terraces in mountainous areas of Eastern Spain. *Appl. Soil Ecol.* 42, 315-323.

## **CAPÍTULO 3**

### *LAND-USE/COVER CHANGE EFFECTS AND CARBON CONTROLS ON VOLCANIC SOIL PROFILES IN HIGHLAND TEMPERATE FORESTS*

**Aceptado para su publicación en Geoderma:**

Gamboa, A.M. Galicia, L. Differential influence of land use/cover change on topsoil carbon and microbial activity in low-latitude temperate forest.

*(Nota: la numeración original de títulos, cuadros y figuras del artículo sometido fue modificada para mantener la estructura de la tesis; en el Anexo 1 se incluye el mapa de localización de los sitios de muestreo y en el Anexo 2 la descripción de los perfiles de suelos)*

## ABSTRACT

The stabilization of SOM by Al-humus complexes and short-range-order minerals is a key issue to explain the soil-C variability and the biogeochemical processes that determine the fate of soil C following land-use/cover change (LUCC) in volcanic landscapes. In an altitudinal gradient of volcanic soils (2550-3500 masl), we quantified the total soil C ( $C_T$ ) concentrations and stocks in soil pits sampled by genetic horizons. We performed analyses at landscape and local scales in order to identify and integrate the underlying environmental controls on  $C_T$  and the effects of LUCC. We selected four sites, two on the upper piedmont, one on the lower mountain slope and one on the middle mountain slope at Cofre de Perote volcano (eastern central Mexico) where temperate forests are the natural vegetation. At each site we selected three to five units of use/cover as a chronosequence of the LUCC pathways. In each soil horizon chemical characteristics (*i.e.* N, C/N ratio, pH, exchangeable bases) were determined and mineralogical properties were estimated from selective Al, Fe and Si oxalate and pyrophosphate extractions (*i.e.* the  $Al_o/Al_p$  ratio, the active Al related to short-range-order minerals as  $Al_o-Al_p$ , the allophane concentration, and the short-range-order Al and Fe minerals as  $Al_o+1/2Fe_o$ ). At landscape scale, the Al-humus complexes were strongly related to the  $C_T$  concentration in topsoil (A horizons) but this relationship decreased with depth. In turn, the short-range-order minerals and the C/N ratio explained the variability of the  $C_T$  concentrations in C horizons. At local scale,  $C_T$  concentrations and stocks were depleted after conversion of forest to agriculture in Vitric Andosols at the upper piedmont but this was not observed in Silandic Andosols. However, in Vitric Andosols the reduction of the  $C_T$  stocks is partially recovered throughout the regeneration/reforestation processes. The results suggest that the lower vulnerability of Silandic Andosols than Vitric Andosols to changes in the  $C_T$  after LUCC is due to the higher levels of SOM stabilized by Al-humus complexes and short-range-order minerals in the Silandic soils. Furthermore, the importance of the allophane to explain the  $C_T$  stocks in the Silandic Andosols of the middle slopes suggests that the  $C_T$  stabilized by this mineral fraction in the subsoil adds an important fraction of the  $C_T$  to the estimates of the stocks.

**Keywords:** *Soil carbon stocks, land use/cover change, temperate forests, soil carbon-controls, Vitric Andosols, Silandic Andosols*

## INTRODUCTION

Soil carbon is the highest C pool in terrestrial ecosystems (1462-1548 Pg in the upper 1 m; Batjes, 1996). Soil C has received great attention recently, owing to the important implications of C fluxes and pools in climate change and the maintenance of soil quality. Land-use/cover change (LUCC) affects the global-C balance and it has been recognized as the main factor determining soil-C

storage at scales of decades to centuries (Scott *et al.*, 2002). The emissions of CO<sub>2</sub> linked to LUCC are the second-largest anthropogenic CO<sub>2</sub> source ( $1.5 \pm 0.7$  Pg C yr<sup>-1</sup>; Le Quéré *et al.*, 2009). Of the increase in CO<sub>2</sub> concentrations in the atmosphere, 33% has been attributed to LUCC (Houghton, 1998).

Reviews of the effects of LUCC on soil C indicate that soil C content decreases by ~22% with forest transformation to croplands (Post and Kwon, 2000; Guo and Gifford, 2002; Murty *et al.*, 2002). This C decrease is explained by increases of decomposition rates and erosive processes, by changes in the quantity and quality of organic matter inputs to the soil, by changes in the nutrient balance and by modifications of the soil structure (Murty *et al.*, 2002). These C losses can be in part reversed through the re-growth of secondary vegetation or reforestation after crop abandonment (Post and Kwon, 2000; Guo and Gifford, 2002). Soil C changes vary widely when forests are converted to pastures. Murty *et al.* (2002) report decreases up to 50%, as well as increases up to 160% for this LUCC; however, the response of soil C in pastures depends on soil management (Fearnside and Barbosa, 1998).

The estimates of soil C pools and the knowledge of soil C storage and turnover controls are particularly uncertain in complex landscapes, where diverse environmental conditions interact with different land uses. Environmental factors that interact with the LUCC to control soil C pools include climate (Burke *et al.*, 1989; Alvarez and Lavado, 1998; Homann *et al.*, 2007), topography (Tan *et al.*, 2004), elevation (Powers and Schlesinger, 2002), soil texture (Burke *et al.*, 1989) and soil mineralogy (Torn *et al.*, 1997). The relative importance of these factors varies at different spatial scales (Powers and Schlesinger, 2002). For example, Moni *et al.* (2010) registered strong correlations between soil organic C and metal oxides at pit scale, but not at field scale. Powers and Schlesinger (2002) observed a correlation between net primary production and topsoil C concentration and content at regional scale, but not at local scale. Furthermore, the relationship of these factors with soil C can change in different environments at the same scale (Powers and Schlesinger, 2002). The controls on soil C storage and dynamics at regional or local scales have

been studied mainly on the topsoil (*e.g.* Burke *et al.*, 1989, Percival *et al.*, 2000). However, the importance of the controls on C throughout the entire profile has also been noted (Jobbagy and Jackson, 2000; Rasse *et al.*, 2006; Moni *et al.*, 2010).

Andosols have the second-highest C pool ( $31 \text{ kg m}^{-2}$ ; Eswaran *et al.*, 1993) after Histosols, and could have a fundamental role in the global C balance. In Andosol formation, the Al released by weathering is mainly incorporated in Al-humus complexes (non-allophanic Andosols) and short-range-order minerals (allophanic Andosols). The accumulation of organic matter is a fundamental characteristic during the development of A horizons in these soils (Shoji *et al.*, 1993). In Mexico, more than half of the area occupied by Andosols is covered by temperate forests (1 244 378 ha; Palacio-Prieto *et al.*, 2000). However, the area originally covered by these ecosystems has been deforested (~40%) and converted to crop and pasture lands (Challenger, 1998). The LUCC has caused fragmentation of temperate forests and has created a mosaic of land uses in the landscapes. Studies of modification of soil C by LUCC have developed mainly in temperate forest of mid-latitudes, and research in low-latitude temperate forest is scarce (*e.g.* Campos, 2004; Mendoza *et al.*, 2005; Prado *et al.*, 2007). Moreover, changes in the stabilization of organic compounds by Al in Andosols could influence the response of these soils to LUCC (Percival *et al.*, 2000) and it has been pointed out that further research is required on the effects of LUCC on C stabilization and dynamics in these soils (Lal *et al.*, 1998). The aims of our study were: 1) to quantify the total soil C ( $C_T$ ) concentrations and stocks in soil profiles under low-latitude temperate forests; 2) to analyze the effects of LUCC on soil C and 3) to explore the relationship of  $C_T$  with soil and site-environmental conditions, in order to identify and integrate the underlying environmental controls on  $C_T$  and the effects of the LUCC.

### 3.1. METHODS

#### 3.1.1. Study area

The study was carried out on Cofre de Perote (eastern central Mexico), one of the main stratovolcanoes of the Trans-Mexican Volcanic Belt. Cofre de Perote (19°20′-19°40′ N, 97°00′-97°15′ W), peaks at 4282 masl and is mainly composed of andesitic to dacitic lava flows (Carrasco-Núñez *et al.*, 2010). The study was developed in the southern and northwest piedmonts and mountain slopes of the volcano where temperate forests are the natural vegetation (Table 3.1). The original vegetation of the area is pine forest (*Pinus patula*, *P. teocote*, *P. montezumae*, *P. pseudostrobus*) and fir forest (*Abies religiosa*). Since the early 20th century, these forests have been intensively transformed into croplands and pastures, with mature temperate forest now covering only 146 km<sup>2</sup> and with crops and pastures covering the largest area of the volcano (162 km<sup>2</sup>; García-Romero *et al.*, 2010). From 1970 to 2003, the area of mature temperate forests decreased by 22%. Since the 1980s, some croplands have been abandoned and reoccupied by secondary forest growth and reforestation covers. Secondary forests have increased 18%, and rainfed croplands and grasslands by 15% (García-Romero *et al.*, 2010).

We selected four sites, two on the upper piedmont (2550 and 2900 masl); one in the lower mountain slope (3350 masl) and one in the middle mountain slope (3500 masl). Perote site (P) is on the northwest piedmont and Aguazuelas (A) on the southern piedmont. Los Pescados (LP) is on the northwest lower slope and El Conejo on the middle slope (Table 3.1). The main LUCC pathways of Cofre de Perote are represented at these four sites. At each site we selected three to five units of use/cover as a chronosequence of the LUCC pathways. In total, fifteen land-use/cover (LUC) units were selected, including a reference forest at each site (R) with continuous forest cover for at least 30 years. At Aguazuelas no forest was that old, so we selected a young reforestation area with dense cover (Table 3.1). Owing to the historical exploitation of the forests at Cofre de Perote there are no



mature undisturbed forests at the studied altitudinal gradient (Montoya, 2008; García-Romero *et al.*, 2010). There are old regenerations at the mountain slope sites but not at the piedmont sites, so at Perote site on the upper piedmont the reference forests are young forest where reforestation and/or regeneration process have occurred. Although these are not equivalent to an undisturbed mature forest, other studies in the area have showed that these reforested and regenerated forests at least have structural properties similar to those of natural forest (Montoya, 2008). Therefore, we use these forests for comparison purposes, since they are the closest to natural forests.

After deforestation at Perote site, agricultural use was established mainly for maize crops (P-C), but some croplands have subsequently been abandoned and there are many landscape units where both forest regeneration and reforestation have occurred (P-Rg/Rf). At Aguazuelas, pastures have been induced after deforestation, and grasslands dominate extensive areas (A-G), although in the past ~5 years some grasslands have been converted into crops, mostly potato (A-C). At Los Pescados after deforestation the soil has been cultivated (mainly potato; LP-C); some areas have been abandoned with subsequent regeneration dominated typically by *Baccharis conferta* shrubs (LP-Rg1) or by younger trees of *Pinus* sp. and *Abies religiosa* (LP-Rg2). At El Conejo, deforestation has been followed by regenerated forest (EC-Rg1) and cropland (EC-C), and later abandonment of agriculture has given way to regeneration of various different covers; of these, we selected two non-arboreal regeneration covers, one dominated in the herbaceous stratum by *Senecio* sp. and *Lupinus montanus* (EC-Rg2), and one dominated by grasses (EC-G). At Perote, Los Pescados and El Conejo the selected croplands have been used for 45-50 years, and the regeneration areas are those where agriculture was abandoned 10 to 20 years ago. Table 3.1 shows the LUC units of each site and their characteristics.

**Table 3.1.** General characteristics of study sites

Site	Land use/cover units	Dominant vegetal species	Age of current use (years)	NDVI <sup>a</sup>	Landform	Soil parent material	Altitude (m)	Mean annual temperature <sup>b</sup> (°C)	Mean annual precipitation <sup>b</sup> (mm)	Slope (°)	Location <sup>c</sup>
<b>Perote</b>	Reference reforestation	(P-R) <i>Pinus patula</i> , <i>P. teocote</i> , <i>P. oaxacana</i>	30	182	Upper piedmont	Pyroclastic deposits	2550	11.7	603	8.0	2160971 N 687148 W
	Cropland	(P-C) Maize	50	164						8.0	
	Regeneration/reforestation	(P-Rg/Rf) <i>Pinus patula</i> , <i>P. teocote</i> , <i>P. oaxacana</i>	15	171						9.0	
<b>Aguazuelas</b>	Reference reforestation	(A-R) <i>P.patula</i>	12	180	Upper piedmont	Colluvial and pyroclastic deposits	2900	10.4	793	16.0	2149209 N 694383 W
	Grassland	(A-G) <i>Calamagrostis toluensis</i> , <i>C. schiedeana</i> , <i>Festuca toluensis</i> , <i>F. amplissima</i> and <i>F.livida</i>	50	126						4.0	
	Cropland	(A-C) Potato	5	140						4.0	
<b>Los Pescados</b>	Reference forest	(LP-R) <i>P. montezumae</i> , <i>Abies religiosa</i>	40	179	Lower slopes	Colluvial and pyroclastic deposits	3350	8.4	1079	12.0	2159925 N 694560 W
	Cropland	(LP-C) Potato	45	138						9.0	
	Regeneration 1	(LP-Rg1) <i>Baccharis conferta</i>	20	146						10.0	
	Regeneration 2	(LP-Rg2) <i>P. montezumae</i> , <i>A.religiosa</i>	20	163						10.0	
<b>El Conejo</b>	Reference forest	(EC- R) <i>A. religiosa</i>	75	185	Mid slopes	Lava flows, colluvial and pyroclastic deposits	3500	7.7	1175	22.0	2159393 N 692064 W
	Regeneration 1	(EC-Rg1) <i>P. montezumae</i> , <i>A.religiosa</i>	23	153						16.0	
	Cropland	(EC-C) Potato	42	134						8.0	
	Regeneration 2	(EC-Rg2) <i>Senecio</i> sp., <i>Lupinus montanus</i>	12	143						8.0	
	Grassland	(EC-G) <i>Calamagrostis toluensis</i> , <i>C. schiedeana</i> , <i>Festuca toluensis</i> , <i>F. amplissima</i> and <i>F.livida</i>	18	134						6.0	

<sup>a</sup> Normalized differential vegetation index (NDVI) converted to a 4 bits image. Data were obtained from a Landsat ETM+ scene (path 025, row 046) acquired on 6th September 2000 with a spatial resolution of 30 m.  $NDVI = (band4 - band3) / (band4 + band3)$ . <sup>b</sup> Climatic data were obtained from meteorological stations at Perote (30-089) and Los Pescados (30-719). Data for Aguazuelas and El Conejo were extrapolated by linear regression. <sup>c</sup> Location of reference forest.

### 3.1.2. Soil sampling approach and profile description

We recognize the importance of sampling by defined depths in order to analyze the effects of LUCC and the modifications of soil C stocks over time (Grüneberg *et al.*, 2010; Powers *et al.*, 2011). However, this study was based on genetic horizons sampling instead of defined samplings depths, because soil horizons reflect the pedogenetic processes (Bridges, 1997) and indicate specific conditions of soil formation (WRB, 2006), and this is essential for understanding the relationship between soil processes and soil C storage. In contrast, sampling by depth mixes the soil horizons and thus could destroy this fundamental information (Grüneberg *et al.*, 2010). We consider that the analysis by genetic horizons is an appropriated way to approach the understanding of the relationship between soil  $C_T$  and other soil and site properties, and also to relate the effects of LUCC with these underlying  $C_T$ -controls. Although we did not sample at depth intervals, when we compared the soil C stocks between different LUC units, this comparison was made at fixed depths using as a reference the depth of the shallowest profile at each site.

One pit (~1.0 x 1.0m x profile depth; Table 3.2) was opened at each of the fifteen LUC units (Table 3.1), and each of the soil profiles in March 2008 was described in detail (Siebe *et al.*, 2006). Four to eight horizons were indentified for each soil profile (Table 3.2). From each horizon we took one disturbed sample (88 samples in total) for chemical laboratory analyses. Samples were sieved (<2 mm) and stored at 4°C until they were air-dried and ground (<100 µm). For bulk density determinations three undisturbed core samples were taken from each horizon; to collect these, we made a cut parallel to the soil surface in the upper limit of each horizon and in this flat plane a metal cylinder (100 cm<sup>3</sup>) was pressed into the soil. Particle size distribution of the horizons was estimated in the field by finger probe. Water storage at field capacity and available water holding capacity, expressed as L m<sup>-2</sup> (Siebe *et al.*, 2006), were inferred from particle size distribution, organic matter

and bulk density (both analyzed in the laboratory, see below) according to Krahmer *et al.* (1995). Soils were classified according to the World Reference Soil Data Base (WRB, 2006).

### 3.1.3. Laboratory analysis

Total soil carbon ( $C_T$ ) and nitrogen ( $N_T$ ) were determined with a CNHS autoanalyzer (Perkin Elmer 2400). The  $C_T$  concentrations expressed as percentage were converted to contents ( $\text{kg m}^{-2}$ ) by multiplying them by bulk density, by the depth of the horizon, by a correction factor for stoniness, and by a unit conversion factor. Also the  $C_T$  stocks were calculated as following: (a) the sum of  $C_T$  contents for the total depth of each profile and (b) the  $C_T$  cumulated up to the depth of the shallowest profile at each site (*i.e.* 150 cm at Perote, 133 cm at Aguazuelas, 46 cm at Los Pescados and 60 cm at El Conejo). The last  $C_T$  calculation was done in order to compare  $C_T$  stocks among LUC units within each site at a fixed depth.

The exchangeable bases were extracted with 1 N ammonium acetate (pH 7).  $\text{Ca}^{+2}$  and  $\text{Mg}^{+2}$  were determined by atomic absorption (Varian Spectra AA220), and  $\text{K}^+$  and  $\text{Na}^+$  by flame emission spectrophotometry. The soil pH was measured with a glass electrode in a 1:2 soil:water suspension. Si, Al and Fe were extracted with acid ammonium oxalate ( $\text{Si}_o$ ,  $\text{Al}_o$  and  $\text{Fe}_o$ ). The Al was also extracted with sodium pyrophosphate (Van Reeuwijk, 1992). The three elements were quantified by atomic absorption spectrophotometry (Perkin Elmer 3110). Oxalate dissolves the short-range-order minerals (imogolite, proto-imogolite allophane and allophane) and Al/Fe-humus complexes. Pyrophosphate-extracted Al ( $\text{Al}_p$ ) corresponds to the one associated with stable Al-humus complexes (Wada, 1980, 1982). From selective extractions we calculated the following: 1) the binary ratio  $\text{Al}_p/\text{Al}_o$ , which represents the proportion of active Al linked to humified organic matter and is used to distinguish allophanic from non-allophanic Andosols (Mizota and van Reeuwijk, 1989); 2) Al related to short-range-order minerals as the difference  $\text{Al}_o - \text{Al}_p$ ; 3) the allophane concentration, as  $Y = -5.1X + 23.4$ , where  $X = (\text{Al}_o - \text{Al}_p)/\text{Si}_o$  (Mizota and van Reeuwijk, 1989). The

allophane was calculated only for samples with  $(Al_o - Al_p)/Si_o$  ratios between 1.0 and 2.5 (Mizota and van Reeuwijk, 1989); and 4) the degree of weathering, expressed by the short-range-order Al and Fe minerals as  $Al_o + \frac{1}{2}Fe_o$ .

#### 3.1.4. Statistical analyses

The analyses were performed at two levels: at landscape scale with all sites in the altitudinal gradient analyzed jointly, and at local scale within each site. At landscape scale, a curve was fitted between  $C_T$  concentration (dependent variable) and each of the physicochemical soil properties and site-environmental characteristics (independent variables). The soil variables included in the analysis were bulk density, pH, sum of exchangeable bases,  $Al_p$ ,  $Al_o - Al_p$ ,  $Al_p/Al_o$  and allophane. Site-environmental variables were slope, NDVI, altitude, mean annual temperature and precipitation (Table 3.1). The relationship between  $C_T$  concentrations and the above mentioned properties was evaluated separately for A and C horizons, whereas AB and B horizons were analyzed jointly. At local scale, a principal component analysis (PCA) was carried out to evaluate the effect of LUCC on  $C_T$  concentration and physicochemical soil properties at each site. PCA was also used to explore the relationship of  $C_T$  concentration with soil and site-environmental variables (*i.e.* NDVI, slope and age of current use; Table 3.1). Through the distribution of the samples in a scatter plot between the first two principal components, which explain most of the data variability, it is possible to visualize differences among samples and therefore to explore the LUCC effects. We performed this dimension reduction analysis to identify the main variables explaining the  $C_T$  variation (*i.e.*  $C_T$ -controls) when LUCC modified the  $C_T$  concentration. Thus, soil variables with high scores for the same principal component associated with  $C_T$  concentrations were considered likely  $C_T$ -controls. A Pearson correlation analyzed the association between  $C_T$  concentration and these likely C-controls. The interpretation of the principal components was based on variables with loadings  $>0.7$ . To identify some of the main controls on  $C_T$  stocks at local scale we performed

simple linear regression analyses between  $C_T$  (as dependent variable) and amounts of exchangeable bases,  $Al_p$ , allophane, water storage at field capacity and available water holding capacity, as well as site-environmental variables. These analyses were done separately for each site and the stock of  $C_T$  analyzed corresponds to the  $C_T$  cumulated up to the depth of the shallowest profile as mentioned above. Significance level was 0.05. We assumed that  $R^2 > 0.6$  describes important relations. The SPSS 17.0 software (SPSS Inc, 2008) was used for all statistical analyses.

## 3.2. RESULTS

### 3.2.1. Physicochemical properties and $C_T$ in soil profiles

The main physicochemical properties of soil profiles are shown in Table 3.2 and Figures 3.1 and 3.2. At Perote upper piedmont soils were classified as Vitric Andosols (reference forest unit) and as Haplic Cambisols (cropland and regeneration/reforestation units). Soils at Aguazuelas, Los Pescados and El Conejo were classified as Silandic Andosols (Table 3.2). Besides other properties Vitric Andosols have a concentration of  $Al_0 + \frac{1}{2}Fe_0 > 0.4\%$  and Silandic Andosols have a concentration of  $Al_0 + \frac{1}{2}Fe_0 > 2.0\%$  at least in one layer (WRB, 2006).

The  $C_T$  concentration decreased with depth (Figure 3.1). Perote upper piedmont soils had the lowest  $C_T$  concentration. In Vitric Andosols at the Perote reference forest, the  $C_T$  concentration was 3.44% in  $Ah_1$  and 1.37% in  $Ah_2$ , ranged from 0.13 to 0.51% in B horizons, and was 0.14% in  $C_1$  and 0.23% in  $C_2$ . In Perote Cambisols, the  $C_T$  concentrations in the A horizons (only present in regeneration/reforestation soil) were 0.80 and 0.53% in  $Ah_1$  and  $Ah_2$ , respectively (Table 3.2), and ranged from 0.11 to 0.85% in the B horizons and from 0.04 to 0.22% in the C horizons. In the Silandic Andosols of the other three sites, the  $C_T$  concentration ranged from 2.55 to 20.04%, from 0.86 to 8.21% and from 0.14 to 2.71%, in A, AB and B, and C horizons, respectively (Table 3.2). When  $C_T$  was expressed as stock (*i.e.*  $kg\ m^{-2}$ ) Cambisols had the lowest in the entire profile (3.2 and

5.4 kg m<sup>-2</sup> in P-C and P-Rg/Rf units respectively; Table 3.3) and Andosols the highest, particularly Aguazuclas reference forest soil (50.9 kg m<sup>-2</sup>; Table 3.3), where buried A horizons add high quantities of C<sub>T</sub> to the total stock (Figure 3.3).

### 3.2.2. C<sub>T</sub> concentration controls at landscape scale

There was no relation between C<sub>T</sub> and site-environmental variables for any horizons. The climatic parameters (temperature and precipitation) and the net primary productivity (expressed as NDVI) were not strongly related to C<sub>T</sub> concentration ( $R^2 < 0.5$ ). In fitting curves at landscape scale we included all the LUC units because of the lack of an association between the net primary productivity and C<sub>T</sub> concentration at this scale. The C<sub>T</sub> concentration related to different variables with depth (Figure 3.4). In the topsoil the active Al in Al-humus was positively related to C<sub>T</sub> concentration. In the A horizons ~80% of C<sub>T</sub> variability was explained by Al<sub>p</sub> concentrations (by a linear function) and the Al<sub>p</sub>/Al<sub>o</sub> ratio (by a power function), but R<sup>2</sup> coefficients decreased with depth (Figure 3.4). Furthermore, in the A horizons the C<sub>T</sub> concentration was negatively related to bulk density and 71% of the variability was explained by a linear regression in these horizons; however, this relation decreased with depth (Figure 3.4). In the C horizons, positive relationships fitted (by power functions) for C<sub>T</sub> with short-range-order minerals (*i.e.* Al<sub>o</sub>-Al<sub>p</sub> and allophane concentrations) and with the C/N ratio (Figure 3.4). The C<sub>T</sub> concentration was also negatively related to pH (by power functions) in all horizons (Figure 3.4).

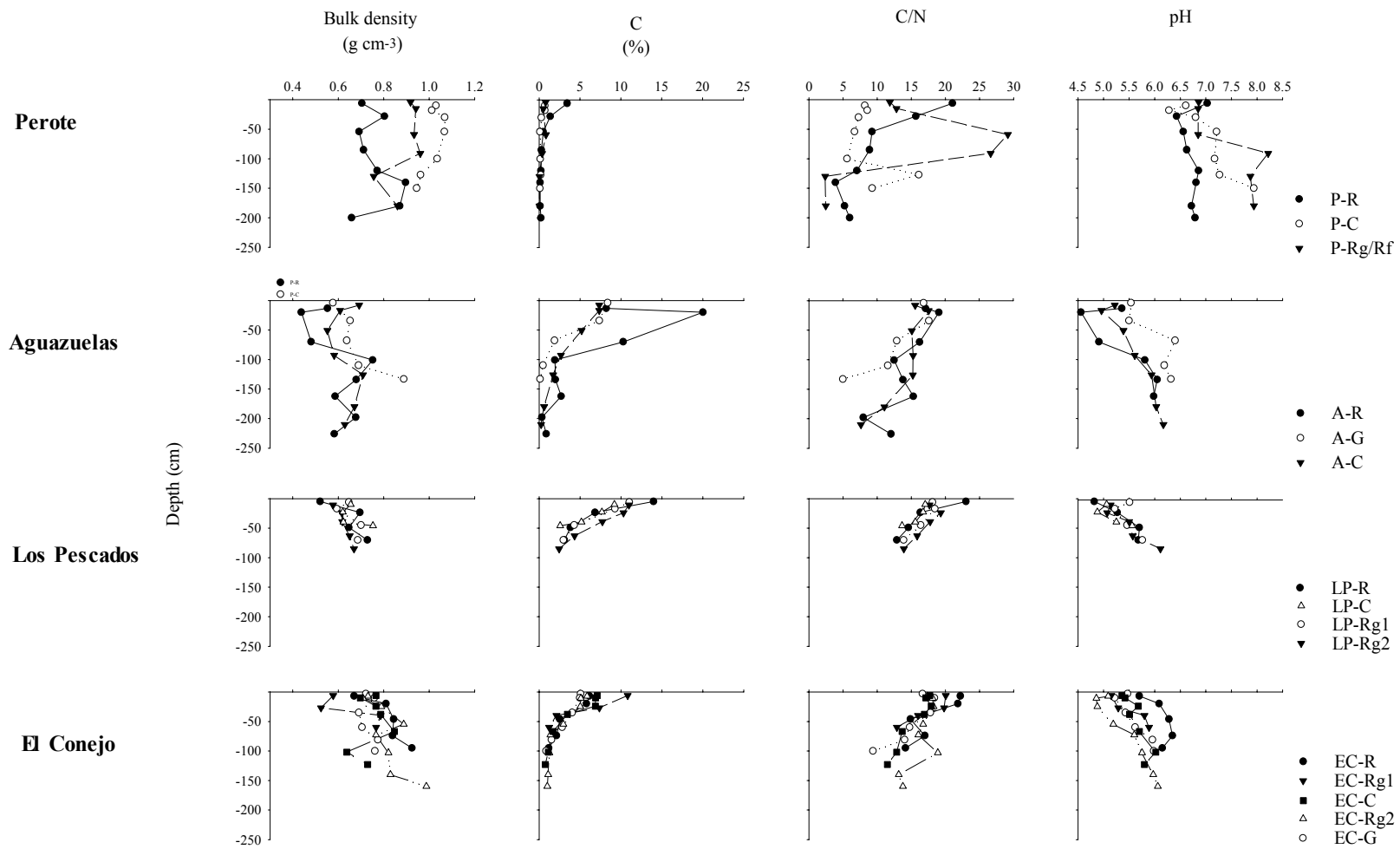
### 3.2.3. Effects of LUCC on C<sub>T</sub> concentrations and stocks

The PCA showed differences of C<sub>T</sub> concentration between LUC units only in Perote upper piedmont soils (Figure 3.5). At this site, C<sub>T</sub> concentration was positively related to PC<sub>1</sub> (Table 3.4). The PC<sub>1</sub> vs. PC<sub>2</sub> plot suggests that the C<sub>T</sub> concentration was higher in the reference forest soil

samples than in the cropland and regeneration/reforestation samples (Figure 3.5). Correlation analysis based on the other variables included in the same PC (*i.e.* likely  $C_T$  controls) showed that Al-humus and short-range-order minerals concentrations were the main  $C_T$  controls (Pearson correlation coefficient = 0.6 and  $p < 0.01$  in all cases), with the highest  $C_T$  concentration in Perote reference forest soils being mainly related to the highest concentration of Al-humus and short-range-order minerals. PCA also showed that the net primary productivity, indicated by the NDVI, was related to  $C_T$  concentration (Table 3.4). The scatter distribution of the LUC samples of Silandic Andosols (*i.e.* samples from Aguazuelas, Los Pescados and El Conejo) along the PC related to  $C_T$  concentration did not show differences among LUC units (Figure 3.5).

Comparison of  $C_T$  stocks at the depth of the shallowest profile within each site among LUC units (Table 3.3) showed changes similar to those described for  $C_T$  concentrations. At Perote upper piedmont, reference forest soil had higher  $C_T$  stocks than the other LUC units (6.3, 3.2 and 5.3 kg  $m^{-2}$  at P-R, P-C and P-Rg/Rf, respectively; Table 3.3). On the mountain slopes, when reference forest soils were compared to croplands we did not observe a reduction of  $C_T$  stocks (Table 3.3). However, linear regression analysis showed significant relationships between  $C_T$  stocks and other soil properties or site-environmental variables at Aguazuelas and El Conejo. At Aguazuelas, there was a strong positive relationship between the  $C_T$  stock and the water storage at holding capacity, and the NDVI was related to the  $C_T$  stock ( $R^2 = 0.99$  and  $p < 0.05$  for both models; equations not shown). At this site  $C_T$  was negatively related with exchangeable bases ( $R^2 = 0.98$  and  $p < 0.05$ ). At El Conejo,  $C_T$  stocks were positively related to allophane content ( $R^2 = 0.79$ ;  $p < 0.05$ ). There were no other significant relationships between  $C_T$  stocks and soil properties or any site-environmental variables included in the analysis.





**Figure 3.1.** Bulk density,  $C_T$  concentration,  $C/N$  ratio and pH as a function of depth in soil profiles in land use/cover units

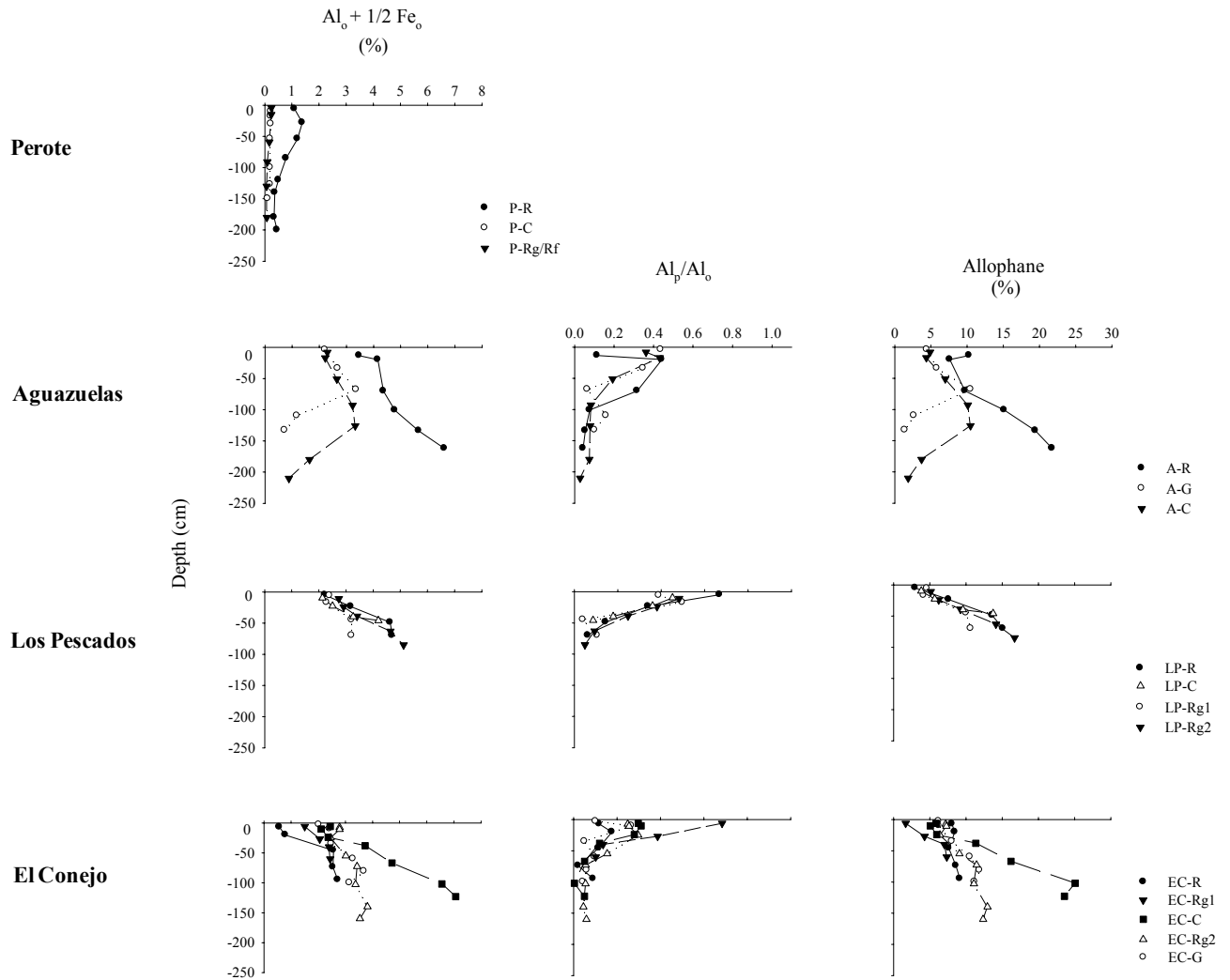


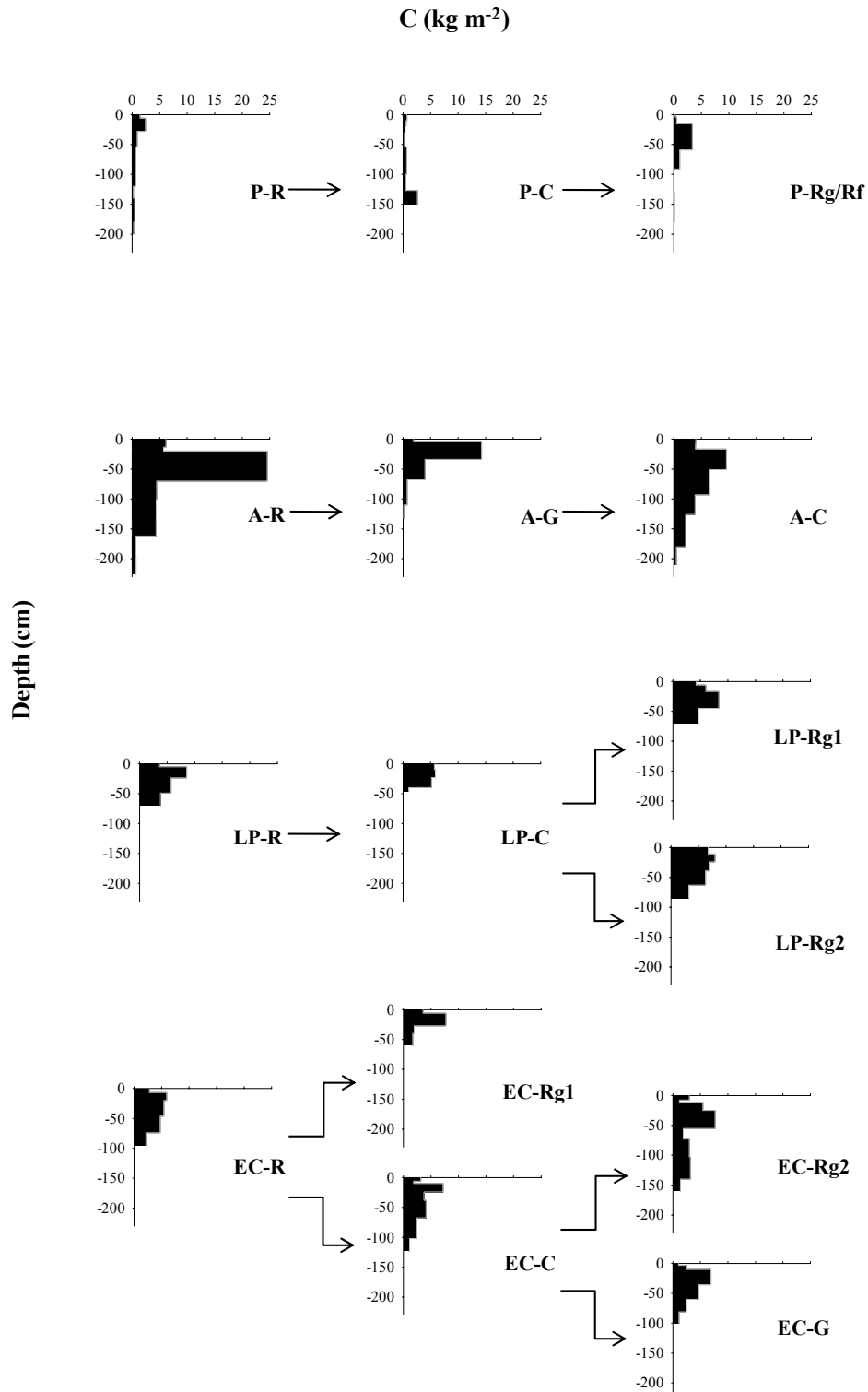
Figure 3.2. Percentage of  $Al_o + 1/2 Fe_o$ , binary ratio ( $Al_p/Al_o$ ) and allophane concentration as a function of depth in soil profiles in land use/cover units

**Table 3.2.** General characteristics of soil profiles

Horizon	Depth (cm)	Bulk density (g cm <sup>-3</sup> )	Stoniness (%)	Texture	C (%)	N (%)	Cations (meq 100g <sup>-1</sup> )				Anions (%)			
							K <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	Si <sub>o</sub>	Al <sub>o</sub>	Al <sub>p</sub>	Fe <sub>o</sub>
<b>Perote Reference forest (P-R) - Vitric, Eutrosilic Andosol (Eutric)</b>														
Ah <sub>1</sub>	0-6	0.70	1	Loam	3.44	0.16	1.14	20.01	1.39	0.50	0.35	0.83	0.049	0.52
Ah <sub>2</sub>	6-28	0.80	1	Loam	1.37	0.09	1.05	7.69	1.03	0.01	0.45	1.10	0.092	0.56
Bw <sub>1</sub>	28-54	0.69	2	Silty clay loam	0.51	0.06	2.65	10.69	2.49	0.63	0.44	0.94	0.004	0.54
Bw <sub>2</sub>	54-85	0.71	1	Silty clay loam	0.29	0.03	2.44	9.91	2.75	0.08	0.26	0.56	0.021	0.44
Bw <sub>3</sub>	85-120	0.77	1	Loam	0.23	0.03	1.97	10.96	2.71	0.04	0.14	0.39	0.004	0.23
Bw <sub>4</sub>	120-140	0.90	1	Loam	0.13	0.03	1.74	9.24	2.44	0.58	0.09	0.28	0.002	0.18
C <sub>1</sub>	140-180	0.87	1	Loam	0.14	0.03	1.64	8.25	2.29	0.20	0.10	0.25	0.005	0.18
C <sub>2</sub>	180-200	0.66	2	Loam	0.23	0.04	2.10	14.10	3.42	0.40	0.06	0.35	0.008	0.20
<b>Perote Cropland (P-C) - Haplic Cambisol (Ruptic, Tephric, Eutric)</b>														
Bw <sub>1</sub>	0-10	1.03	3	Loam	0.72	0.09	1.60	8.09	1.60	0.70	0.05	0.16	0.015	0.15
Bw <sub>2</sub>	10-18	1.01	5	Loam	0.72	0.08	1.27	7.85	1.47	0.71	0.05	0.15	0.014	0.14
Bw <sub>3</sub>	18-30	1.07	3	Loam	0.29	0.04	0.78	8.73	1.90	0.40	0.05	0.17	0.011	0.11
Bw <sub>4</sub>	30-54	1.07	3	Loam	0.11	0.02	1.13	8.24	2.32	0.68	0.06	0.16	0.001	0.09
2Bw	54-100	1.04	3	Loam	0.14	0.03	1.95	12.63	2.70	0.35	0.04	0.16	0.001	0.08
2Cw	100-127	0.96	20	Loamy sand	0.22	0.01	2.55	17.06	2.02	0.54	0.04	0.16	0.001	0.08
3C	127-150	0.95	30	Loamy sand	0.12	0.01	1.21	11.20	0.90	0.35	0.03	0.09	0.004	0.04
<b>Perote Regeneratio/Reforestation (P-Rg/Rf) - Haplic Cambisol (Tephric, Eutric)</b>														
Ah <sub>1</sub>	0-4	0.92	5	Loam	0.80	0.07	2.15	10.25	1.83	0.67	0.08	0.18	0.005	0.13
Ah <sub>2</sub>	4-15	0.94	5	Loam	0.53	0.04	2.31	13.50	1.75	0.89	0.05	0.19	0.002	0.10
2Bw <sub>1</sub>	15-59	0.93	3	Sandy clay loam	0.85	0.03	2.42	15.19	2.15	1.08	0.10	0.13	0.001	0.07
2Bw <sub>2</sub>	59-91	0.96	5	Sandy clay loam	0.37	0.01	1.28	11.36	1.36	1.04	0.03	0.07	0.002	0.06
3C	91-130	0.76	60		0.04	0.02	0.15	2.75	0.24	0.65	0.01	0.02	0.001	0.09
4C	130-180	0.86	60		0.05	0.02	0.12	1.39	0.21	0.80	0.02	0.03	0.002	0.09
<b>Aguazuclas Reference forest (A-R) - Silandic, Umbric Andosol (Siltic, Dystric)</b>														
B	0-12/15	0.55	0	Loam	8.21	0.48	0.01	1.43	0.13	0.31	1.33	3.08	0.350	0.78
2Ah <sub>1</sub>	12/15-20	0.44	0	Silty clay loam	20.04	1.05	0.01	1.30	0.15	0.10	1.04	3.57	1.580	1.17
2Ah <sub>2</sub>	20-70	0.48	1	Silty clay loam	10.30	0.63	0.01	0.23	0.07	0.01	1.09	3.81	1.211	1.11
2Bw	70-101	0.75	1	Silty clay loam	1.94	0.16	0.01	0.11	0.06	0.43	2.15	4.20	0.322	1.17
2C <sub>1</sub>	101-134	0.68	2	Silty clay loam	2.00	0.14	0.23	0.19	0.14	0.86	2.81	5.22	0.281	0.90
2C <sub>2</sub>	134-162	0.59	2	Silty clay loam	2.71	0.18	0.01	0.52	0.34	0.35	2.46	6.10	0.265	1.03
2C <sub>3</sub>	162-198	0.68	30	Silty clay loam	0.36	0.05	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
2C <sub>4</sub>	198-226	0.58	50	Loam-Silty clay loam	0.89	0.07	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
<b>Aguazuclas Grassland (A-G) - Silandic, Umbric Andosol (Siltic, Dystric)</b>														
Ah <sub>1</sub>	0-4	0.58	1	Loam	8.39	0.50	0.38	3.99	0.44	0.65	0.69	1.92	0.837	0.60
Ah <sub>2</sub>	4-34	0.65	1	Loam	7.36	0.42	0.01	4.65	0.54	0.48	0.79	2.34	0.814	0.67
Bw	34-62/74	0.64	3	Silty clay loam	1.89	0.15	0.06	2.17	0.72	0.27	1.43	2.94	0.192	0.85
2C <sub>1</sub>	62/74-110	0.69	50	Sandy loam	0.50	0.04	2.73	2.30	0.90	0.56	0.37	0.82	0.131	0.72
2C <sub>2</sub>	110-133	0.89	50	Sandy loam	0.14	0.03	3.54	1.34	0.76	0.29	0.17	0.42	0.042	0.62
<b>Aguazuclas Cropland (A-C) - Silandic, Umbric Andosol (Dystric)</b>														
Ap <sub>1</sub>	0-8	0.69	2	Loam-Silty loam	7.34	0.47	0.42	2.61	0.30	0.35	0.66	2.01	0.728	0.58
Ap <sub>2</sub>	8-17	0.61	2	Loam-Silty loam	7.35	0.42	0.20	2.50	0.17	0.33	0.67	1.88	0.811	0.68
Ah	17-51	0.55	2	Loam-Silty loam	5.19	0.34	0.06	2.14	0.27	0.76	0.91	2.29	0.442	0.71
Bw <sub>1</sub>	51-93	0.58	2	Silty clay loam	2.68	0.18	0.20	2.45	0.55	0.49	1.44	2.81	0.234	0.83
Bw <sub>2</sub>	93-126	0.71	4	Silty clay loam	1.72	0.11	0.15	2.58	0.95	0.36	1.51	2.90	0.230	0.87
C <sub>1</sub>	126-180	0.67	4	Loam	0.62	0.06	1.66	3.05	0.98	1.12	0.50	1.05	0.079	1.18
C <sub>2</sub>	180-210	0.63	4	Silty clay loam	0.25	0.03	1.59	2.43	0.69	0.47	0.28	0.47	0.013	0.82
<b>Los Pescados Refrence forest (LP-R) - Silandic, Umbric Andosol (Dystric)</b>														
Ah <sub>1</sub>	0-5	0.52	1	Silty loam	14.00	0.61	0.38	1.86	0.52	0.69	0.51	1.94	1.301	0.55
Ah <sub>2</sub>	5-21.5/25	0.70	3	Loam	6.85	0.42	0.01	1.69	0.40	0.26	1.17	2.78	0.948	0.79
Bw <sub>1</sub>	21.5/25-49	0.65	10	Loam	3.84	0.26	0.01	0.83	0.21	0.00	1.94	4.08	0.588	1.11
Bw <sub>2</sub>	49-70	0.73	20	Loam	3.09	0.24	0.01	0.89	0.29	0.17	2.00	4.25	0.266	0.91

Table 3.2 (Continuation)

Horizon	Depth (cm)	Bulk density (g cm <sup>-3</sup> )	Stoniness (%)	Texture	C (%)	N (%)	Cations (meq 100g <sup>-1</sup> )				Elements (%)			
							K <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	Si <sub>o</sub>	Al <sub>o</sub>	Al <sub>p</sub>	Fe <sub>o</sub>
<b>Los Pescados Cropland (LP-C) - Silandic, Umbric Andosol (Dystric)</b>														
Ap	0-10	0.65	5	Loam	9.20	0.54	0.25	6.02	0.30	0.01	0.55	1.77	0.800	0.72
Ah	10-23	0.62	5	Loam	7.67	0.46	0.20	6.97	0.25	0.01	0.88	2.11	0.761	0.78
AB	23-40	0.62	5	Loam	5.17	0.33	0.01	8.73	0.34	0.01	1.49	2.79	0.500	0.94
Bw	40-44/48	0.75	10	Loam	2.56	0.19	0.01	4.98	0.25	0.01	2.06	3.72	0.322	0.94
<b>Los Pescados Regeneration 1 (LP-Rg1) - Silandic, Umbric Andosol (Dystric)</b>														
Ah <sub>1</sub>	0-6	0.65	1	Silty loam	11.03	0.61	0.85	5.94	0.45	0.53	0.56	2.03	0.791	0.74
Ah <sub>2</sub>	6-17	0.59	1	Silty loam	9.27	0.50	0.10	4.33	0.23	0.15	0.68	1.89	0.943	0.78
AB	17-40/50	0.70	1	Loam	4.30	0.26	0.40	3.52	0.48	0.74	1.43	2.66	0.107	1.09
2Bw	40/50-70	0.69	10	Loam	2.98	0.21	0.08	3.20	0.57	2.36	1.77	2.64	0.282	1.13
<b>Los Pescados Regeneration 2 (LP-Rg2) - Silandic, Umbric Andosol (Dystric)</b>														
Ah <sub>1</sub>	0-11	0.58	3	Loam-Silty loam	10.99	0.62	0.01	3.60	0.44	0.50	0.78	2.43	1.175	0.61
Ah <sub>2</sub>	11-24	0.62	3	Loam-Silty loam	10.32	0.53	0.01	2.37	0.19	0.50	0.89	2.56	0.975	0.70
2Ah	24-34/44	0.62	3	Loam-Silty loam	7.73	0.44	0.01	2.41	0.12	0.01	1.41	2.98	0.740	0.84
2AB	34/44-63	0.65	7	Loam	4.33	0.27	0.01	1.95	0.09	0.01	1.90	4.10	0.387	1.06
2Bw	63-85	0.67	10	Loam	2.46	0.18	0.01	1.40	0.38	2.00	2.23	4.63	0.230	0.98
<b>El Conejo Reference forest (EC-R) - Silandic Andosol</b>														
Ah <sub>1</sub>	0-7	0.67	3	Loam	6.15	0.28	8.05	0.84	0.01	8.91	1.79	0.47	0.056	0.21
Ah <sub>2</sub>	7-20	0.81	3	Loam	5.81	0.27	10.11	0.94	0.01	11.14	1.88	0.53	0.095	0.51
Ah <sub>3</sub>	20-46	0.84	3	Loam	2.55	0.17	0.01	6.27	0.43	0.01	1.03	2.26	0.260	0.60
Bw <sub>1</sub>	46-74	0.84	5	Loam	2.14	0.13	0.22	4.48	0.49	0.01	1.23	2.26	0.050	0.58
Bw <sub>2</sub>	74-95	0.92	6	Loam	1.19	0.08	0.43	2.86	0.47	0.01	1.45	2.37	0.215	0.71
<b>El Conejo Regeneration 1 (EC-Rg1) - Silandic, Umbric Andosol (Dystric)</b>														
Ah	0-6	0.58	5	Silty loam	10.82	0.54	0.54	6.04	0.64	0.20	0.26	1.28	0.879	0.44
Bw <sub>1</sub>	6-27	0.52	5	Loam	7.37	0.37	0.29	3.96	0.40	0.01	0.60	1.79	0.694	0.53
Bw <sub>2</sub>	27-40	0.79	10	Loam	2.13	0.13	0.42	0.61	0.23	0.01	1.00	2.09	0.285	0.63
2Bw	40-60	0.77	10	Loam-Silty clay loam	1.23	0.10	0.27	0.37	0.20	0.01	1.02	2.12	0.217	0.64
<b>El Conejo Cropland (EC-C) - Silandic, Umbric Andosol (Dystric)</b>														
Ap <sub>1</sub>	0-6	0.77	3	Loam	7.10	0.40	0.61	10.08	0.50	0.01	0.82	2.16	0.645	0.56
Ap <sub>2</sub>	6-10	0.70	3	Loam	6.90	0.40	0.92	10.84	0.59	0.01	0.73	1.87	0.581	0.49
Ah	10-23/25	0.77	2	Loam	6.87	0.38	0.05	11.61	0.41	0.01	0.84	2.12	0.594	0.50
2Ah	23/25-36/40	0.79	2	Loam	3.47	0.21	0.17	4.62	0.20	0.11	1.54	3.38	0.406	0.69
3AB	36/40-65/70	0.85	4	Loam	1.71	0.13	0.08	3.76	0.17	0.31	2.34	4.33	0.221	0.79
3Cw <sub>1</sub>	65/70-102	0.64	2	Loam-Silty clay loam	1.13	0.09	0.41	3.32	0.43	0.41	3.93	5.99	0.024	1.14
3Cw <sub>2</sub>	102-123	0.73	1	Loam-Silty clay loam	0.75	0.07	0.30	3.30	0.90	0.27	3.23	6.48	0.324	1.17
<b>El Conejo Regeneration 2 (EC-Rg2) - Silandic, Umbric Andosol (Dystric)</b>														
Ap <sub>1</sub>	0-7.5	0.73	7	Loam	5.86	0.34	0.12	1.44	0.15	0.01	0.99	2.49	0.621	0.60
Ap <sub>2</sub>	7.5-11	0.71	5	Loam	5.09	0.28	0.29	1.13	0.09	0.01	1.04	2.50	0.639	0.59
Ah	11-24/26	0.79	2	Loam	5.04	0.28	0.08	0.59	0.01	0.01	1.01	2.15	0.640	0.60
AB	24/26-52/58	0.89	2	Loam	2.95	0.18	0.16	2.07	0.01	0.01	1.36	2.67	0.413	0.70
Bw <sub>1</sub>	52/58-88	0.77	1	Loam-Silty clay loam	1.38	0.09	0.20	2.30	0.09	0.01	1.66	3.06	0.170	0.74
Bw <sub>2</sub>	88-103	0.82	3	Loam-Silty clay loam	1.26	0.07	0.17	2.92	0.17	0.01	1.60	2.97	0.163	0.80
2Bw <sub>1</sub>	103-140	0.83	7	Loam-Silty clay loam	1.11	0.08	0.15	2.80	0.19	0.01	1.90	3.42	0.156	0.79
2Bw <sub>2</sub>	140-160	0.99	30	Loam-Silty clay loam	1.01	0.07	0.39	3.50	0.34	0.30	1.95	3.10	0.184	0.87
<b>El Conejo Grassland (EC-P) - Silandic, Umbric Andosol (Dystric)</b>														
Ap <sub>1</sub>	0-3	0.72	5	Loam	5.08	0.31	0.47	3.76	0.30	0.29	0.85	1.81	0.186	0.44
Ap <sub>2</sub>	3-10	0.76	5	Loam	4.99	0.27	0.26	2.87	0.19	0.01	0.90	2.18	0.579	0.50
AB <sub>1</sub>	10-34/37	0.69	3	Loam	4.06	0.23	0.01	3.94	0.25	0.01	1.09	2.22	0.113	0.53
AB <sub>2</sub>	34/37-58/62	0.71	3	Loam	2.83	0.19	0.21	3.50	0.27	0.01	1.54	2.95	0.288	0.67
Bw <sub>1</sub>	58/62-81	0.77	3	Loam-Silty clay loam	1.54	0.11	0.47	2.88	0.84	0.01	1.65	3.28	0.203	0.81
Bw <sub>2</sub>	81-100	0.76	10	Loam-Silty clay loam	0.86	0.09	0.56	1.68	1.33	0.01	1.70	2.86	0.124	0.59

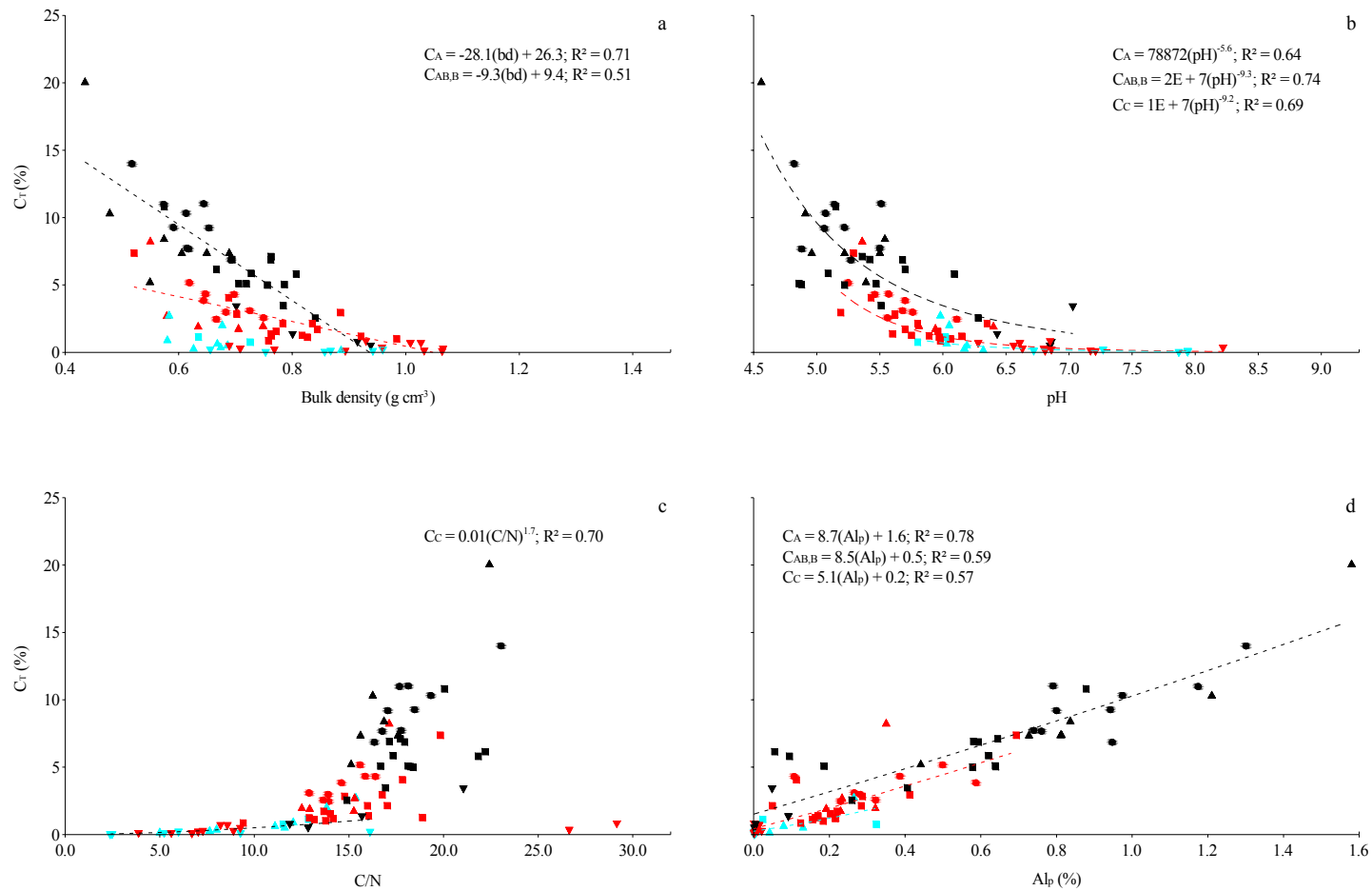


**Figure 3.3.**  $C_T$  amounts as a function of depth in soil profiles in land use/cover units at the four study sites

**Table 3.3.** Stocks of total soil carbon, nitrogen, exchangeable bases, Al pyrophosphate-extractable, allophane, water storage at field capacity and available water holding capacity in soil profiles at the four study sites

Land use/cover units	Profile depth (cm)	C <sub>T</sub> (kg m <sup>-2</sup> )		N <sub>T</sub> (kg m <sup>-2</sup> )	Exchangeable bases (eq m <sup>-2</sup> )		Al <sub>p</sub> (kg m <sup>-2</sup> )		Allophane (kg m <sup>-2</sup> )		Water storage at field capacity (L m <sup>-2</sup> )		Available water holding capacity (L m <sup>-2</sup> )	
		Entire profile	At depth of shallowest profile*	Entire profile	Entire profile	At depth of shallowest profile*	Entire profile	At depth of shallowest profile*	Entire profile	At depth of shallowest profile*	Entire profile	At depth of shallowest profile*	Entire profile	At depth of shallowest profile*
<b>Perote</b>														
P-R	200	7.0	6.3	0.63	224.2	166.4	0.27	0.25	18.4	18.4	736.8	539.6	361.1	262.5
P-C	150	3.2	3.2	0.41	214.4	214.4	0.05	0.05	n.d.	n.d.	497.2	497.2	269.9	269.9
P-Rg/Rf	180	5.4	5.3	0.26	159.1	156.5	0.02	0.01	3.6	3.5	397.5	397.5	140.4	140.4
<b>Aguazuelas</b>														
A-R	226	50.9	45.1	2.96	9.1	7.0	5.38	4.94	145.7	109.4	979.9	667.4	417.6	272.0
A-G	133	21.0	21.0	1.31	34.5	34.5	2.40	2.40	39.7	39.7	457.2	457.2	205.8	205.8
A-C	210	30.4	28.0	1.92	60.7	30.7	3.02	2.75	81.9	67.3	846.1	533.4	420.2	270.1
<b>Los Pescados</b>														
LP-R	70	21.6	17.2	1.36	7.1	5.2	2.72	2.29	49.0	28.1	321.9	224.4	159.2	112.4
LP-C	46	17.8	17.8	1.10	21.1	21.1	1.71	1.71	21.9	21.9	232.2	232.2	115.6	115.6
LP-Rg1	70	23.2	14.5	1.40	25.7	16.5	1.56	1.14	40.4	24.5	340.3	232.3	172.7	120.9
LP-Rg2	85	31.3	23.6	1.82	10.5	8.4	2.71	2.31	36.8	22.3	407.3	229.3	193.8	108.3
<b>El Conejo</b>														
EC-R	95	21.1	16.5	1.19	63.6	50.9	1.18	0.73	64.5	38.2	431.8	289.4	210.6	141.5
EC-Rg1	60	14.9	14.9	0.82	9.6	9.6	1.58	1.58	21.6	21.6	268.6	268.6	135.4	135.4
EC-C	123	23.7	19.1	1.49	53.9	34.2	2.58	1.90	151.2	51.5	543.4	288.0	265.0	141.6
EC-Rg 2	160	26.8	17.9	1.60	34.5	8.9	3.55	2.30	132.3	40.4	676.1	298.5	329.3	146.1
EC-G	100	18.8	15.2	1.20	27.8	16.6	1.49	1.00	69.2	35.9	456.1	293.8	220.9	142.1

\*Values refer to the shallowest soil profile at each site (*i.e.* 150 cm at Perote, 133 cm at Aguazuelas, 46 cm at Los Pescados and 60 cm at El Conejo).



**Figure 3.4.** Curve fit between  $C_T$  concentrations and soil properties at landscape scale. Only equations and lines of significant models ( $p < 0.05$ ) are shown. The models are performed for the horizons: A (black symbols), AB and B (red symbols) and C (blue symbols) including the covers of the four sites. Perote ( $\nabla$ ), Aguazuelas ( $\Delta$ ), Los Pescados ( $\circ$ ) and El Conejo ( $\square$ ).

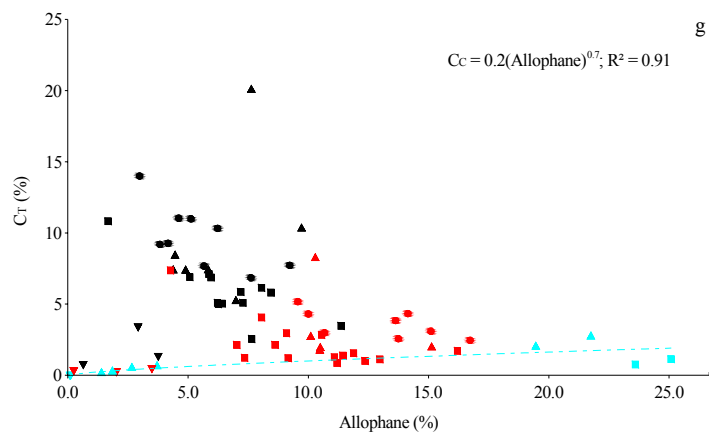
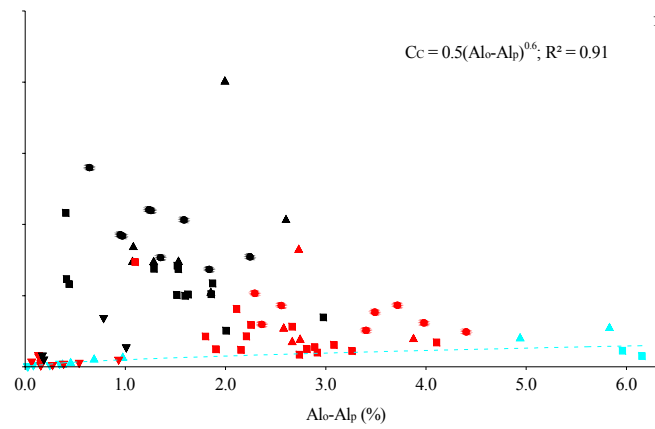
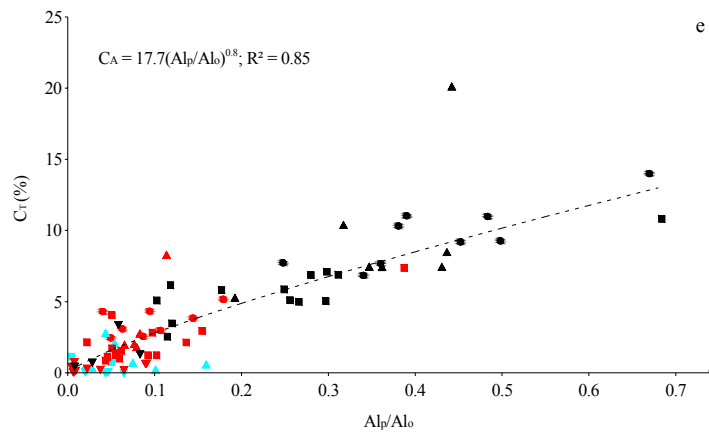


Figure 3.4. (Continuation)



**Table 3.4.** Principal component scores for the four study sites

Variable	Perote		Aguazuelas		Los Pescados		El Conejo	
	PC1	PC2	PC1	PC2	PC1	PC2	PC1	PC2
Bulk density (g cm <sup>-3</sup> )	-0.61	0.50	-0.60	0.50	0.76	-0.29	0.40	0.37
C (%)	0.71	0.01	0.57	-0.79	-0.95	0.22	-0.91	-0.19
N (%)	0.74	0.25	0.59	-0.78	-0.95	0.14	-0.88	-0.27
pH	-0.56	-0.37	-0.56	0.78	0.87	0.03	0.53	0.73
C/N	0.23	-0.35	0.68	-0.50	-0.88	0.27	-0.80	0.14
ΣEC	0.28	-0.13	-0.91	-0.15	-0.34	-0.87	-0.40	0.52
Si <sub>o</sub> (%)	0.95	-0.07	0.74	0.62	0.98	0.04	0.83	0.11
Al <sub>o</sub> (%)	0.97	-0.01	0.90	0.37	0.91	0.30	0.86	-0.35
Al <sub>p</sub> (%)	0.79	0.21	0.55	-0.79	-0.88	0.38	-0.65	-0.58
Al <sub>p</sub> /Al <sub>o</sub>	0.19	0.50	0.17	-0.91	-0.95	0.20	-0.83	-0.34
Al <sub>o</sub> -Al <sub>p</sub> (%)	0.96	-0.03	0.77	0.61	0.97	0.12	0.93	-0.23
Allophane (%)	*	*	0.76	0.61	0.98	0.09	0.91	-0.03
Al <sub>o</sub> -½Fe <sub>o</sub> (%)	0.97	-0.02	0.90	0.38	0.93	0.26	0.87	-0.34
NDVI	0.69	-0.48	0.87	0.20	0.13	0.98	-0.25	0.89
Edge of current use (years)	-0.07	0.91	-0.43	-0.08	-0.02	-0.09	-0.06	0.82
Slope (°)	-0.40	-0.70	0.85	0.20	0.09	0.88	-0.30	0.84
Explained variance (%)	45.90	16.20	49.90	33.20	64.44	19.25	49.84	24.96
Cumulative variance (%)	45.90	62.10	49.90	83.04	64.44	83.69	49.84	74.80

\*These variables were not included in the principal component analysis because the soils at this site do not have andic properties.

### 3.3. DISCUSSION

#### 3.3.1. C<sub>T</sub> concentration controls

Climatic parameters have an important effect on soil C storage and circulation at regional scales (Burke *et al.*, 1989; Alvarez and Lavado, 1998). In Andosols, climate plays a major role in soil formation, particularly through its influence on chemical weathering rates (Shoji *et al.*, 1993). Differing climatic conditions could have explained the difference between the C<sub>T</sub> concentrations of Vitric and Silandic Andosols. Nevertheless, the C<sub>T</sub> variability at landscape scale could not be explained by temperature, precipitation or altitude; this

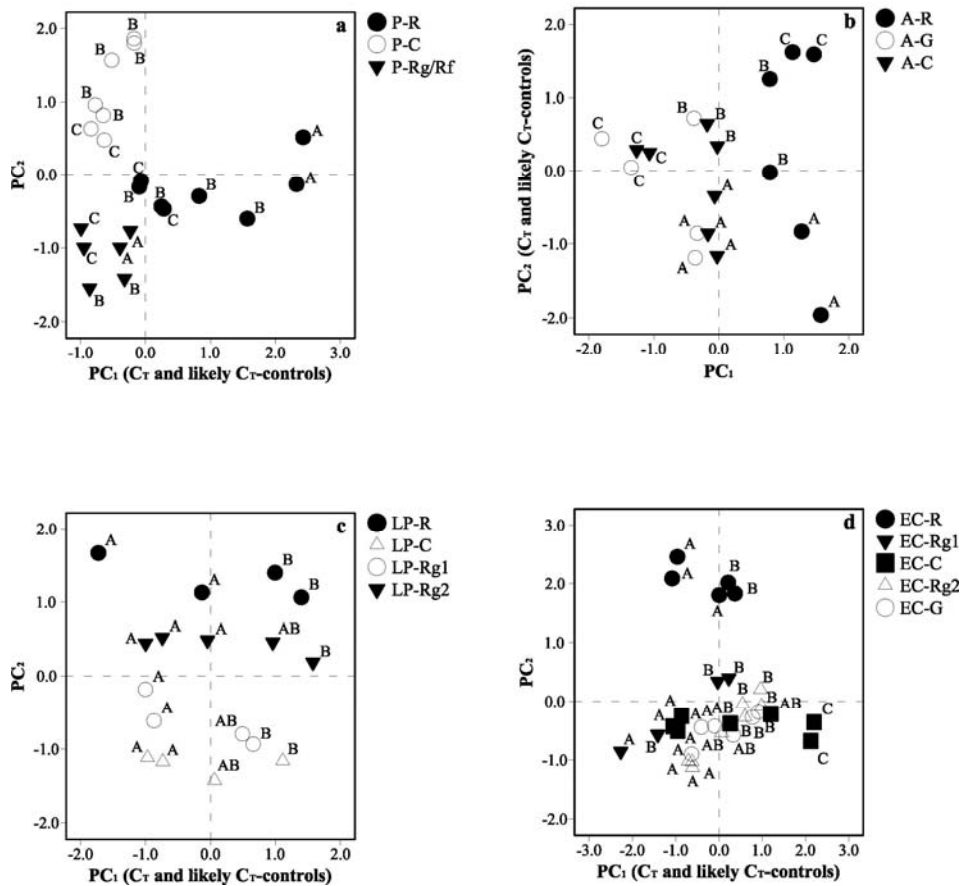
accords with the findings of Percival *et al.* (2000) and Matus *et al.* (2006). At the spatial and temporal scales of this study it is not possible to attribute the variability of  $C_T$  to climatic differences in the altitudinal gradient. The lack of a relationship between the climatic parameters and the  $C_T$  could be explained by the possibility that soil has not yet reached a new steady state after forest conversion to other uses. Therefore, differences in land-use covers could have influenced the relationships between  $C_T$  and climatic and other soil properties as pointed out by Matus *et al.* (2006). However, the soil primary production (measured through NDVI) did not explain the  $C_T$  concentration variability in the landscape. A decoupling between vegetation and soil C could be expected in horizons that have a high level of SOM with slow turnover rates (Jobbagy and Jackson, 2000). Therefore, in these Andosols the high stability of SOM and consequently the high  $C_T$  concentrations could explain the lack of a relationship between NDVI and  $C_T$  in most of the horizons at landscape scale. This supports our suggestion that there is no climatic control on  $C_T$  at the spatial and temporal scales of the present study.

Different mechanisms related to the presence of short-range-order minerals and to organo-metallic complexes have been described to explain the particularly high SOM accumulation in Andosols (Nanzyo *et al.*, 1993; Johnson-Maynard, 2002). Our results showed that in topsoils the  $C_T$  concentration is strongly related to Al-humus complexes but that there is no relationship with short-range-order minerals in these surface horizons. The importance of Al-humus complexes in the stabilization of SOM in volcanic topsoils dominated by allophanic mineralogy has been analyzed elsewhere. Matus *et al.* (2006) observed a strong correlation between soil C and Al extracted with ammonium acetate which dissolves a fraction of Al-organic matter complexes; they did not observe significant correlations between C and  $Al_o$ . Similarly, Peña-Ramírez *et al.* (2009) found an association between the soil organic C concentration in A horizons and the Al-humus complexes extracted by pyrophosphate, whereas the C concentration was inversely related to the Al associated with short-range-order minerals (*i.e.*  $Al_o$ – $Al_p$ ). Percival *et al.* (2000) found that Al-humus complexes, rather than allophane, explain most of the variability of topsoil C. Our results support the concept that the formation of Al-humus complexes could be the main process controlling the high levels of  $C_T$  stabilized in volcanic topsoils even in soils dominated by allophanic mineralogy. The lower  $C_T$  concentration in the upper piedmont Vitric Andosols (*i.e.* at Perote site) than in the Silandic Andosols could be explained by the comparatively low concentration of Al-humus complexes in the former.

In contrast to the importance of Al-humus complex in stabilizing SOM in the topsoils, short-range-order minerals such as allophane were the most important  $C_T$  concentration controls in deep horizons. Short-range-order minerals, specifically the allophane, explained  $\sim 90\%$  of the  $C_T$  variability in these horizons. Some authors have recorded that the relation between the  $C_T$  concentration and the short-range-order mineral forms of Al and Fe (oxalate extracted) becomes stronger as the depth increases (*e.g.* Rasse *et al.*, 2006; Peña-Ramírez *et al.*, 2009). Specifically for the Silandic Andosols, these results could be related to the decrease of Al-humus complexes (*i.e.*  $Al_p$ ) in deep horizons, while short-range-order minerals increase, as revealed by changes of  $Al_o + \frac{1}{2}Fe_o$ ,  $Al_o - Al_p$  and allophane concentrations; this could be associated with changes in pH with depth. The pH was negatively related to  $C_T$  concentration in the profile, with topsoils having lower pH than deep horizons. Moderately acid conditions, a reduction of organic matter supplies and a probable Si enrichment in deep horizons could explain the increases of short-range-order mineral forms such as allophane (Peña-Ramírez *et al.*, 2009). Increases in  $C_T$  concentration with the allophane could be explained by the SOM adsorption to allophane surfaces (Mayer and Xing, 2001). Furthermore, it has been observed that C bioavailability decreases as the allophane content increases owing to the extent of the fractal structure of allophane aggregates. Therefore, the resulting mesoporous network could protect the SOM from microorganisms or their enzymes (Chevalier *et al.*, 2010).

The C/N ratio decreased with depth in most of the profiles, as has been observed by other authors in Andosols (*e.g.* Arnold *et al.*, 2009; Peña-Ramírez *et al.*, 2009). On the basis of the chemical composition of SOM of allophanic soils, Buurman *et al.* (2007) have suggested that strong microbial decomposition of litter occurs along Andosols profiles resulting in high production of secondary SOM. Moreover, narrow C/N ratios have been related to SOM highly processed by microorganisms and to high degrees of humification (Hartigai, 1993; Knicker, 2011; Martins *et al.*, 2011). At least for Silandic Andosols, the decrease of the C/N ratio with depth is in accordance with Buurman *et al.* (2007), who suggest that the SOM decomposition is more severe in allophanic than in non-allophanic horizons; this decrease with depth could indicate that the SOM in deep horizons is more processed than in surface horizons. Despite the variations of the C/N ratio between surface and deep horizons, the landscape analysis showed that the  $C_T$  concentration and the C/N ratio were positively related in C horizons; however, this was not observed in topsoils. Since our results suggest that the short-range-order minerals are the main control on  $C_T$  concentration in deep horizons, the positive relation between

$C_T$  and the C/N ratio indicates that the stabilization of SOM by the short-range-order minerals decreases the bioavailability of the SOM for microorganisms in deep horizons. This appears to be contrary to the increase of the microbiologically processed SOM with depth, related to the reduction of the C/N ratio. Similarly, *Buurman et al. (2007)* have observed that allophanic horizons have apparently inconsistent properties like high SOM accumulation and higher levels of microbially processed SOM; they explain the latter by interactions among the biological mixing, the chemical protection of secondary SOM and its stabilization by soil microaggregation promoted by the allophane. Our results suggest a relationship between stabilization and decomposition that is influenced by short-range-order minerals in the horizons where these are the main controls on the stabilization of  $C_T$ . This shows the importance of further research on the properties of the physically and chemically protected SOM fractions and microbial activity along the profile in order to improve the understanding of C dynamics and storage in these soils.



**Figure 3.5.** Scatter plot of principal component 1 and 2. Perote (a), Aguazuelas (b), Los Pescados (c) and El Conejo (d). Values are showed in Table 4. Capital letters A, AB, B and C correspond to the horizons.

### 3.3.2. $C_T$ modifications following LUCC

Forest conversion to agriculture depleted the  $C_T$  concentration along the profile at Perote upper piedmont soils, and this has not been recovered throughout the regeneration/reforestation processes.  $C_T$  stocks also decreased in all horizons with forest conversion to agriculture. On the other hand, we did not observe any effect of LUCC on  $C_T$  concentration in Silandic Andosols. At Perote upper piedmont, the soils under cropland and regeneration/reforestation units are Haplic Cambisols whereas under the reference forest they are Vitric Andosols. Since the two soils share the same set of forming factors, the difference of soil type could be explained as a result of the land-use history (Gamboa and Galicia, 2011). Cambisols could have resulted from the truncation of former Vitric Andosols, which can be found only under reference forest. Surface horizons Ah<sub>1</sub> and Ah<sub>2</sub> present in the Vitric Andosol under the reference forest are absent in the soil under agricultural use. The loss of superficial soil horizons suggests that these soils have been severely affected by accelerated erosion due to LUC. Although the regeneration/reforestation has led to a recovery of the A horizons these have not yet reached the reference thickness. However, there was a partial recovery of  $C_T$  stocks with regeneration/reforestation.

Al-humus complexes have been positively related to resistance to erosion in Andosols (Rodríguez *et al.*, 2006). Our results suggest that formation of Al-humus complexes is the main determinant of  $C_T$  concentration in the altitudinal gradient. We did not measure erosion and to our knowledge there are no quantitative studies of soil erosion in the study area. Nevertheless, in accordance with Rodríguez *et al.* (2006), our results suggest that topsoils of Vitric Andosols with their low levels of Al-humus complexes could be more susceptible to soil erosion, and thus to  $C_T$  depletion, than those of Silandic Andosols. In addition to  $C_T$  depletion caused by soil erosion, our findings suggest that forest conversion to agriculture in Vitric Andosols causes a reduction of the  $C_T$  concentration in all horizons since it affects the main mechanisms of SOM stabilization and reduces

organic inputs to the soil. The changes in the  $C_T$  concentration after forest conversion to agriculture in Perote upper piedmont soil could be linked to a decrease of the SOM related to Al-humus complexes as well as to the short-range-order minerals. These results stress the importance of relationships among soil erosion, SOM-stabilization mechanisms and LUCC in these soils. Similarly, Feller *et al.* (2001) highlight the need to measure soil erosion in order to improve the analysis of the potential C sequestration in agricultural soils and to clearly differentiate the mechanisms involved.

In Silandic Andosols conversion of forest to cropland did not reduce  $C_T$  concentration and stocks, nor did the  $C_T$  show clear tendencies of change in direction or magnitude after regeneration. These soils have higher  $C_T$  concentrations and contents along the profile than Vitric Andosols. Our findings coincide with results reported by Feller *et al.* (2001). They found lower differences of organic C stocks in the topsoil between permanent vegetation and cultivated Andosols than in other soil types, suggesting that C in Andosols is less vulnerable to LUCC than C stored in other soils. Our results indicate that this low vulnerability of  $C_T$  to LUCC could be explained by the high levels of SOM stabilized by Al-humus complexes and short-range-order minerals.

In previous studies at these sites we have observed modifications of  $C_T$  concentrations after LUCC in 0-10cm soil samples in Vitric as well as in Silandic Andosols (Gamboa and Galicia, 2011). In that research similar tendencies to that shown here were observed in relation to the effects of LUCC on Vitric Andosols on the upper piedmont. Furthermore, low susceptibility to LUCC in Silandic Andosols on the lower mountain slope was suggested. Nevertheless, that study observed higher  $C_T$  concentrations in topsoil of Silandic Andosols under reference forest on the middle mountain slope than the corresponding concentrations in this study. Thus, a  $C_T$  concentration decrease was detected after forest conversion to agriculture on the middle mountain slope in that research, in-contrast to the lack of effect of LUCC on  $C_T$  found here. This might be explained by possible differences in organic inputs into the soil between the two different sampling dates. Furthermore, it is possible that the non-replicated sampling performed here had not allowed us to

detect differences. In soils with high  $C_T$  stocks, in contrast to soils with low stocks, it has been suggested that more soil samples are required to detect changes in  $C_T$  (VandenBygaert *et al.*, 2007). Considering the high  $C_T$  concentrations and stocks of these soils, the number of samples must be increased in future studies in order to clearly understand the LUCC effects on  $C_T$  in these Silandic Andosols. However, in this study as in the previous one the lower susceptibility of Silandic Andosols than of Vitric Andosols is strongly suggested. Although we did not observe an effect of LUCC on  $C_T$  concentration in Silandic Andosols, changes in management and LUCC in volcanic soils could have marked effects if these activities modify the mechanisms of SOM stabilization as suggested by Percival *et al.* (2000).

On the middle slopes (El Conejo), the increases of  $C_T$  stocks after forest conversion to agriculture were unexpected. Differences in  $C_T$  stocks between LUC units were explained by the variability of allophane contents and no other variables related to  $C_T$  stocks at this site. Soils under cropland unit had the highest allophane amounts. Since allophane was the main control on  $C_T$  concentration in deep horizons, the positive relationship between  $C_T$  and allophane stocks suggests that the  $C_T$  stabilized by this mineral fraction in the subsoil adds an important fraction of the  $C_T$  to the estimation of the stocks which could be explained by the thickness of these deep horizons. At the southern upper piedmont (Aguazuélas) the LUCC pathways differ from those at the other three sites. At Aguazuélas, forest was converted to grasslands and these have been subsequently transformed into croplands. Differences in water storage (*i.e.* WSFC) and net primary productivity (*i.e.* NDVI) explained the variability of  $C_T$  stocks between LUC units within this site at the local scale. At this site pastures had lower  $C_T$  stocks than reference-forest soils and the establishment of croplands increased them although not up to the reference levels. Andosols have high water-holding capacity, which has been attributed to short-range-order minerals, organo-metallic complexes and to the soil aggregation (Nanzyo *et al.*, 1993; Buytaert *et al.*, 2005). A large quantity of micropores and thus a large water-storage capacity is induced by the combination of aggregates and primary particles (Buurman *et al.*, 2007). Moreover, in Andosols strong correlations have been reported

between C content, water retention and soil porosity (Buytaert *et al.*, 2005). The high water retention causes anoxic conditions, inhibiting microbial activity and as a consequence depleting SOM decomposition (Buurman *et al.*, 2007). As suggested by Buytaert *et al.* (2005) for other sites, at Aguazuelas the forest conversion into grassland could affect the porosity of the soil, diminishing the water retention, and thus increasing drainage and aeration and promoting microbial activity and SOM decomposition. The lack of management practices, and lower net primary production and water storage in the soil under grassland than in the reference forest soils could explain the reduction of  $C_T$  stocks with this LUCC. Nevertheless, the analysis of the effects of LUCC at this site is hampered by the occurrence in the reference forest soils of buried A horizons which are absent in the other LUC units and store high quantities of  $C_T$  (Table 3.2 and Figure 3.3). This indicates the importance of taking into account the pedogenetic processes when selecting reference units in LUCC studies, particularly in volcanic soils where buried horizons are common owing to ash deposits.

### **3.4. CONCLUSIONS**

The variability of  $C_T$  concentration in allophanic soils at landscape scale was not linked to the net primary productivity or to climatic parameters. The lack of a relation between  $C_T$  and the vegetation could be explained by the high concentration of stabilized SOM in these soils. Al-humus complexes were the main control on  $C_T$  concentration in the A horizons even though these soils are dominated by allophanic mineralogy. Therefore, the lower  $C_T$  concentration in the upper piedmont Vitric Andosols than in the Silandic Andosols could be explained by the lower concentration of Al-humus complexes in the former. With an increase in depth the relationship between the  $C_T$  concentration and the short-range-order minerals becomes stronger, so that short-range-order minerals were the most important controls on  $C_T$  stabilization in deep horizons. This was related to the decrease in Al-



humus complexes/short-range-order minerals with depth, which in turn could be the result of the less acidic conditions and the reduction of organic matter supplies in deep horizons.

Our analysis showed a depletion of the  $C_T$  concentrations and stocks after forest conversion to agriculture in Vitric Andosols at the upper piedmont only, and this was not observed in Silandic Andosols. The loss of superficial soil horizons in Vitric Andosols suggests that soil erosion related to transformation of forests to croplands has been intense on these soils. In Vitric Andosols, this conversion to agriculture affects the main mechanisms of SOM stabilization (Al-humus complex formation and SOM stabilization by short-range-order minerals) and it reduces the organic input to the soil. The results suggest that Silandic Andosols are less susceptible than Vitric Andosols to changes in the  $C_T$  after LUCC owing to the higher levels of SOM stabilized by Al-humus complexes and short-range-order minerals in the former soil than in the latter.

The variability of the controls on  $C_T$  stabilization with depth could explain the lack of relationships between the  $C_T$  stocks and the set of environmental and soil variables analyzed in two of the four study sites. The importance of allophane in explaining the  $C_T$  stocks observed in middle mountain slope Silandic Andosols suggests that the  $C_T$  stabilized by this mineral fraction in the subsoil adds an important fraction of the  $C_T$  to the estimates of the stocks as a result of the thickness of these deep horizons.

## **ACKNOWLEDGMENTS**

This work is part of the doctoral research of the first author. A.M. Gamboa acknowledges Posgrado en Ciencias Biológicas of Universidad Nacional Autónoma de México for academic support during her studies. A.M. Gamboa thanks DGEP-UNAM and CONACYT (Grant 50780-F) for doctoral scholarships. The authors thank Pilar Fernández, Lucy Mora, Kumiko Shimada and Juliana Padilla for their assistance in the laboratory analysis, Victor Peña for assistance in the field and Ann Grant for a thorough revision of the manuscript. We thank two anonymous reviewers for insightful

reviews of the manuscript. Funds for this research were provided by PAPIIT-UNAM (Grant IN 220106).

## REFERENCES

- Alvarez, R., Lavado, R.S., 1998. Climate, organic matter and clay content relationships in the Pampa and Chaco soils, Argentina. *Geoderma* 83, 127-141.
- Arnold, J., Corre, M.D., Veldkamp, E., 2009. Soil N cycling in old-growth forests across an Andosol toposequence in Ecuador. *For. Ecol. Manage.* 257, 2079–2087.
- Batjes, N.H., 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *Eur. J. Soil. Sci.* 47, 151-163.
- Bridges, E.M., 1997. *World soils*. Cambridge, Cambridge University Press.
- Burke, I.C., Yonker, C.M., Parton, W.J., Cole, C.V., Schimel, D.S., Flach, K., 1989. Texture, Climate, and Cultivation Effects on Soil Organic Matter Content in U.S. Grassland Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53, 800-805.
- Buurman, P., Peterse, F., Almendros Martin, G., 2007. Soil organic matter chemistry in allophanic soils: a pyrolysis-GC/MS study of a Costa Rican Andosol Catena. *Eur. J. Soil. Sci.* 58, 1330–1347.
- Buytaert, W., Wyseure, G., De Bievre, B., Deckers, J., 2005. The effect of land-use changes on the hydrological behaviour of Histic Andosols in south Ecuador. *Hydrol. Process.* 19, 3985-3997.
- Campos, A., 2004. Effects of subsistence farming system on soil surface CO<sub>2</sub>-C flux on Cofre de Perote volcano slopes, Veracruz (Mexico). *For. Ecol. Manage.* 199, 273-282.
- Carrasco-Núñez, G., Siebert, L., Díaz-Castellón, R., Vázquez-Selem, L., Capra, L., 2010. Evolution and hazards of a long-quiescent compound shield-like volcano: Cofre de Perote, Eastern Trans-Mexican Volcanic Belt. *J. Volcanol. Geoth. Res.* 197, 209-224.
- Challenger, A., 1998. *Utilización y Conservación de los Ecosistemas Terrestres de México. Pasado, Presente y Futuro*, Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad, México, D.F.
- Chevallier, T., Woignier, T., Toucet, J., Blanchart, E., 2010. Organic carbon stabilization in the fractal pore structure of Andosols. *Geoderma* 159, 182–188.
- Eswaran, H., Van Den Berg, E., Reich, P., 1993. Organic carbon in soils of the World. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57, 192-194.
- Fearnside, P., Barbosa, R., 1998. Soil carbon changes from conversion of forest to pasture in Brazilian Amazonia. *For. Ecol. Manage.* 108, 147-166.
- Feller, C., Albrecht, A., Blanchart, E., Cadidoche, Y.M., Chevallier, T., Hartman C., Eschenbrenner, V., Larré-Larrouy, M.C., Ndandou, J.F. 2001. Soil organic carbon sequestration in tropical areas. General considerations and analysis of some edaphic determinants for Lesser Antilles soils. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 61, 19-31.
- Gamboa, A.M., Galicia, L., 2011. Differential influence of land use/cover change on topsoil carbon and microbial activity in low-latitude temperate forests. *Agric. Ecosyst. Environ.* 142, 280-290.
- García-Romero, A., Montoya, Y., Ibarra, M.V., Garza, G.G., 2010. Economía y política en la evolución contemporánea de los usos del suelo y la deforestación en México: El caso del volcán Cofre de Perote. *Interciencia* 35, 321-328.
- Grüneberg, E., Schöning, I., Kalko, E.K.V., Weisser, W.W., 2010. Regional organic carbon stock variability: A comparison between depth increments and soil horizons. *Geoderma* 155, 426–433.

- Guo, L.B., Gifford, R.M., 2002. Soil carbon stocks and land use change: A meta analysis. *Glob. Chang. Biol.* 8, 345-360.
- Hargitai, L., 1993. The role of organic matter content and humus quality in the maintenance of soil fertility and in environmental protection. *Landscape Urban Plann.* 27, 161-167.
- Homann, P., Kapchinske, J., Boyce, A., 2007. Relations of mineral-soil C and N to climate and texture: regional differences within the conterminous USA. *Biogeochemistry* 85, 303-316.
- Houghton, R.A., 1998. Historic role of forests in the global carbon cycle, in: Kohlmaier, G.H., Weber, M., Houghton, R.A. (Eds.), *Carbon Dioxide Mitigation in Forestry and Wood Industry*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 1-24.
- Jobbagy, E.G., Jackson, R.B., 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecol. Appl.* 10, 423-436.
- Johnson-Maynard, J.L., 2002. Allophanes, in: Lal, R. (Ed.), *Encyclopedia of Soil Science*. Marcel Dekker, New York, pp. 50-52.
- Knicker, H., 2011. Soil organic N - An under-rated player for C sequestration in soils?. *Soil Biol. Biochem.* 43, 1118-1129.
- Krahmer, U., Hennings, V. Müller, U., Schrey, H.-P., 1995. Ermittlung bodenphysikalischer Kennwerte in Abhängigkeit von Bodenart, *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 158, 323-332.
- Lal, R., Kimble, J., Follet, R., 1998. Knowledge gaps and researchable priorities, in: Lal, R., Kimble, J., Follet, R., Steward, B. (Eds.), *Soil processes and the carbon cycle*. CRC Press, Boca Raton, pp. 595-604.
- Le Quéré, C., Raupach, M.R., Canadell, J.G., Marland, G., Bopp, L., Ciais, P., Conway, T.J., Doney, S.C., Feely, R.A., Foster, P., Friedlingstein, P., Gurney, K., Houghton, R.A., House, J.I., Huntingford, C., Levy, P.E., Lomas, M.R., Majkut, J., Metzl, N., Ometto, J.P., Peters, G.P., Prentice, I.C., Randerson, J.T., Running, S.W., Sarmiento, J.L., Schuster, U., Sitch, S., Takahashi, T., Viovy, N., Van Der Werf, G.R., Woodward, F.I., 2009. Trends in the sources and sinks of carbon dioxide. *Nat. Geosci.* 2, 831-836.
- Martins, T., Saab, S.C., Milori, D.M.B.P., Brinatti, A.M., Rosa, J.A., Cassaro, F.A.M., Pires, L.F., 2011. Soil organic matter humification under different tillage managements evaluated by Laser Induced Fluorescence (LIF) and C/N ratio. *Soil Tillage Res.* 111, 231-235.
- Matus, F., Amigo, X., Kristiansen, S.A., 2006. Aluminium stabilization controls organic carbon levels in Chilean volcanic soils. *Geoderma* 132, 158-168.
- Mayer, L., Xing, B., 2001. Organic matter-surface area relationships in acid soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65, 250-258.
- Mendoza, M.A., Fajardo, J.J., Zepeta, J., 2005. Landscape based forest management, a real world case study from Mexico. *For. Ecol. Manage.* 209, 19-26.
- Mizota, C., van Reeuwijk, L.P., 1989. Clay Mineralogy and Chemistry of soils formed in volcanic material in diverse climatic regions, International Soil Reference and Information Centre, Wageningen.
- Moni, C., Chabbi, A., Nunan, N., Rumpel, C., Chenu, C., 2010. Spatial dependence of organic carbon-metal relationships: A multi-scale statistical analysis, from horizon to field. *Geoderma* 158, 120-127.
- Murty, D., Kirschbaum, M.U.F., McMurtrie, R.E., McGilvray, H., 2002. Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? A review of the literature. *Glob. Chang. Biol.* 8, 105-123.
- Nanzyo, M., Dahlgren, R., Shoji, S., 1993. Chemical Characteristics of Volcanic Ash Soils, in: Shoji, S., Nanzyo, M., Dahlgren, R. (Eds.), *Volcanic Ash Soils: Genesis, Properties and Utilization*. Elsevier, Amsterdam, pp. 145-187.
- Palacio-Prieto, J.L., Bocco, G., Velázquez, A., Mas, J.F., Takaki, F., Victoria, A., Luna González, L., Gómez Rodríguez, G., López García, J., Palma Muñoz, M., Trejo Vázquez, I., Peralta, A., Prado Molina, J., Rodríguez Aguilar, A., Mayorga Saucedo, R., González Medrano, F., 2000. La condición actual de los

- recursos forestales en México: resultados del Inventario Forestal Nacional 2000. *Investigaciones Geográficas* 43, 183–203.
- Peña-Ramírez, V.M., Vázquez-Selem, L., Siebe, C., 2009. Soil organic carbon stocks and forest productivity in volcanic ash soils of different age (1835–30,500 years B.P.) in Mexico. *Geoderma* 149, 224–234.
- Percival, H.J., Parfitt, R.L., Scott, N.A., 2000. Factors controlling soil carbon levels in New Zealand grasslands: Is clay content important?. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 1623-1630.
- Post, W.M., Kwon, K.C., 2000. Soil carbon sequestration and land-use change: Processes and potential. *Glob. Chang. Biol.* 6, 317-327.
- Powers, J.S., Schlesinger, W.H., 2002. Relationships among soil carbon distributions and biophysical factors at nested spatial scales in rain forests of northeastern Costa Rica. *Geoderma* 109, 165-190.
- Powers, J.S., Corre, M.D., Twine, T.E., Veldkamp, E., 2011. Geographic bias of field observations of soil carbon stocks with tropical land-use changes precludes spatial extrapolation. *PNAS* 108, 6318-6322.
- Prado, B., Duwig, C., Hidalgo, C., Gomez, D., Yee, H., Prat, C., Esteves, M., Etchevers, J.D., 2007. Characterization, functioning and classification of two volcanic soil profiles under different land uses in Central Mexico. *Geoderma* 139, 300-313.
- Rasse, D.P., Mulder, J., Moni, C., Chenu, C., 2006. Carbon Turnover Kinetics with Depth in a French Loamy Soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 2097-2105.
- Rodriguez, A.R., Arbelo, C.D., Guerra, J.A., Mora, J.L., Notario, J.S., Armas, C.M., 2006. Organic carbon stocks and soil erodibility in Canary Islands Andosols. *Catena* 66, 228-235.
- Scott, N.A., Tate, K.R., Giltrap, D.J., Tattersall Smith, C., Wilde, H.R., Newsome, P.J.F., Davis, M.R., 2002. Monitoring land-use change effects on soil carbon in New Zealand: Quantifying baseline soil carbon stocks. *Environ. Pollut.* 116, 167-186.
- Shoji, S., Dahlgren, R., Nanzyo, M., 1993. Genesis of Volcanic Ash Soils, in: Shoji, S., Nanzyo, M., Dahlgren, R. (Eds.), *Volcanic Ash Soils Genesis, Properties and Utilization*. Elsevier, Amsterdam, pp. 37-67.
- Siebe, C., Jahn, R., Stahr, K., 2006. *Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en el campo*, Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo, Chapingo, México.
- Tan, Z.X., Lal, R., Smeck, N.E., Calhoun, F.G., 2004. Relationships between surface soil organic carbon pool and site variables. *Geoderma* 121, 187-195.
- Torn, M.S., Trumbore, S.E., Chadwick, O.A., Vitousek, P.M., Hendricks, D.M., 1997. Mineral control of soil organic carbon storage and turnover. *Nature* 389, 170-173.
- Van Reeuwijk, L.P., 1992. *Procedures for soil analysis*, International Soil Reference and Information Centre (ISRIC), Wageningen.
- VandenBygaart, A.J., Gregorich, E.G., Angers, D.A., McConkey, B.G., 2007. Assessment of the lateral and vertical variability of soil organic carbon. *Can. J. Soil Sci.* 87, 433–444.
- Wada, K., 1980. Mineralogical characteristics of Andisols, in: Theng, B.K.G. (Ed.), *Soils of Variable Charge*. New Zealand Society of Soil Science, Soil Bureau, Department of Scientific and Industrial Research, Lower Hutt, pp. 87–107.
- Wada, K., 1982. Allophane and imogolita, in: Dixon, J.B., Weed, S.B. (Eds.), *Minerals in Soil Environments*. Soil Science Society of America, Madison, pp. 603–638.
- WRB, 2006. *World reference base for soil resources*, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

## **CAPÍTULO 4**

### *CONSIDERACIONES FINALES*

En la presente investigación se analizaron la dinámica del C total edáfico ( $C_T$ ) superficial y los mecanismos químicos de estabilización de la materia orgánica del suelo (MOS), así como su relación con los almacenes de C en suelos de bosques templados del Cofre de Perote y en áreas modificadas por diversas trayectorias de cambio de uso/cobertura del suelo (LUCC por sus siglas en inglés). Como se presentó en los capítulos 2 y 3, las propiedades físicas, químicas y biológicas de estos suelos son determinantes de la respuesta del C del suelo al LUCC y asimismo, explican la variabilidad del C a escala de paisaje. En el presente capítulo se integran los resultados de los capítulos 2 y 3, se relacionan los resultados con observaciones de otros autores y se consideran algunos análisis no presentados previamente. Se incluyen variables microbiológicas de la localidad de Aguazuelas, las cuales no se integraron en el capítulo 2 debido a la diferencia en las trayectorias de LUCC con las demás localidades. Asimismo, se explora la variabilidad a escala de paisaje de la biomasa microbiana y su actividad y la relación con algunas características ambientales. Como parte de la evaluación de la actividad microbiana se presenta el análisis de los datos acumulados de la producción potencial de  $CO_2$ , a partir del cual se determinó el C potencialmente mineralizable ( $C_o$ ). Parte de estos resultados fueron publicados previamente (Saynes *et al.*, 2009). De esta forma, se resumen e integran los resultados de los capítulos 2 y 3 en el contexto de la interacción entre las propiedades del suelo, su ubicación en el paisaje y el análisis de su vulnerabilidad al LUCC. Finalmente, se presenta una estimación preliminar de los almacenes de C en el suelo para el flanco noroccidental del Cofre de Perote, en relación con el LUCC y se discute la importancia de la vinculación de este almacén dentro de las estrategias que actualmente se desarrollan en el país para el pago por servicios ambientales y la mitigación de emisiones de  $CO_2$ .

## 4.1. VARIABILIDAD DEL C A ESCALA DEL PAISAJE

### 4.1.1. Concentraciones y almacenes de carbono

La concentración de C en el suelo superficial (0-10cm) registrada para los Andosoles estudiados varió en un rango de 1 a 18% (Capítulo 2) y es similar a la reportada por otros autores para este tipo de suelos (Murata *et al.*, 1998; Ross *et al.*, 1999; Campos *et al.*, 2001; Joergensen y Castillo 2001; Rodríguez *et al.*, 2006; Hopkins *et al.*, 2006; Xu *et al.*, 2006, 2007; Peña-Ramírez *et al.*, 2009). El almacén de C en los Andosoles varió en un rango de 6 a 41 kg m<sup>-2</sup> (0-100 cm o a la máxima profundidad para aquellos suelos con una profundidad < 100 cm). En Perote (*i.e.* piedemonte noroccidental) se registraron los almacenes menores. Lo anterior es explicado por las propiedades vítricas de los suelos en Perote, en particular por la concentración menor de minerales de bajo orden estructural, así como de Al activo en complejos Al-humus ( $Al_o + \frac{1}{2}Fe_o > 0.4\%$ ) respecto a la registrada en Andosoles Silándicos ( $Al_o + \frac{1}{2}Fe_o > 2\%$ ).

El mayor almacén de C se observó en el suelo del bosque de referencia en el piedemonte sur (*i.e.* Aguazuelas; 41 kg m<sup>-2</sup>). Este resultado se relaciona con la presencia de horizontes Ah sepultados con una alta concentración de C (20 y 10% en los horizontes 2Ah<sub>1</sub> y 2Ah<sub>2</sub> respectivamente), los cuales además abarcan un espesor importante del perfil del suelo (12/15-70 cm; Capítulo 3). Como han sugerido Peña-Ramírez *et al.* (2009), la depositación de cenizas y la consecuente presencia de horizontes Ah sepultados contribuyen substancialmente a los altos niveles de acumulación de C en suelos volcánicos e incrementan la calidad del suelo, debido a las mejores condiciones para el desarrollo de raíces y al aumento de la capacidad de almacenamiento de agua y nutrientes.

El almacén de C (0-100cm) registrado en este estudio, es menor que el reportado por Campos *et al.* (2001) en Andosoles Silándicos localizados en la zona oriental del Cofre de Perote (65 y 35 kg m<sup>-2</sup> en áreas con cobertura forestal y agrícola respectivamente), a excepción del almacén en el suelo del bosque de referencia en el piedemonte sur. A escala de paisaje la formación de complejos Al-

humus es el principal controlador de la estabilización de C en los horizontes A (Figuras 3.4 d, e y 4.1). Campos *et al.* (2001) registraron concentraciones de Al activo asociado a complejos Al-humus (*i.e.* Al<sub>p</sub>) en Andosoles (silándicos y aluándicos) del flanco oriental superiores (1.00 a 2.98%; 0-100cm) a las observadas en los Andosoles Silándicos estudiados en el flanco noroccidental, las cuales variaron en su mayoría en un rango de 0.05 a 0.97%. De esta forma, los menores almacenes de C en la zona occidental del Cofre de Perote pueden ser explicados por una menor concentración de C estabilizado a través de la formación de Al-humus.

#### 4.1.2. Carbono en la biomasa microbiana y su dinámica

En los Andosoles, la baja concentración de C en la biomasa microbiana (CBM) se ha explicado por la alta estabilización de C (Joergensen y Castillo, 2001). Aunque se ha señalado que esta estabilización del C restringe la actividad microbiana (Saggar *et al.*, 1994; Mayer *et al.*, 2004; Chevallier *et al.*, 2010), evidencias recientes sugieren que a pesar de la estabilización del C en estos suelos esta actividad es muy alta (Nierop *et al.*, 2005; Buurman *et al.*, 2007). La actividad microbiana del suelo (0-10cm) bajo las unidades de uso/cobertura forestal de referencia, evaluada a través de la respiración basal (RB), varió de 177 a 1089  $\mu\text{g CO}_2\text{-C g}^{-1} \text{ C}_T \text{ d}^{-1}$  en los Andosoles Silándicos, valores que están dentro del rango observado por otros autores en horizontes superficiales de Andosoles forestales (Ross *et al.*, 1999; Kelliher *et al.*, 2004; Hopkins *et al.*, 2006; Xu *et al.*, 2006, 2007).

La comparación entre la actividad microbiana específica de los Andosoles Silándicos bajo coberturas forestales en el Cofre de Perote y aquella registrada por otros autores en suelos forestales que no presentan propiedades ándicas, no evidencia una mayor actividad en los primeros. En este sentido, la RB en Cambisoles (Díaz-Raviña *et al.*, 2005), Ferralsoles (Nsabimana *et al.*, 2004) e Inceptisoles (Goberna *et al.*, 2006) forestales varía en un rango de 35 a 820  $\mu\text{g CO}_2\text{-C g}^{-1} \text{ C}_T \text{ d}^{-1}$  (variación incluyendo los tres estudios mencionados). Aunque la RB registrada por estos autores en



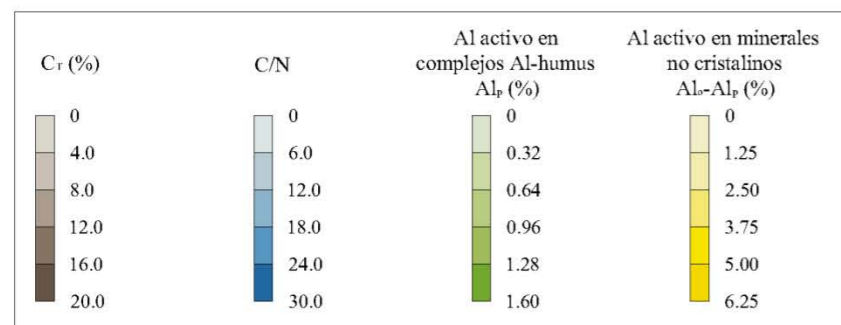
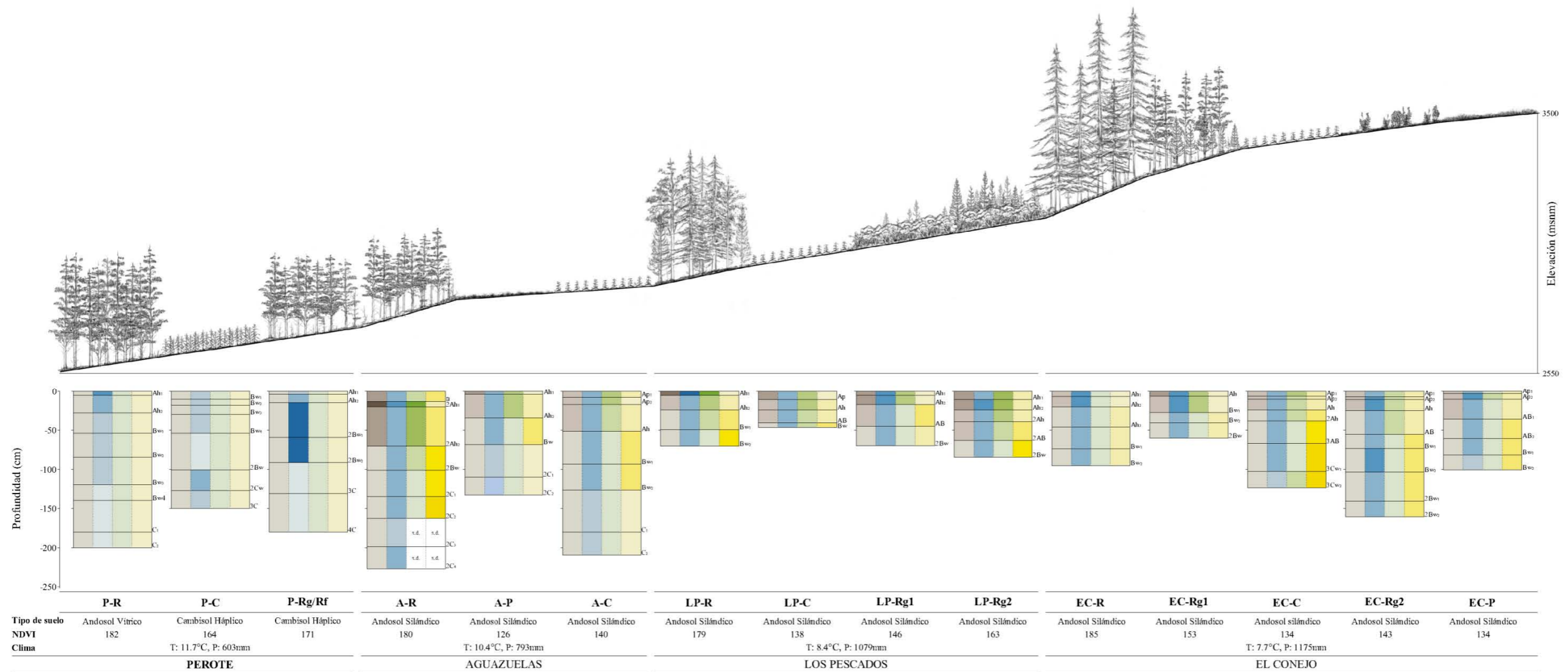
algunos casos es menor a la observada en el presente estudio, el rango de variación se encuentra dentro del correspondiente a los Andosoles Silándicos forestales de referencia de la presente investigación. Por su parte, la actividad  $\beta$ -glucosidasa ( $\beta$ -g) en los Andosoles estudiados ( $0.8$  a  $5.5$  mg *p*-nitrofenol  $g^{-1} C h^{-1}$ ) es similar a la reportada en otros tipos de suelo ( $2.5$  a  $4.2$  mg *p*-nitrofenol  $g^{-1} C h^{-1}$ ; Landgraf y Klose, 2002; Knick y Dick, 2004; Díaz-Raviña *et al.*, 2005). La actividad hidrolítica, estimada a través de la prueba de hidrólisis del acetato de fluoresceína (DAF), en los Andosoles Silándicos de las unidades forestales de referencia ( $1.7$  a  $2.0$  mg fluoresceína  $g^{-1} C_T h^{-1}$ ) es similar a la reportada por Nsabimana *et al.* (2004), quienes estudiaron Ferralsoles forestales ( $1.4$  y  $2.0$  mg fluoresceína  $g^{-1} C h^{-1}$ ,  $0-5$  cm y  $5-10$  cm de profundidad, respectivamente).

Diferencias de manejo y de condiciones medioambientales entre los estudios presentados y los resultados obtenidos en la presente investigación limitan las anteriores comparaciones, sin embargo, no se observa una tendencia que permita afirmar que los Andosoles presentan una mayor actividad microbiana en relación con otros tipos de suelos. De hecho, en los suelos volcánicos estudiados, a escala de paisaje la estabilización de C por la formación de complejos Al-humus y la presencia de minerales de bajo orden estructural correlacionaron negativamente con la RB (Cuadro 4.1). Por otra parte, el CBM y las actividades deshidrogenasa (DHG) y DAF específicas fueron menores en suelos con concentraciones mayores de  $C_T$  (Cuadro 4.1; Figura 4.2). Estos resultados sustentan la limitación de la actividad microbiológica debida a la estabilización química del C en Andosoles.

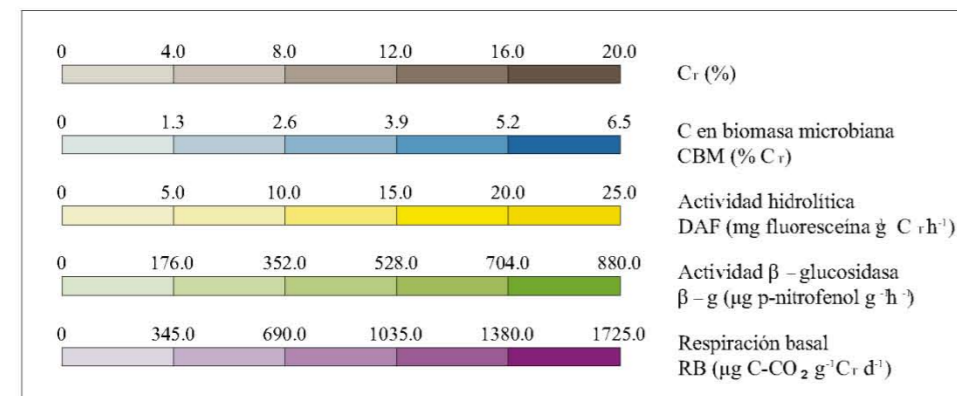
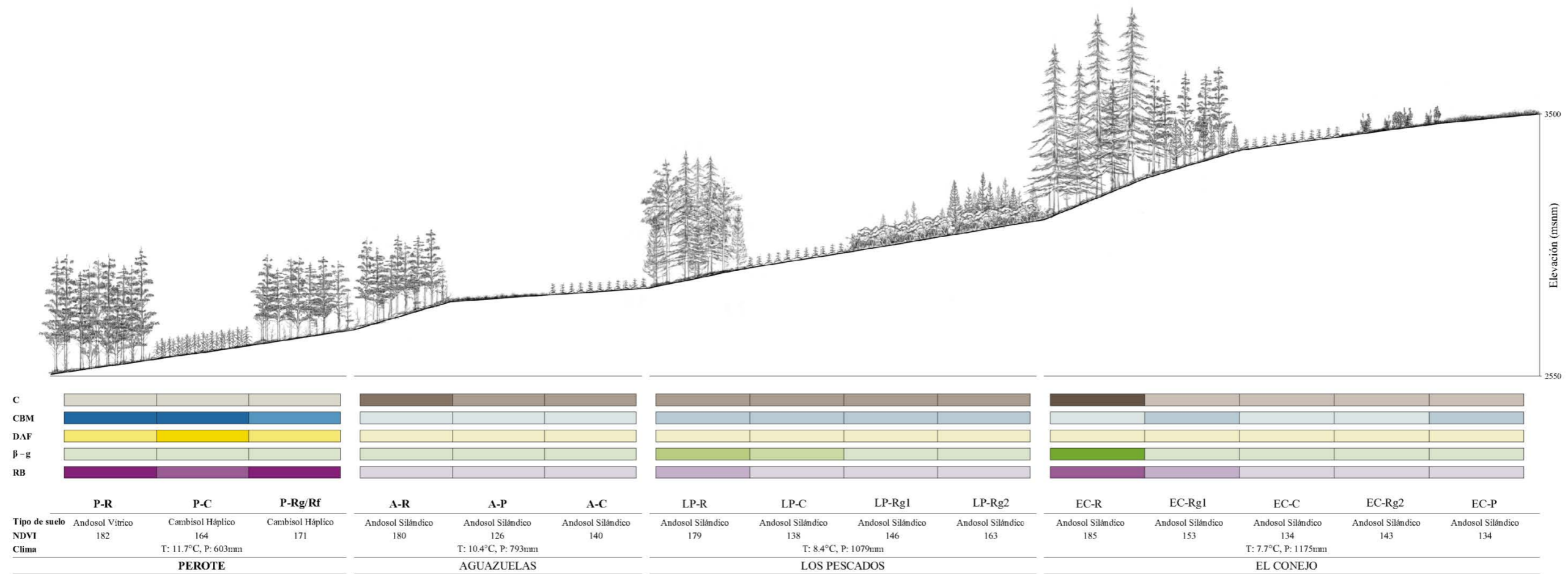
**Cuadro 4.1.** Índices de correlación de Pearson entre variables microbiológicas, propiedades edáficas (0-10cm) y características medioambientales

	CBM (% C <sub>T</sub> )	C <sub>o</sub> (% C <sub>T</sub> )	Respiración basal		qCO <sub>2</sub> (μg CO <sub>2</sub> μg <sup>-1</sup> CBM d <sup>-1</sup> )	Actividad β-glucosidasa		Actividad Deshidrogenasa (ADH)		Actividad Hidrolítica (Prueba DAF)	
			(μg CO <sub>2</sub> g <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	(μg CO <sub>2</sub> g <sup>-1</sup> C d <sup>-1</sup> )		(μg p-nitrofenol g <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> )	(mg p-nitrofenol g <sup>-1</sup> C <sub>T</sub> h <sup>-1</sup> )	(μg formazan g <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> )	(mg formazan g <sup>-1</sup> C <sub>T</sub> h <sup>-1</sup> )	(μg fluoresceína g <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> )	(mg fluoresceína g <sup>-1</sup> C <sub>T</sub> h <sup>-1</sup> )
C <sub>T</sub> (%)	-0.766**	-0.571*	0.584*		0.544*	0.646**		-0.530*	-0.767**	0.635*	-0.782**
C <sub>o</sub> (% C <sub>T</sub> )	0.791***	-		0.733**					0.988***	-0.790***	0.989***
CBM (%C <sub>T</sub> )	-	0.704**		0.800***				0.740**	0.830***		0.808***
RB (μg CO <sub>2</sub> g <sup>-1</sup> C <sub>T</sub> d <sup>-1</sup> )	0.800***	0.867***		-			0.672**		0.737**	-0.553*	0.706**
qCO <sub>2</sub> (μg CO <sub>2</sub> μg <sup>-1</sup> CBM d <sup>-1</sup> )			0.909***		-	0.843***	0.561*				
β-glucosidasa (mg p-nitrofenol g <sup>-1</sup> C <sub>T</sub> h <sup>-1</sup> )			0.699**	0.672**		0.722**	-				
ADH (mg formazan g <sup>-1</sup> C <sub>T</sub> h <sup>-1</sup> )	0.830***	0.557*		0.737**				-		-0.779**	0.997***
DAF (mg fluoresceína g <sup>-1</sup> C <sub>T</sub> h <sup>-1</sup> )	0.808***	0.531*		0.706**				0.997***		-0.802***	-
Densidad (g cm <sup>-3</sup> )	0.549*		-0.589*		-0.525*	-0.527*		0.643*		-0.664**	0.669**
C/N								-0.644*		0.568*	-0.679**
pH H <sub>2</sub> O	0.752**	0.691**		0.828***				0.514*	0.918***	-0.717**	0.900***
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (ppm)			0.878***		0.947***	0.881***	0.597*				
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (ppm)			0.899***		0.940***	0.863***	0.590*				
Arcilla cristalina (%)											
Al <sub>p</sub> (%)				-0.560*					-0.588*	0.682**	-0.584*
Al <sub>p</sub> /Al <sub>o</sub>									-0.583*	0.702**	-0.580*
Al <sub>p</sub> -Al <sub>p</sub> (%)		-0.545*		-0.699**					-0.662**	0.543*	-0.646**
NDVI			0.572*	0.654**			0.668**				
Elevación (m)	-0.646**			-0.605*					-0.728**	0.524*	-0.703**
Temperatura media anual (°C)	0.619*			0.577*					0.705**		0.679**
Precipitación media anual (mm)	-0.623*			-0.582*					-0.709**		-0.683**

Se incluyen datos de los cuatro sitios estudiados y las 15 unidades de uso cobertura del suelo. Las variables microbiológicas, los datos de productividad aérea (NDVI), elevación, precipitación y temperatura corresponden a las presentadas en el Capítulo 2 y el Anexo 3. C<sub>T</sub>: carbono total; CBM: carbono en biomasa microbiana; RB: respiración basal; qCO<sub>2</sub>: cociente metabólico; Al<sub>p</sub>: Al extractado con pirofosfato; Al<sub>o</sub>: Al extractado con oxalato; Al<sub>p</sub>/Al<sub>o</sub>: proporción del Al activo total en complejos Al-humus; Al<sub>o</sub>-Al<sub>p</sub>: Al activo en minerales de bajo orden estructural; NDVI: índice de vegetación de diferencia normalizada. N=15. Nivel de significancia: \* P<0.05; \*\* P<0.01; \*\*\*P<0.001.



**Figura 4.1.** Variabilidad de la concentración de carbono ( $C_i$ ) y de propiedades edáficas relacionadas con los principales controladores de su estabilización en perfiles de suelo bajo diferentes unidades de uso/cobertura, en un gradiente altitudinal, Cofre de Perote, Veracruz. Se presenta el controlador principal en horizontes A (Al activo en complejos Al-humus) y los controladores principales en los horizontes C (Al activo en minerales no cristalinos y la relación C/N). NDVI: Índice de vegetación de diferencia normalizada convertido a una imagen de 4 bits. Datos obtenidos a partir de una imagen Landsat ETM (path 025, row 046) del 6 de septiembre de 2000 con una resolución espacial de 30m. T: Temperatura media anual. P: Precipitación media anual. Datos climáticos obtenidos de las estaciones meteorológicas 30-089 (Perote) y 30-719 (Los Pescados). Los datos climáticos de Aguazuelas y El Conejo fueron extrapolados mediante regresión lineal. Los acrónimos de las unidades de uso/cobertura se presentan en el Cuadro 3.1. Al<sub>p</sub>: Aluminio extractado con pirofosfato. Al: Aluminio extractado con oxalato. s.d.: sin dato



**Figura 4.2.** Variabilidad de la concentración de carbono ( $C_r$ ), del C en biomasa microbiana y de la actividad microbiana en horizontes superficiales de suelo (0-10cm), bajo diferentes unidades de uso/cobertura, en un gradiente altitudinal, Cofre de Perote, Veracruz. Las variables microbiológicas corresponden a aquellas que presentan correlaciones altas con la concentración de  $C_r$  (Cuadro 4.1) a escala de paisaje. La ADH presenta una alta correlación con el  $C_r$  (Cuadro 4.1), sin embargo, no se incluye en la figura debido a que presenta un comportamiento similar al observado para la actividad hidrolítica DAF. Asimismo, el C en la biomasa microbiana, la actividad hidrolítica DAF y la respiración basal presentan relación local con la concentración de  $C_r$  en Andosoles Silándicos (Capítulo 2 y Anexo 3). NDVI: Índice de vegetación de diferencia normalizada convertido a una imagen de 4 bits. Datos obtenidos a partir de una imagen Landsat ETM (path 025, row 046) del 6 de septiembre de 2000 con una resolución espacial de 30m. T: Temperatura media anual. P: Precipitación media anual. Datos climáticos obtenidos de las estaciones meteorológicas 30-089 (Perote) y 30-719 (Los Pescados). Los datos climáticos de Aguazuelas y El Conejo fueron extrapolados mediante regresión lineal. Los acrónimos de las unidades de uso/cobertura se presentan en el Cuadro 3.1

**Cuadro 4.2.** Estimación del C potencialmente mineralizable. Parámetros de la cinética de las emisiones potenciales de C-CO<sub>2</sub>

Sitio	Unidad de uso/cobertura		C potencialmente mineralizable (C <sub>o</sub> )			k (d <sup>-1</sup> )	R <sup>2</sup>	F
			(mg C-CO <sub>2</sub> g <sup>-1</sup> )	(mg C <sub>o</sub> g <sup>-1</sup> )	(% C <sub>T</sub> )			
<b>Perote</b>								
	Reforestación de referencia	(P-R)	4.5	1.2	4.6	0.013	0.998	4453.1
	Cultivo	(P-C)	0.5	0.1	2.0	0.020	0.986	653.0
	Regeneración/Reforestación	(P-Rg/Rf)	3.1	0.8	6.3	0.008	0.999	6681.9
<b>Aguazuelas</b>								
	Reforestación de referencia	(A-R)	2.2	0.6	0.4	0.011	0.996	2380.0
	Pastizal	(A-P)	1.6	0.4	0.5	0.011	0.993	1350.3
	Cultivo	(A-C)	1.2	0.3	0.3	0.011	0.993	1270.4
<b>Los Pescados</b>								
	Bosque de referencia	(LP-R)	6.9	1.9	1.7	0.009	0.999	15540.5
	Cultivo	(LP-C)	1.3	0.4	0.4	0.018	0.997	3136.2
	Regeneración 1	(LP-Rg1)	1.7	0.5	0.4	0.011	0.994	1456.7
	Regeneración 2	(LP-Rg2)	2.4	0.7	0.6	0.016	0.996	2286.0
<b>El Conejo</b>								
	Bosque de referencia	(EC-R)	12.1	3.3	1.9	0.019	1.000	24456.0
	Regeneración 1	(EC-Rg1)	8.4	2.3	3.2	0.006	0.997	3494.1
	Cultivo	(EC-C)	0.7	0.2	0.3	0.029	0.990	881.9
	Regeneración 2	(EC-Rg2)	6.0	1.6	2.3	0.003	0.988	710.0
	Pastizal	(EC-P)	1.2	0.3	0.5	0.010	0.993	1244.5

Los parámetros de la cinética de las emisiones potenciales de C-CO<sub>2</sub> se estimaron a partir del ajuste del modelo  $C_t = C_o * (1 - e^{-kt})$  de la producción acumulada de CO<sub>2</sub> durante un período de incubación de 90 días. El método empleado se presenta en el Capítulo 2, numeral 2.1.5. C<sub>t</sub>: producción de CO<sub>2</sub> acumulada (mg C-CO<sub>2</sub> g<sup>-1</sup>) en un tiempo t; C<sub>o</sub>: C presente en la materia orgánica potencialmente mineralizable (mg C-CO<sub>2</sub> g<sup>-1</sup>); y k: constante de mineralización. El C presente en la materia orgánica potencialmente mineralizable se expresa en relación con la concentración de C<sub>T</sub>.

Además de la limitación de la actividad microbiológica por la estabilización química del C, los resultados sugieren un control de la biomasa microbiana y su actividad por las condiciones climáticas. A pesar de la ausencia de una relación significativa entre la concentración del C<sub>T</sub> y parámetros climáticos en el gradiente altitudinal estudiado (Capítulo 3), el CBM, el C<sub>o</sub>, la RB y las actividades DHG y DAF específicas disminuyen con el aumento de la altitud y de la precipitación, e incrementan con la temperatura (Cuadro 4.1). Específicamente en suelos volcánicos, regímenes de humedad údicos y bajas temperaturas han sido relacionados con menores tasas de mineralización de la MOS (Broquen *et al.*, 2005). En este tipo de suelos, la acumulación de C en condiciones de alta precipitación y bajas temperaturas ha sido asociada a la formación de Al-humus y la limitación de la actividad microbiana (Campos, 2002; Campos *et al.*, 2007; Peña-Ramírez *et al.*, 2009).

## 4.2. EFECTOS DEL LUCC SOBRE EL C Y SU DINÁMICA

El C del suelo en el gradiente altitudinal estudiado mostró una diferente vulnerabilidad al LUCC (Capítulos 2 y 3). La conversión del bosque a la agricultura causó una disminución de la concentración de  $C_T$  en el suelo superficial (0-10cm; Capítulo 2). A diferencia de los Andosoles Silándicos de las laderas, esta reducción de la concentración de  $C_T$  afecta todo el perfil en los Andosoles Vítricos del piedemonte noroccidental (Perote) y únicamente en estos últimos se observó una disminución del almacén de  $C_T$  en el perfil (Capítulo 3). Los efectos de la recuperación de la cubierta forestal luego del uso agrícola mostraron una clara tendencia en los suelos de Perote, en los cuales, tanto la concentración y el contenido de  $C_T$  (0-10cm; Capítulo 2), como el almacén total de  $C_T$  en el perfil incrementaron (Capítulo 3).

### 4.2.1. Suelos del piedemonte

En la localidad de Perote, la erosión es el principal proceso a través del cual se ha reducido el  $C_T$  luego de la conversión de áreas forestales a la agricultura (Capítulos 2 y 3). Además de esta pérdida de horizontes superficiales, los resultados sugieren que la disminución de las concentraciones de C con este tipo de cambio de uso/cobertura podría estar asociada a la menor capacidad de protección del C de los horizontes B expuestos. Como se observa en la figura 4.3 la concentración de fracciones minerales relacionadas con la estabilización química del C (*i.e.* arcillas cristalinas, minerales de bajo orden estructural y formación de complejos Al-humus) son menores en los horizontes B expuestos bajo la cobertura agrícola en comparación con los horizontes superficiales de la unidad forestal de referencia. Por otra parte, la disminución de la relación C/N y del  $C_o$  específico (*i.e.* fracción potencialmente mineralizable del  $C_T$ ; Cuadro 4.2) sugiere la presencia de materia orgánica (MO) más procesada y la reducción de la MOS lábil el horizonte B expuesto en la

unidad de uso/cobertura agrícola (Figura 4.3). Lo anterior se explica por la reducción de ingresos orgánicos aéreos relacionados con la menor productividad aérea y la limitada reincorporación de residuos de cosecha. Altas tasas de pérdida de C luego de los primeros años de conversión de áreas forestales a la agricultura han sido relacionadas con la mineralización de fracciones lábiles de C, como el CBM, la MO particulada y el C orgánico soluble (Martins *et al.*, 1991; Feller y Beare, 1997; Islam y Weil, 2000; Motavalli *et al.*, 2000; Okore *et al.*, 2007). Estos resultados podrían indicar que luego de una pérdida inicial del C lábil, los microorganismos bajo la cobertura agrícola utilizan como sustrato MOS más procesada, la cual podría estar originalmente estabilizada.

Los procesos de formación del suelo en la localidad de Perote y su ubicación en el paisaje son determinantes de una menor capacidad de estabilización del C, así como de una mayor biomasa y actividad microbiana específicas en comparación con los demás suelos analizados. Los resultados señalan una mayor vulnerabilidad a la erosión en esta localidad, la cual sumada a la modificación de mecanismos de estabilización del C, al mantenimiento de niveles altos de la actividad microbiológica y a la dependencia de la concentración de C de los niveles de productividad aérea explican la pérdida de C por la conversión de las áreas forestales a la agricultura. Sin embargo, la presencia de horizontes A en la unidad de regeneración/reforestación luego del uso agrícola (Capítulo 3), evidencia la mitigación de los procesos erosivos y el incremento de los niveles superficiales de  $C_T$  (Capítulo 2). A la vulnerabilidad natural de estos suelos se suma la mayor presión antrópica tanto por su ubicación el piedemonte, donde las pendientes son menos fuertes, como por la cercanía a centros urbanos densamente poblados (García-Romero *et al.*, 2010; Mendoza-Ponce y Galicia, 2010).

#### 4.2.2. Suelos de las laderas

La baja vulnerabilidad de los Andosoles Silándicos de las laderas a la pérdida de C luego de la conversión de áreas forestales a la agricultura se explica por la alta concentración de minerales de

bajo orden estructural y Al-humus (en comparación con los Andosoles Vitrícos del piedemonte). En El Conejo, las arcillas cristalinas también son un controlador de la estabilización de  $C_T$  en horizontes superficiales. Así, texturas más gruesas en la unidad agrícola relacionaron con la disminución del  $C_T$  luego de la conversión del bosque (Figura 4.5).

En estos suelos la RB específica y el cociente metabólico ( $qCO_2$ ) disminuyeron con la reducción de la concentración de  $C_T$  luego de la conversión del bosque a la agricultura, indicando que la comunidad microbiana es menos activa en los suelos agrícolas (Cuadro 2.5). Lo anterior podría explicarse por una menor concentración de MOS lábil y de sustratos orgánicos ricos en N. En este sentido, el  $C_o$  fue menor en las unidades de uso/cobertura agrícola en comparación con los suelos de referencia y se observaron valores menores de la relación C/N en las coberturas agrícolas, los cuales indican la presencia de MOS microbiológicamente más procesada y por lo tanto menos lábil (Cuadros 2.4 y 3.2 y Figuras 4.4 y 4.5).

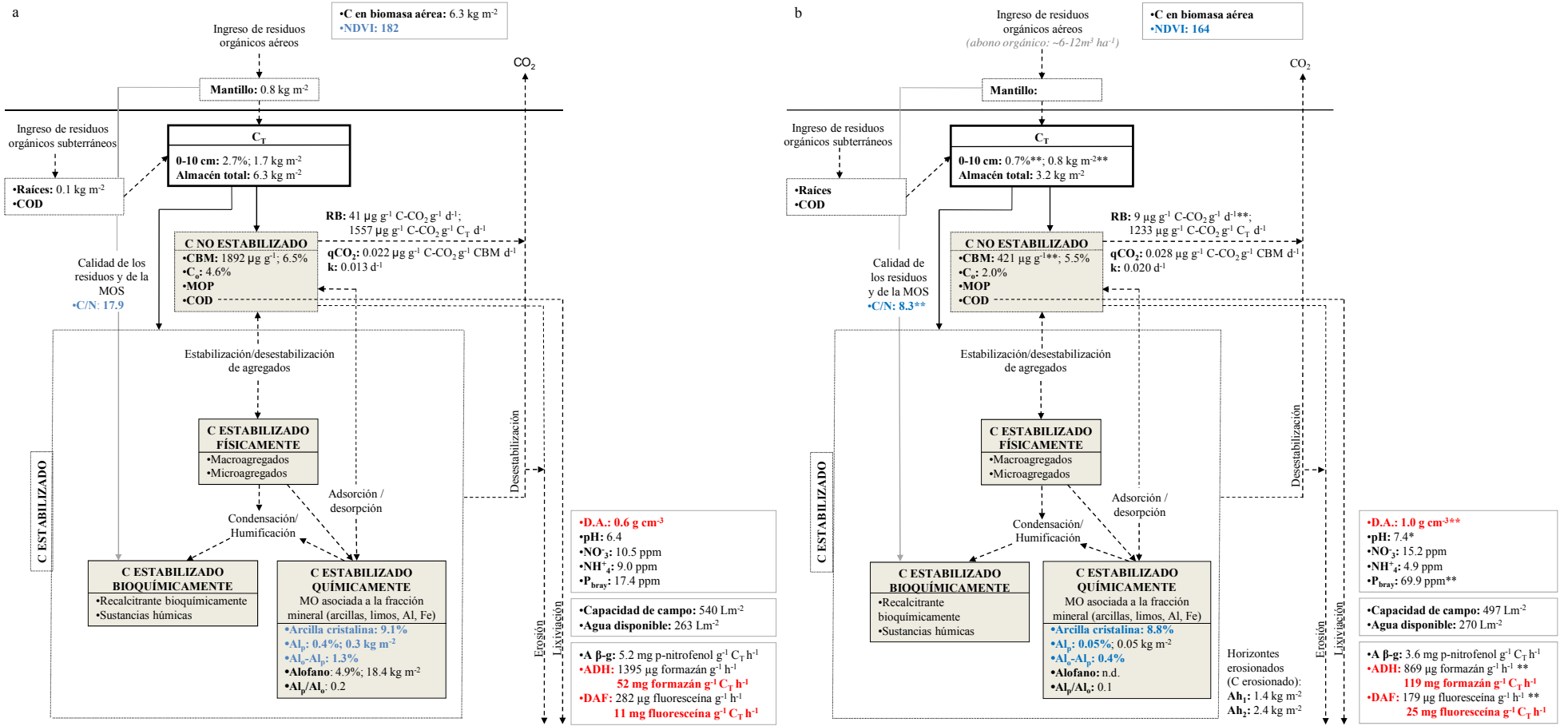
Ha sido planteado que una baja disponibilidad de N puede causar un incremento de la descomposición de las formas lábiles de MOS, las cuales los microorganismos usan como sustratos para adquirir N de la MO más recalcitrante (Craine *et al.*, 2007). Este mecanismo podría explicar en parte la mayor reducción de la concentración de  $C_T$  en la localidad El Conejo, donde la concentración de N inorgánico fue menor bajo la cobertura agrícola, mientras en Los Pescados ésta incrementó con la conversión del bosque (Figuras 4.4 y 4.5). En Los Pescados este mecanismo podría ser suprimido debido a la mayor disponibilidad de N derivada de las prácticas de fertilización. En este sentido, han sido observadas disminuciones de la descomposición de la MOS luego de la aplicación de N (Hagedorn *et al.*, 2003; Wang *et al.*, 2004). En ambas localidades las prácticas agrícolas implican la reducción del ingreso de residuos orgánicos debido a la modificación de la productividad aérea y a que los residuos de cosecha no son incorporados al suelo (Figura 4.5 y 4.6). La disminución del  $C_o$  específico bajo las condiciones de manejo de residuos en estas localidades, sugeriría que a través de la incorporación de fertilizantes orgánicos no se mantienen los niveles ni la calidad de sustratos lábiles requeridos como fuentes de energía y nutrientes para los



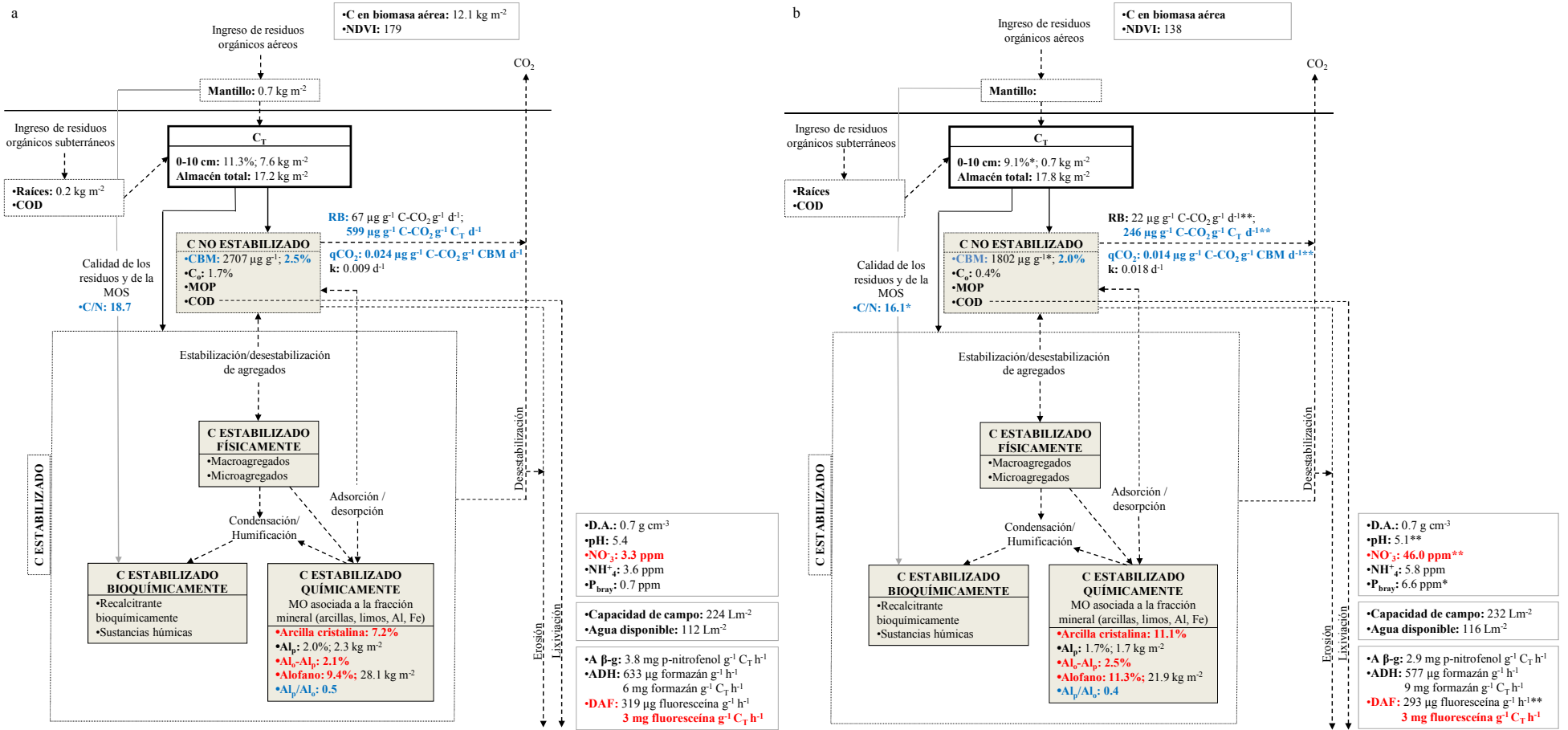
microorganismos. Estos resultados podrían indicar que a través de la desestabilización de fracciones física o químicamente protegidas de la MOS, éstas podrían estar siendo reincorporadas a la fracción del C no estabilizado y utilizarse como fuente de C y N, particularmente en El Conejo.

Cambios menos pronunciados o inclusive una ausencia de cambio en el C almacenado en Andosoles han sido observados por otros autores en respuesta al LUCC. Esta baja vulnerabilidad del C se ha relacionado con la alta concentración de materiales de bajo orden estructural. Parfitt *et al.* (1997) quienes estudiaron suelos con diferente mineralogía de arcillas (Andosoles e Inceptisoles), observaron un menor efecto de la conversión a la agricultura sobre el contenido de C en horizontes superficiales en Andosoles. Los autores sugieren que la estabilización del C debida a la presencia de alofano y ferrihidrita hace menos probable que el C en los Andosoles estudiados sea modificado por la implementación de prácticas agrícolas en comparación con el C almacenado en el Inceptisol. En este mismo sentido, Campos *et al.* (2007) no registraron modificaciones significativas del C en Andosoles cuando analizaron el efecto del LUCC en un rango altitudinal de 2000 a 3000m de la ladera oriental del Cofre de Perote. Los autores señalan la importancia de los minerales de bajo orden estructural y las bajas temperaturas como controladores de la dinámica de C en estos suelos.

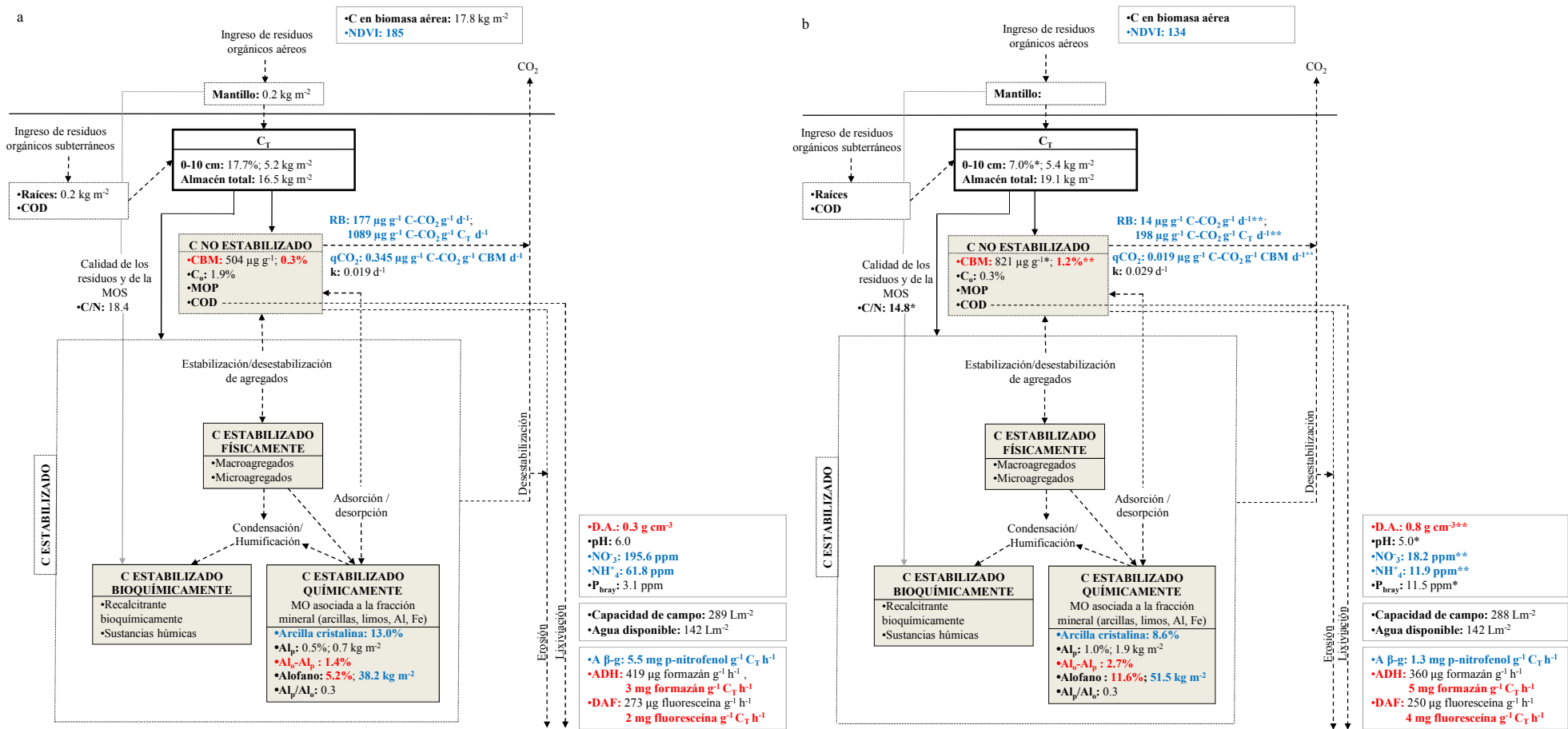
Aunque los Andosoles Silándicos ubicados en la ladera occidental baja y media del Cofre de Perote presentan una menor susceptibilidad a perder C luego de la conversión a la agricultura comparados con los Andosoles Víttricos del piedemonte, los resultados evidencian la importancia de las prácticas de manejo en el mantenimiento de los niveles de C asociados tanto a fracciones lábiles como estables. Los resultados sugieren que una baja disponibilidad de N y en general de MOS lábil, así como condiciones climáticas menos restrictivas (*e.g.* un incremento de la temperatura del suelo) debidas al uso agrícola pueden ser determinantes de una mayor pérdida de C. Estas condiciones podrían causar la disminución de fracciones de C que bajo las condiciones de cobertura originales podrían haber estado asociadas a un almacén estable de la MOS.



**Figura 4.3. Almacenes, fracciones y circulación de C en el suelo, sitio Perote.** (a) Reforestación de referencia y (b) unidad de uso/cobertura agrícola. Se muestra el C total del suelo, así como las relaciones entre el C no estabilizado y el protegido por los agregados del suelo y el estabilizado química y bioquímicamente. Dentro del C no estabilizado se presentan los datos de C asociado a la biomasa microbiana (CBM) y el C potencialmente mineralizable (C<sub>e</sub>) evaluados en la presente investigación. No se muestran datos de C estabilizado químicamente, sin embargo, se presentan propiedades mineralógicas relacionadas con esta fracción. Los valores en concentración corresponden a propiedades evaluadas de 0-10 cm de profundidad. Valores de almacenes (kg m<sup>-2</sup>) corresponden a totales a una profundidad de 150cm. Asimismo, los valores de capacidad de campo y agua disponible (L m<sup>-2</sup>) corresponden al total estimado a la profundidad mencionada. Diferencias significativas entre las unidades de uso/cobertura se indican en azul (variables positivamente relacionadas con el C<sub>T</sub>) y en rojo (variables negativamente relacionadas con el C<sub>T</sub>). La relación positiva entre el NDVI y C<sub>T</sub> se presenta únicamente en términos de concentraciones. Datos de almacenes de C en biomasa aérea, mantillo y raíces en la unidad de uso/cobertura de referencia tomados de Mendoza-Ponce y Galicia (2010). **NDVI**: Normalized differential vegetation index convertidos a una imagen de 4 bits. Los datos fueron obtenidos de una imagen Landsat ETM+ scene (path 025, row 046) adquirida el 6 de septiembre del 2000 con una resolución espacial de 30 m.  $NDVI = \frac{banda4 - banda3}{banda4 + banda3}$ ; **COD**: carbono orgánico disuelto; **MOP**: materia orgánica particulada; **RB**: respiración basal; **qCO<sub>2</sub>**: cociente metabólico; **k**: constante de mineralización; **Al<sub>p</sub>**: aluminio extractado con pirofosfato (aluminio en complejos Al-humus); **Al<sub>o</sub>**: aluminio extractado con oxalato (aluminio en minerales de bajo orden estructural y complejos Al-humus); **Al<sub>p</sub>/Al<sub>o</sub>**: fracción del Al libre total en Al-humus; **D.A.**: densidad aparente; **ADH**: actividad deshidrogenasa; **DAF**: actividad hidrolítica (prueba de hidrólisis del diacetato de fluoresceína).



**Figura 4.4. Almacenes, fracciones y circulación de C en el suelo, sitio Los Pescados.** (a) Bosque de referencia y (b) unidad de uso/cobertura agrícola. Se muestra el C total del suelo, así como las relaciones entre el C no estabilizado y el protegido por los agregados del suelo y el estabilizado química y bioquímicamente. Dentro del C no estabilizado se presentan los datos de C asociado a la biomasa microbiana (CBM) y el C potencialmente mineralizable (C<sub>e</sub>) evaluados en la presente investigación. No se muestran datos de C estabilizado químicamente, sin embargo, se presentan propiedades mineralógicas relacionadas con esta fracción. Los valores en concentración corresponden a propiedades evaluadas de 0-10 cm de profundidad. Valores de almacenes (kg m<sup>-2</sup>) corresponden a almacenes totales a una profundidad de 46cm. Asimismo, los valores de capacidad de campo y agua disponible (L m<sup>-2</sup>) corresponden al total estimado a la profundidad mencionada. Diferencias significativas entre las unidades de uso/cobertura se indican en la figura b, \* p < 0.05 y \*\* p < 0.01. Las variables relacionadas con el C<sub>T</sub> que permiten describir localmente diferencias de C<sub>T</sub> entre unidades de uso/cobertura se señalan en azul (variables positivamente relacionadas con el C<sub>T</sub>) y rojo (variables negativamente relacionadas con el C<sub>T</sub>). Datos de almacenes de C en biomasa aérea, mantillo y raíces en la unidad de uso/cobertura de referencia tomados de Mendoza-Ponce y Galicia (2010). NDVI: Normalized differential vegetation index convertidos a una imagen de 4 bits. Los datos fueron obtenidos de una imagen Landsat ETM+ scene (path 025, row 046) adquirida el 6 de septiembre del 2000 con una resolución espacial de 30 m. NDVI=(banda4-banda3)/(banda4+banda3); COD: carbono orgánico disuelto; MOP: materia orgánica particulada; RB: respiración basal; qCO<sub>2</sub>: cociente metabólico; k: constante de mineralización; Al<sub>p</sub>: aluminio extractado con pirofosfato (aluminio en complejos Al-humus); Al<sub>o</sub>: aluminio extractado con oxalato (aluminio en minerales de bajo orden estructural y complejos Al-humus); Al<sub>p</sub>/Al<sub>o</sub>: fracción del Al libre total en Al-humus; D.A.: densidad aparente; ADH: actividad deshidrogenasa; DAF: actividad hidrolítica (prueba de hidrólisis del diacetato de fluoresceína).



**Figura 4.5. Almacenes, fracciones y circulación de C en el suelo, sitio El Conejo.** (a) Bosque de referencia y (b) unidad de uso/cobertura agrícola. Se muestra el C total del suelo, así como las relaciones entre el C no estabilizado y el protegido por los agregados del suelo y el estabilizado química y bioquímicamente. Dentro del C no estabilizado se presentan los datos de C asociado a la biomasa microbiana (CBM) y el C potencialmente mineralizable (C<sub>p</sub>) evaluados en la presente investigación. No se muestran datos de C estabilizado químicamente, sin embargo, se presentan propiedades mineralógicas relacionadas con esta fracción. Los valores en concentración corresponden a propiedades evaluadas de 0-10 cm de profundidad. Valores de almacenes (kg m<sup>-2</sup>) corresponden a almacenes totales a una profundidad de 60 cm. Asimismo, los valores de capacidad de campo y agua disponible (L m<sup>-2</sup>) corresponden al total estimado a la profundidad mencionada. Diferencias significativas entre las unidades de uso/cobertura se indican en la figura b, \* p < 0.05 y \*\* p < 0.01. Las variables relacionadas con el C<sub>T</sub> que permiten describir localmente diferencias de C<sub>T</sub> entre unidades de uso/cobertura se señalan en azul (variables positivamente relacionadas con el C<sub>T</sub>) y rojo (variables negativamente relacionadas con el C<sub>T</sub>). Datos de almacenes de C en biomasa aérea, mantillo y raíces en la unidad de uso/cobertura de referencia tomados de Mendoza-Ponce y Galicia (2010). **NDVI**: Normalized differential vegetation index convertidos a una imagen de 4 bits. Los datos fueron obtenidos de una imagen Landsat ETM+ scene (path 025, row 046) adquirida el 6 de septiembre del 2000 con una resolución espacial de 30 m.  $NDVI = \frac{\text{banda4} - \text{banda3}}{\text{banda4} + \text{banda3}}$ ; **COD**: carbono orgánico disuelto; **MOP**: materia orgánica particulada; **RB**: respiración basal; **qCO<sub>2</sub>**: cociente metabólico; **k**: constante de mineralización; **Al<sub>p</sub>**: aluminio extractado con pirofosfato (aluminio en complejos Al-humus); **Al<sub>o</sub>**: aluminio extractado con oxalato (aluminio en minerales de bajo orden estructural y complejos Al-humus); **Al<sub>p</sub>/Al<sub>o</sub>**: fracción del Al libre total en Al-humus; **D.A.**: densidad aparente; **ADH**: actividad deshidrogenasa; **DAF**: actividad hidrolítica (prueba de hidrólisis del diacetato de fluoresceína).

### 4.3. CONTROLADORES DE LA ESTABILIZACIÓN Y LA DINÁMICA DEL C A ESCALAS LOCALES Y DE PAISAJE

Actualmente muchos de los problemas ambientales que deben enfrentar quienes manejan los recursos naturales (*e.g.* fragmentación de ecosistemas, contaminación de agua, suelos y aire, cambio climático global) tienen consecuencias en diferentes escalas espaciales (*i.e.* locales, regionales y globales) y temporales (*i.e.* de corto, mediano y largo plazo; Waring y Running, 1998). La comprensión de la dinámica de estos problemas y la evaluación de sus efectos, así como el planteamiento de alternativas de manejo y mitigación requiere la integración de diversas escalas. En este sentido, Gardner (1998) señala que el análisis de los procesos ecosistémicos y la predicción de cambios mediante la formulación de modelos requieren del entendimiento de la dependencia escalar de dichos procesos. Este conocimiento es fundamental para el diseño y selección de estrategias de manejo, así como para monitorear cambios y minimizar efectos no deseados (Gardner, 1998). Particularmente en el estudio de procesos biogeoquímicos, se ha planteado la importancia de llevar a cabo análisis a escala regional o de paisaje debido a que en estas escalas se presenta una importante variación de los factores biofísicos que controlan numerosos procesos ecosistémicos y además ocurren diversas perturbaciones (*e.g.* cambio de uso del suelo, deslizamientos, incendios; Burke, 2000).

Como se mencionó en capítulos anteriores, la circulación y almacenamiento de C en el suelo está determinada por la interacción de diversos controladores (*e.g.* clima, material parental, posición en el paisaje, propiedades edáficas, cobertura vegetal, uso y manejo del suelo) cuya importancia varía con la escala de análisis (Oades, 1988; Sollins *et al.* 1996; Powers y Schlesinger, 2002). Estudios a escalas regionales y de paisaje han evidenciado que la importancia de los controladores de la estabilización y de las tasas de circulación del C varía en diferentes condiciones medioambientales. Burke *et al.*, (1989) observaron a escala regional en los pastizales de las planicies centrales de los E.U.A., que el contenido de C orgánico del suelo está controlado

principalmente por la temperatura, la precipitación y la textura del suelo. En contraste, en esta misma escala, Percival *et al.* (2000), quienes estudiaron suelos de Nueva Zelanda, registraron una baja correlación entre parámetros climáticos (precipitación y temperatura) y el contenido de C en el suelo, así como entre este último y el contenido de arcilla. Los autores mencionados señalan que la formación de complejos Al-humus explica una gran cantidad de la variabilidad del contenido de C en su sistema de estudio. Por su parte, en suelos desarrollados sobre materiales volcánicos en Costa Rica, Powers y Schlesinger (2002) registraron que la altitud explica en gran parte la variabilidad del C a escala de paisaje. Sin embargo, los autores plantean que la altitud no es la causa directa de esta relación y argumentan que la variación en la textura del suelo, la mineralogía y la temperatura (variables relacionadas con la altitud) son los controladores del C en el paisaje estudiado. Torn *et al.* (1997) plantea que en escalas de paisaje y en escalas temporales largas, los mayores cambios de los almacenes y tasas de circulación del COS pueden ser debidos a la variación de fracciones estables de la materia orgánica, específicamente aquellas cuya estabilización es controlada por la fracción mineral del suelo. Más aun los autores señalan que el control que ejerce la mineralogía del suelo puede ser comparable en magnitud con la influencia atribuida al clima o la vegetación. En este contexto, a escala de paisaje los controladores subyacentes del almacenamiento y de la dinámica del C (*e.g.* clima, geomorfología, geología) determinan procesos pedogenéticos que dan lugar a la expresión de propiedades edáficas que a su vez también interactúan como controladores explicando la variabilidad del C.

Los resultados de la presente investigación evidencian que la interacción entre los controladores del C a escala de paisaje y los controladores a escala local, determina la respuesta del C del suelo al LUCC. Los controladores a escala de paisaje (*i.e.* concentración de materiales de bajo orden estructural, densidad aparente y pH) explican la mayor vulnerabilidad de los Andosoles Vitrícos del piedemonte noroccidental con respecto a los Andosoles Silándicos localizados a mayor elevación (Capítulos 2 y 3). Por otra parte, los resultados muestran la variabilidad de los controladores de la estabilización del C y de su importancia relativa con la profundidad (Capítulo

3). Específicamente, a escala de paisaje la variabilidad de la concentración del C en los horizontes A está relacionada con propiedades físico-químicas, como el cociente binario ( $Al_p/Al_o$ ), la concentración Al-humus ( $Al_p$ ), la densidad aparente y el pH como se presentó en el Capítulo 3. La formación de complejos Al-humus es el principal controlador de la estabilización de C en horizontes superficiales y su importancia disminuye con el incremento en la profundidad. En los horizontes C la concentración de minerales de bajo orden estructural como el alofano es el principal controlador de la estabilización de C (Figuras 3.4 y 4.1). Estos dos controladores interactúan con la densidad aparente y el pH en todos los horizontes, de forma que mayores densidades aparentes, así como condiciones menos ácidas determinan menores concentraciones de  $C_T$  (Figura 3.4). Por su parte en horizontes C mayores valores de la relación C/N están relacionados con mayores concentraciones de C (Figuras 3.4 y 4.1). A escala local, la variabilidad del Al asociado a complejos Al-humus es un controlador de la respuesta del  $C_T$  de horizontes superficiales al LUCC únicamente en Andosoles Vitrícos (*i.e.* piedemonte noroccidental, Perote). Por su parte la densidad aparente permite describir la variabilidad entre unidades de uso/cobertura en tres de las cuatro localidades (Perote, Aguazuelas y El Conejo), mientras el pH no relacionó con la variabilidad del  $C_T$  en ninguna de las localidades (Figuras 4.3 a 4.5).

El CBM y en general de la actividad biológica del suelo relacionan también con las concentraciones de  $C_T$  en el suelo superficial (0-10cm) a escala de paisaje (Cuadro 4.1; Figura 4.2) y la importancia local de estas relaciones varía entre los diferentes sitios (Figuras 4.3 a 4.5). La actividad hidrolítica DAF, la ADH, el CBM y el  $C_o$  específicos son mayores en suelos con menores concentraciones de  $C_T$ , mientras la actividad  $\beta$ -g y la RB absolutas, así como el  $qCO_2$  incrementan con la concentración de  $C_T$  (Cuadro 4.1 y Figura 4.2). De esta forma, la mayor concentración y almacenes de C de los Andosoles Silándicos en comparación con los Andosoles Vitrícos se explica por la mayor concentraciones de Al-humus (en horizontes superficiales), condiciones más ácidas, la menor densidad aparente, y la menor biomasa y actividad microbianas. Estas características determinan tanto la respuesta del  $C_T$  al LUCC localmente, como la potencialidad de los

controladores para ser usados como indicadores de los efectos del LUCC sobre la calidad del suelo, particularmente sobre los cambios en el C total. A escala local las propiedades que relacionan con la variabilidad del  $C_T$  difieren entre sitios. Por ejemplo, el CBM y la RB en términos específicos, así como el  $qCO_2$  no se modifican en respuesta a la conversión de áreas forestales desarrolladas sobre Andosoles Víttricos a la agricultura. Por el contrario, los resultados sugieren la potencialidad de estas variables como indicadoras de los efectos del cambio de uso en Andosoles Silándicos ubicados bajo condiciones climáticas más restrictivas para la actividad microbiana, como las presentes en la localidad El Conejo.

Estas diferencias entre los controladores de la estabilización y la dinámica del  $C_T$  señalan que los mecanismos que se ven afectados LUCC varían localmente. Por otra parte, los resultados sugieren que la actividad hidrolítica DAF específica es un buen indicador de la variabilidad del  $C_T$  tanto a escala de paisaje como a escala local y que los demás parámetros microbiológicos y propiedades físico-químicas tienen importancia a escala de paisaje y localmente bajo condiciones medioambientales específicas. La prueba de hidrólisis del DAF es un indicador la actividad microbiana de amplio espectro, debido a que el DAF puede ser hidrolizado por proteasas, lipasas y esterases (Green *et al.*, 2006). Mayores actividades hidrolíticas por unidad de C microbiano han sido observadas bajo coberturas agrícolas en relación con bajos contenidos de MOS, sugiriendo la presencia una comunidad microbiana muy activa (Nsabimana *et al.*, 2004). De esta forma el comportamiento de la hidrólisis del DAF evidencia una gran actividad microbiana en los Andosoles Víttricos del piedemonte a escala de paisaje, y el incremento de la actividad microbiana con la transformación de áreas forestales a la agricultura a escala local.



#### 4.4. ALMACENES DE C EN EL FLANCO NOROCCIDENTAL DEL COFRE DE PEROTE Y SU POTENCIAL VINCULACIÓN A ESTRATEGIAS DE CONSERVACIÓN Y SECUESTRO DE CARBONO

Para el período 1990-2006, en México las emisiones anuales de CO<sub>2</sub> relacionadas con la pérdida de biomasa y de MOS por conversión forestal, manejo forestal y abandono de tierras se estimaron en 80 millones de toneladas (INE, 2009). El protocolo de Kyoto (Artículo 3.4) permite la inclusión del C orgánico almacenado en el suelo para el cálculo de las emisiones netas de C. Sin embargo, la integración de los cambios en este almacén a las estrategias de mitigación del incremento de CO<sub>2</sub> atmosférico es aún limitada (Marland *et al.*, 2001; García-Oliva y Masera, 2004; Peltoniemi *et al.*, 2007). Ha sido reconocido que la inclusión del almacén de C del suelo a las estrategias de mitigación del incremento de CO<sub>2</sub> atmosférico requiere afrontar diversos retos como su gran variación espacial, las complejas respuestas de este almacén al LUCC y actividades de manejo, el costo de las mediciones, los requerimientos de muestreos intensivos y los largos períodos de tiempo requeridos para detectar cambios (García Oliva y Masera, 2004; Oliver *et al.*, 2004; Robertson *et al.*, 2004).

En la última década en México se han implementado, fortalecido e integrado diversos mecanismos enfocados hacia la protección de las áreas forestales. Mediante estos mecanismos se apoya la disminución de la deforestación, la conservación, el manejo forestal sustentable, la restauración de áreas degradadas y en general, la protección de bienes y servicios ambientales. Dentro de estos mecanismos y conceptos de apoyo se encuentran el Programa de Silvicultura Comunitaria, ProÁrbol, el Pago por servicios ambientales hidrológicos (PSAH), el Programa para el desarrollo de los mercados de servicios ambientales de captura de C y los derivados de la biodiversidad y para fomentar el establecimiento y mejoramiento de sistemas agroforestales (PSA-CABSA) y el pago por servicios ambientales del bosque (PSAB). Asimismo, México se prepara actualmente para su vinculación a los mecanismos de financiamiento relacionados con la reducción de las emisiones por deforestación y degradación de áreas forestales (REDD+, Reducing emissions

from deforestation and forest degradation in developing countries). Las iniciativas relacionadas con la estrategia REDD+ forman parte del Programa especial de cambio climático (PECC) 2009-2012, el cual está incorporado en una política nacional de uso del suelo dirigida hacia la mitigación del cambio climático y las estrategias de adaptación (Propuesta de Preparación para REDD+ R-PP, 2011, [www.conafor.gob.mx](http://www.conafor.gob.mx)).

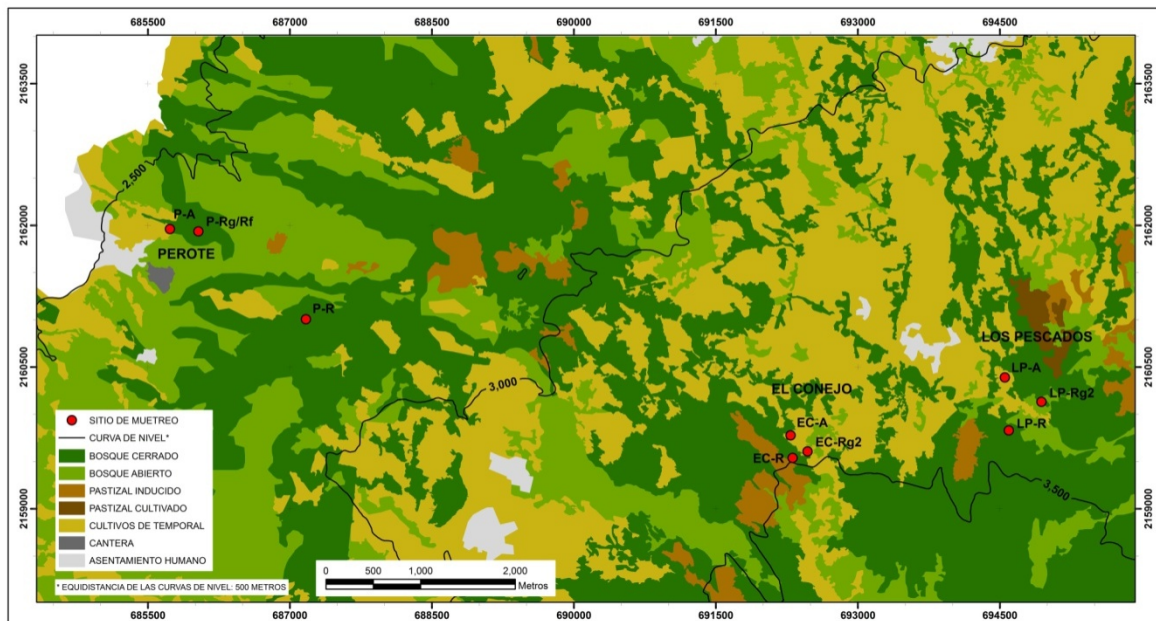
En México las modalidades de pagos por servicios ambientales incluyen en general 4 tipos de servicios: hidrológicos, conservación de la biodiversidad, sistemas agroforestales con cultivos bajo sombra y desarrollo de la idea del proyecto de secuestro de C (CONAFOR, 2009). Dentro de las actividades elegibles para la asignación de apoyos económicos a proveedores de servicios ambientales se encuentran la reforestación, el mantenimiento y protección de áreas reforestadas, la reconversión de uso del suelo agropecuario a forestal, la prevención y combate de incendios, las encaminadas a evitar el uso ilegal de los recursos, el saneamiento forestal, la exclusión parcial o total de las actividades agropecuarias o de cualquier otro tipo identificadas como agentes de perturbación y degradación de la vegetación forestal en las zonas de interés para la provisión de servicios ambientales, las dirigidas a la conservación de la vegetación forestal, el suelo y en general de la flora y fauna silvestre asociada a ésta (CONAFOR, 2011). A pesar de los retos que implica la incorporación del C del suelo en este tipo de programas, es de resaltar que dentro de este tipo de programas se incluyen específicamente como actividades elegibles la realización y mantenimiento de obras de conservación y restauración de suelos (CONAFOR, 2011). Asimismo, como componente fundamental del sistema de monitoreo de REDD+, se plantea incluir el cálculo del CO<sub>2</sub> derivado de la deforestación y de la degradación forestal, basado en el análisis del LUCC y la modificación de las reservas de C del suelo forestal. Particularmente en la propuesta para el desarrollo de la estrategia REDD+ en el país, se hace mención del C del suelo como un elemento clave para la implementación del sistema de monitoreo, reporte y verificación, y se considerara el C del suelo como el elemento de convergencia para todas las políticas públicas del campo (Propuesta de Preparación para REDD+ R-PP, 2011, [www.conafor.gob.mx](http://www.conafor.gob.mx)).

En el período comprendido entre los años 2003 y 2009 se conservaron en México 2.3 millones de hectáreas por PSA a través de ProÁrbol. Para el período 2007-2012 se estima que se habrán apoyado 2.6 millones de hectáreas (CONAFOR, 2009). Mediante la reducción significativa de la tasa nacional de degradación forestal y la implementación de REDD+ se plantea como meta estratégica la reducción de emisiones netas de CO<sub>2</sub> asociadas al LUCC y el incremento de la calidad de los acervos de carbono. A través del PECC se busca mitigar 41.8 Mt de CO<sub>2</sub>e para el 2012. Específicamente mediante la estrategia REDD+ se plantea como meta reducir la deforestación y la degradación forestal en 10,000 ha por año, mitigando 8.97 Mt de CO<sub>2</sub> (Propuesta de Preparación para REDD+ R-PP, 2011, [www.conafor.gob.mx](http://www.conafor.gob.mx)).

A continuación se presenta una estimación preliminar de los almacenes de C en el suelo y su modificación debida al LUCC para el flanco noroccidental del Cofre de Perote. Se integran además los datos de almacén de C en biomasa aérea en las áreas forestales de referencia obtenidos por Mendoza-Ponce y Galicia (2010; Figuras 4.3, 4.4 y 4.5). Teniendo en cuenta la pérdida total de biomasa aérea (Mendoza-Ponce y Galicia, 2010) y la modificación del almacén de C en el suelo observada en la presente investigación (Capítulo 3), puede estimarse que la transformación de bosques templados del piedemonte noroccidental del Cofre de Perote a uso agrícola causa una pérdida de C del sistema equivalente a 9.1 kg m<sup>-2</sup>, de la cual 3.1 kg m<sup>-2</sup> corresponden al almacén de C en el suelo, con un promedio anual de disminución de 0.06 kg m<sup>-2</sup> de este almacén. Luego de 15 años de abandono agrícola y desarrollo de una cobertura forestal se ha recuperado el 68% del C del sistema. El C en la biomasa aérea incrementa 4.1 kg m<sup>-2</sup> (Mendoza-Ponce y Galicia, 2010) y el C<sub>T</sub> del suelo incrementa 2.1 kg m<sup>-2</sup> en relación con el almacén bajo la cobertura agrícola (promedio anual de recuperación del C del suelo equivalente a 0.14 kg m<sup>-2</sup>).

Para realizar la estimación de almacenes totales de C en el flanco noroccidental del Cofre de Perote se delimitó un área de 7200 ha, la cual se subdividió en dos rangos altitudinales correspondientes al piedemonte (2500 a 3000m) y la ladera de la montaña (3000 a 3500m; Figura 4.6). Estos rangos fueron establecidos de acuerdo con características geomorfológicas, climáticas y

de suelos. La estimación se basa en el supuesto de que en el rango de menor elevación los suelos forestales dominantes corresponden a Andosoles Vitrícos y en el de mayor elevación a Andosoles Silándicos. En cada uno de estos dos rangos de altitud se analizó el LUCC para el período 1990-2003 con base en las coberturas de vegetación para estos años elaboradas por Montoya (2008). Los cálculos de los almacenes de C en el suelo se basan en los resultados presentados en el Capítulo 3.



**Figura 4.6.** *Uso de suelo del año 2003 en el flanco noroccidental del Cofre de Perote.* Se muestran los dos rangos altitudinales establecidos para la estimación del C del suelo (2500 a 3000m y 3000 a 3500m) y la ubicación de los muestreos de suelos para las localidades de Perote, Los Pescados y El Conejo (Capítulo 3). Fuente: Montoya (2008).

Durante el período 1990-2003 en el piedemonte noroccidental del Cofre de Perote (2500 a 3000 m) el principal cambio de uso/cobertura corresponde a la transformación de bosque abierto a bosque cerrado (133ha). Durante este período las áreas cultivadas no presentaron cambio en su extensión. El área con cobertura de bosques cerrados para el año 2003 en este rango altitudinal es 1374 ha, los bosques abiertos ocupan 1051 ha y la extensión de las áreas dedicadas a la agricultura es 634 ha (Figura 4.6). Bajo el supuesto de que las áreas forestales cerradas y abiertas son análogas al bosque de referencia (P-R) y a la unidad forestal de regeneración/reforestación (P-Rg/Rf) de la

localidad de Perote, respectivamente, y que dadas las características homogéneas de geomorfología y clima del piedemonte los tipos de suelo dominantes corresponden a Andosoles Víttricos y Cambisoles Háplicos, el almacén de C en los suelos forestales puede estimarse en 142,287 Mg (calculado a partir del almacén de C en P-R y P-Rg/Rf a 1.5m de profundidad; Capítulo 3). De forma similar, tomando el suelo bajo la cobertura agrícola en Perote (P-C; Cambisol Háplico) como representativo de los suelos cultivados, el almacén de C en estos suelos corresponde a 20,283 Mg (a 1.5m de profundidad). La inclusión de estas áreas agrícolas en programas de recuperación de la cubierta forestal podría generar un incremento del almacén de C en el suelo de aproximadamente 13,311 Mg en 15 años (calculado a partir de la diferencia del almacén de  $C_T$  en la unidad P-Rg/Rf y P-C a 1.5m, 210 Mg ha<sup>-1</sup>; Capítulo 3). Aunado a este incremento, la recuperación de la biomasa aérea generaría un aumento de 22,818 Mg de C (cálculo basado en el almacén de C en la biomasa aérea de la unidad P-Rg/Rf, 36 Mg ha<sup>-1</sup>; Mendoza-Ponce y Galicia, 2010). Aunque en el período de tiempo analizado para la evaluación del cambio de uso/cobertura en el noroccidente del Cofre de Perote no se observaron cambios de la superficie agrícola, la evidencia de procesos erosivos relacionados la conversión de áreas forestales a la agricultura (Capítulo 3) resalta la importancia de la implementación de estrategias de prevención de la erosión en el piedemonte noroccidental del Cofre de Perote.

De acuerdo con el incremento de la biomasa forestal proyectado por Mendoza-Ponce y Galicia (2010) para los próximos 50 años en las unidades P-R y P-Rg/Rf, se estima que el C en la biomasa aérea forestal aumentará en 408,488 Mg (168.42 Mg ha<sup>-1</sup>). Si se tiene en cuenta que el C del suelo es superior al C en la biomasa aérea en los ecosistemas terrestres y que particularmente para los bosques templados del Cofre de Perote el C en la biomasa corresponde entre el 21 y 90% del C en el suelo, una estimación conservadora del incremento del C en los suelos forestales en 50 años es 266,200 Mg (asumiendo al menos iguales cantidades de C en estos dos almacenes). Aunque estas estimaciones son preliminares debido a que se basan en muestreos no replicados, resaltan la relevancia de la vinculación de estos suelos con alta capacidad de estabilización del C a programas

de PSA. Asimismo, señalan la importancia de la toma de decisiones que contemplen la obtención de resultados a mediano y largo plazo en relación con la implementación de estrategias de mitigación de la emisión de gases con efecto invernadero. Estrategias como REDD+ son relevantes para la conservación de las áreas forestales y así la preservación tanto de los almacenes aéreos de C como los del suelo. En este sentido, se reconoce ampliamente que la reforestación y la aforestación son estrategias que presentan un gran potencial para secuestrar C, tanto en la vegetación como en el suelo. Sin embargo, la restauración de los niveles de C perdidos por deforestación puede tomar décadas. Por lo tanto se plantea que la estrategia más efectiva para reducir las pérdidas de C es a través de la deforestación evitada (Streck y Scholz, 2006).

En el rango comprendido entre los 3000 y 3500m, durante el período 1990 a 2003 no se observan cambios de uso/cobertura del suelo importantes (en todos los casos <5ha). La cobertura forestal abarca una extensión de 1407ha (26% correspondiente a bosques abiertos y 74% a bosques cerrados) y el área cultivada de 1477ha (año 2003; Figura 4.6). Para los suelos forestales de las laderas ubicadas dentro de este rango altitudinal al noroccidente del Cofre de Perote se estima un almacén de C en el suelo equivalente a 295,376 Mg (calculado a partir de la media del almacén de  $C_T$  en las unidades forestales de referencia de Los Pescados y El Conejo, 210 Mg ha para la profundidad total del perfil; Capítulo 3). Al igual que en los suelos del piedemonte, estrategias de deforestación y degradación evitadas son fundamentales para conservar los grandes almacenes de C edáfico en las laderas del Cofre de Perote. Por otra parte, de acuerdo con los resultados de la presente investigación, el cambio de uso forestal a agrícola en Andosoles Silándicos no causa una reducción de los almacenes de  $C_T$  (Capítulos 2 y 3). Ha sido sugerido que los suelos con altos contenidos de C no necesariamente presentan un alto potencial para secuestrar C (Feller *et al.*, 2001). Análisis comparativos entre Andosoles y otros tipos de suelos con menores contenidos de C, evidencian que los primeros presentan un bajo potencial de secuestro de C, el cual se ha relacionado con los altos contenidos de C (Feller *et al.*, 2001). A pesar de la ausencia de modificación de los almacenes totales de C en el suelo en respuesta a la conversión de bosques a la agricultura (Capítulo

3), se observó una reducción de la concentración de  $C_T$  en el suelo superficial (0-10cm) por este cambio de uso/cobertura en los suelos de las laderas de la montaña (Capítulo 2). Teniendo esto en cuenta, es importante la implementación de estrategias de prevención de la erosión, así como de monitoreo de los almacenes de C del suelo en áreas agrícolas, los cuales se estiman en 310,105 Mg (calculado a partir de la media del almacén de  $C_T$  en las unidades agrícolas de Los Pescados y El Conejo, 210 Mg ha<sup>-1</sup> para la profundidad total del perfil; Capítulo 3). Aunque la conversión de estas áreas agrícolas a forestales no generaría un incremento de los almacenes totales de C en el suelo, se garantizaría la protección del C en horizontes superficiales y se recuperarían aproximadamente 221,504 Mg de C en biomasa con la regeneración de la cubierta forestal (calculado a partir de la media del C en la biomasa aérea de las unidades de referencia de Los Pescados y El Conejo; 150 Mg ha<sup>-1</sup>; Mendoza-Ponce y Galicia, 2010).

La conversión de áreas agrícolas a forestales puede ser un proceso complejo en términos económicos, políticos y sociales, sin embargo, es importante señalar que en la zona noroccidental del Cofre de Perote se han desarrollado en las últimas décadas programas de reforestación de áreas previamente agrícolas y existen iniciativas de los ejidatarios encaminadas hacia este tipo de transformación (*e.g.* Ejido La Libertad, El Conejo y Los Pescados). Asimismo, el abandono de áreas agrícolas y la posterior regeneración de bosques secundarios en estas áreas es una de las principales trayectorias de la dinámica de cambio de uso del suelo en el Cofre de Perote. En este sentido, García-Romero *et al.* (2010), reportan un incremento del 18% del área cubierta por bosques secundarios durante el período 1970-2003.

## REFERENCIAS

- Broquen, P., Lobartini, J.C., Candan, F., Falbo, G., 2005. Allophane, aluminum, and organic matter accumulation across a bioclimatic sequence of volcanic ash soils of Argentina. *Geoderma* 129, 167-177.
- Burke, I.C., 2000. Landscape and regional biogeochemistry: Approaches. En: Sala, O., Jackson, R., Mooney, H., Howarth, R., (Eds.), *Methods in Ecosystem Science*. Springer Verlag, New York, pp. 277-288.
- Burke, I.C., Yonker, C.M., Parton, W.J., Cole, C.V., Schimel, D.S., Flach, K., 1989. Texture, climate, and cultivation effects on soil organic matter content in U.S. grassland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53, 800-805.

- Buurman, P., Peterse, F., Almendros Martin, G., 2007. Soil organic matter chemistry in allophanic soils: a pyrolysis-GC/MS study of a Costa Rican Andosol Catena. *Eur. J. Soil. Sci.* 58, 1330-1347.
- Campos, A., 2002. Diagnóstico de la degradación de suelos de origen volcánico, Región Cofre de Perote. Tesis de Doctorado. Colegio de Postgraduados, Instituto de Recursos Naturales, Programa de Edafología. Texcoco.
- Campos, A., Oleschko, K., Cruz Huerta, L., Etchevers, J.D., Hidalgo, C., 2001. Estimación de alofano y su relación con otros parámetros químicos en Andisoles de montaña del volcán Cofre de Perote. *Terra* 19, 105-116.
- Campos, A., Oleschko, K., Etchevers, J.D., Hidalgo, C., 2007. Exploring the effect of changes in land use on soil quality on the eastern slope of the Cofre de Perote Volcano (Mexico). *For. Ecol. Manage.* 248, 174-182.
- Carrasco-Núñez, G., Siebert, L., Díaz-Castellón, R., Vázquez-Selem, L., Capra, L., 2010. Evolution and hazards of a long-quiescent compound shield-like volcano: Cofre de Perote, Eastern Trans-Mexican Volcanic Belt. *J. Volcanol. Geoth. Res.* 197, 209-224.
- Chevallier, T., Woignier, T., Toucet, J., Blanchart, E., 2010. Organic carbon stabilization in the fractal pore structure of Andosols. *Geoderma* 159, 182-188.
- CONAFOR, 2009. Programa de Pago por Servicios Ambientales 7ª Expo Forestal, Ciudad de México. [http://www.ine.gob.mx/descargas/con\\_eco/2009\\_sem\\_ser\\_amb\\_pres\\_04\\_emartinez.pdf](http://www.ine.gob.mx/descargas/con_eco/2009_sem_ser_amb_pres_04_emartinez.pdf).
- CONAFOR, 2011. Lineamientos para promover mecanismos locales de pago por servicios ambientales a través de fondos concurrentes. [www.conafor.gob.mx](http://www.conafor.gob.mx).
- Craine, J.M., Morrow, C., Fierer, N., 2007. Microbial nitrogen limitation increases decomposition. *Ecology* 88, 2105-2113.
- Díaz-Raviña, M., Bueno, J., Gonzalez-Prieto, S.J., Carballas, T., 2005. Cultivation effects on biochemical properties, C storage and N-15 natural abundance in the 0-5 cm layer of an acidic soil from temperate humid zone. *Soil Till. Res.* 84, 216-221.
- Feller, C., Beare, M.H., 1997. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. *Geoderma* 79, 69-116.
- Feller, C., Albrecht, A., Blanchart, E., Cabidoche, Y.M., Chevallier, T., Hartmann, C., Eschenbrenner, V., Larre-Larrouy, M.C., Ndandou, J.F., 2001. Soil organic carbon sequestration in tropical areas. General considerations and analysis of some edaphic determinants for Lesser Antilles soils. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 61, 19-31.
- García-Romero, A., Montoya, Y., Ibarra, M.V., Garza, G.G., 2010. Economía y política en la evolución contemporánea de los usos del suelo y la deforestación en México: El caso del volcán Cofre de Perote. *Interciencia* 35, 321-328.
- García-Oliva, F., Maser, O.R., 2004. Assessment and measurement issues related to soil carbon sequestration in land-use, land-use change, and forestry (LULUCF) projects under the Kyoto protocol. *Climatic Change* 65, 347-364.
- Gardner, R.H., 1998. Pattern, process, and the analysis of spatial scales. En: Peterson, D.L., Parker, V.T., (Eds.), *Ecological Scale Theory and Applications*. Columbia University Press, New York, pp. 17-34.
- Goberna, M., Sanchez, J., Pascual, J.A., Garcia, C., 2006. Surface and subsurface organic carbon, microbial biomass and activity in a forest soil sequence. *Soil Biol. Biochem.* 38, 2233-2243.
- Green, V.S., Stott, D.E., Diack, M., 2006. Assay for fluorescein diacetate hydrolytic activity: Optimization for soil samples. *Soil Biol. Biochem.* 38, 693-701.
- Hagedorn, F., Spinnler, D., Siegwolf, R., 2003. Increased N deposition retards mineralization of old soil organic matter. *Soil Biol. Biochem.* 35, 1683-1692.



- Hopkins, D.W., Badalucco, L., English, L.C., Meli, S.M., Chudek, J.A., Ioppolo, A., 2006. Plant litter decomposition and microbial characteristics in volcanic soils (Mt Etna, Sicily) at different stages of development. *Biol. Fert. Soils*. 43, 461-469.
- INE, 2009. México. Cuarta Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático. Instituto Nacional de Ecología. México
- Islam, K.R., Weil, R.R., 2000. Land use effect on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh. *Agric. Ecosyst. Environ.* 79, 9-16.
- Joergensen, R.G., Scheu, S., 1999. Depth gradients of microbial and chemical properties in moder soils under beech and spruce. *Pedobiologia* 43, 134-144.
- Joergensen, R.G., Castillo, X., 2001. Interrelationships between microbial and soil properties in young volcanic ash soils of Nicaragua. *Soil Biol. Biochem.* 33, 1581-1589.
- Kelliher, F.M., Ross, D.J., Law, B.E., Baldocchi, D.D., Rodda, N.J., 2004. Limitations to carbon mineralization in litter and mineral soil of young and old ponderosa pine forests. *For. Ecol. Manage.* 191, 201-213.
- Knight, T.R., Dick, R.P., 2004. Differentiating microbial and stabilized beta-glucosidase activity relative to soil quality. *Soil Biol. Biochem.* 36, 2089-2096.
- Landgraf, D., Klose, S., 2002. Mobile and readily available C and N fractions and their relationship to microbial biomass and selected enzyme activities in a sandy soil under different management systems. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 165, 9-16.
- Marland, G., McCarl, B.A., Schneider, U., 2001. Soil carbon: policy and economics. *Climatic Change* 51, 101-117.
- Martins, P.F., Cerri, C.C., Volkoff, B., Andreux, E., Chauvel, A., 1991. Consequences of clearing and tillage of natural Amazonian ecosystem. *For. Ecol. Manage.* 38, 273-282.
- Mayer, L.M., Schick, L.L., Hardy, K.R., Wagai, R., McCarthy, J., 2004. Organic matter in small mesopores in sediments and soils. *Geochim. Cosmochim. Acta* 68, 3863-3872.
- Mendoza-Ponce, A., Galicia, L., 2010. Aboveground and belowground biomass and carbon pools in highland temperate forest landscape in Central Mexico. *Forestry* 83, 497-506.
- Montoya Resendiz, Y., 2008. Dinámica del uso del suelo y la fragmentación del bosque de pino con aile del Volcán Cofre de Perote (1970-2003). Tesis de Maestría. Posgrado en Geografía. Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Motavalli, P.P., Discekichi, H., Kuhu, J., 2000. The impact of land clearing and agricultural practices on soil organic C fractions and CO<sub>2</sub> efflux in the Northern Guam aquifer. *Agric. Ecosyst. Environ.* 79, 17-27.
- Murata, T., Nagaishi, N., Hamada, R., Tanaka, H., Sakagami, K., Kato, T., 1998. Relationship between soil neutral sugar composition and the amount of labile soil organic matter in Andisol treated with bark compost or leaf litter. *Biol. Fertil. Soils* 27, 342-348.
- Nierop, K.G.J., van Bergen, P.F., Buurman, P., van Lagen, B., 2005. NaOH and Na<sub>4</sub>P<sub>2</sub>O<sub>7</sub> extractable organic matter in two volcanic ash soils of the Azores Islands - a pyrolysis GC/MS study. *Geoderma* 127, 36-51.
- Nsabimana, D., Haynes, R.J., Wallis, F.M., 2004. Size, activity and catabolic diversity of the soil microbial biomass as affected by land use. *Appl. Soil Ecol.* 26, 81-92.
- Oades, J.M., 1988. The retention of organic matter in soils. *Biogeochemistry* 5, 35-70.
- Okore, I.K., Tijani-Eniola, H., Agboola, A.A., Aiyelari, E.A., 2007. Impact of land clearing methods and cropping systems on labile soil C and N pools in the humid zone forest of Nigeria. *Agric. Ecosyst. Environ.* 120, 250-258.
- Oliver, G.R., Beets, P.N., Garrett, L.G., Pearce, S.H., Kimberly, M.O., Ford-Robertson, J.B., Robertson, K.A., 2004. Variation in soil carbon in pine plantations and implications for monitoring soil carbon stocks in relation to land-use change and forest site management in New Zealand. *For. Ecol. Manage.* 203, 283-295.

- Parfitt, R.L., Theng, B.K.G., Whitton, J.S., Shepherd, T.G., 1997. Effects of clay minerals and land use on organic matter pools. *Geoderma* 75, 1-12.
- Peltoniemi, M., Heikkinen, J., Mäkipää, R., 2007. Stratification of regional sampling by model predicted changes of carbon stocks in forested mineral soils. *Silva Fenn.* 41, 527-539.
- Peña-Ramírez, V.M., Vázquez-Selem, L., Siebe, C., 2009. Soil organic carbon stocks and forest productivity in volcanic ash soils of different age (1835-30,500 years B.P.) in Mexico. *Geoderma* 149, 224-234.
- Percival, H.J., Parfitt, R.L., Scott, N.A., 2000. Factors controlling soil carbon levels in New Zealand grasslands: Is clay content important?. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 1623-1630.
- Powers, J.S., Schlesinger, W.H., 2002. Relationships among soil carbon distributions and biophysical factors at nested spatial scales in rain forests of northeastern Costa Rica. *Geoderma* 109, 165-190.
- Robertson, K., Loza-Balbuena, I., Ford-Robertson, J., 2004. Monitoring and economic factors affecting the economic viability of afforestation for carbon sequestration projects. *Environ. Sci. Policy* 7, 465-475.
- Rodríguez, A.R., Arbelo, C.D., Guerra, J.A., Mora, J.L., Notario, J.S., Armas, C.M., 2006. Organic carbon stocks and soil erodibility in Canary Islands Andosols. *Catena* 66, 228-235.
- Ross, D.J., Kelliher, F.M., Tate, K.R., 1999. Microbial processes in relation to carbon, nitrogen and temperature regimes in litter and a sandy mineral soil from a central Siberian *Pinus sylvestris* L. forest. *Soil Biol. Biochem.* 31, 757-767.
- Saggar, S., Tate, K.R., Feltham, C.W., Childs, C.W., Parshotam, A., 1994. Carbon turnover in a range of allophanic soils amended with <sup>14</sup>C-labeled glucose. *Soil Biol. Biochem.* 26, 1263-1271.
- Saynes Santillán, V., Gamboa Cáceres, A.M., Etchevers, J.D., Campo, J., Galicia, L., 2009. Consecuencias del manejo forestal y el cambio de uso del suelo sobre las emisiones potenciales de CO<sub>2</sub> edáfico en dos regiones de bosques templados de México. En: Campo, J., Conti, M.E., (Eds.), *Emisiones de gases con efecto invernadero en ecosistemas iberoamericanos*. Sociedad Iberoamericana de física y química ambiental, Salamanca (España), pp. 235-254.
- Sollins, P., Homann, P., Caldwell, B.A., 1996. Stabilization and destabilization of soil organic matter: Mechanisms and controls. *Geoderma* 74, 65-105.
- Streck, C., Scholz, S.M., 2006. The role of forests in global climate change: whence we come and where we go. *Int. Aff.* 82, 861-879.
- Torn, M.S., Trumbore, S.E., Chadwick, O.A., Vitousek, P.M., Hendricks, D.M., 1997. Mineral control of soil organic carbon storage and turnover. *Nature* 389, 170-173.
- Wang, W.J., Baldock, J.A., Dalala, R.C., Moody, P.W., 2004. Decomposition dynamics of plant materials in relation to nitrogen availability and biochemistry determined by NMR and wet-chemical analysis. *Soil Biol. Biochem.* 36, 2045-2058.
- Waring, R.H., Running, S.W., 1998. *Forest Ecosystems*. Academic Press, San Diego.
- Xu, X., Inubushi, K., Sakamoto, K., 2006. Effect of vegetations and temperature on microbial biomass carbon and metabolic quotients of temperate volcanic forest soils. *Geoderma* 136, 310-319.
- Xu, X., Han, L., Wang, Y., Inubushi, K., 2007. Influence of vegetation types and soil properties on microbial biomass carbon and metabolic quotients in temperate volcanic and tropical forest soils. *Soil Sci. Plant Nutr.* 53, 430-440.

## ***CONCLUSIONES***

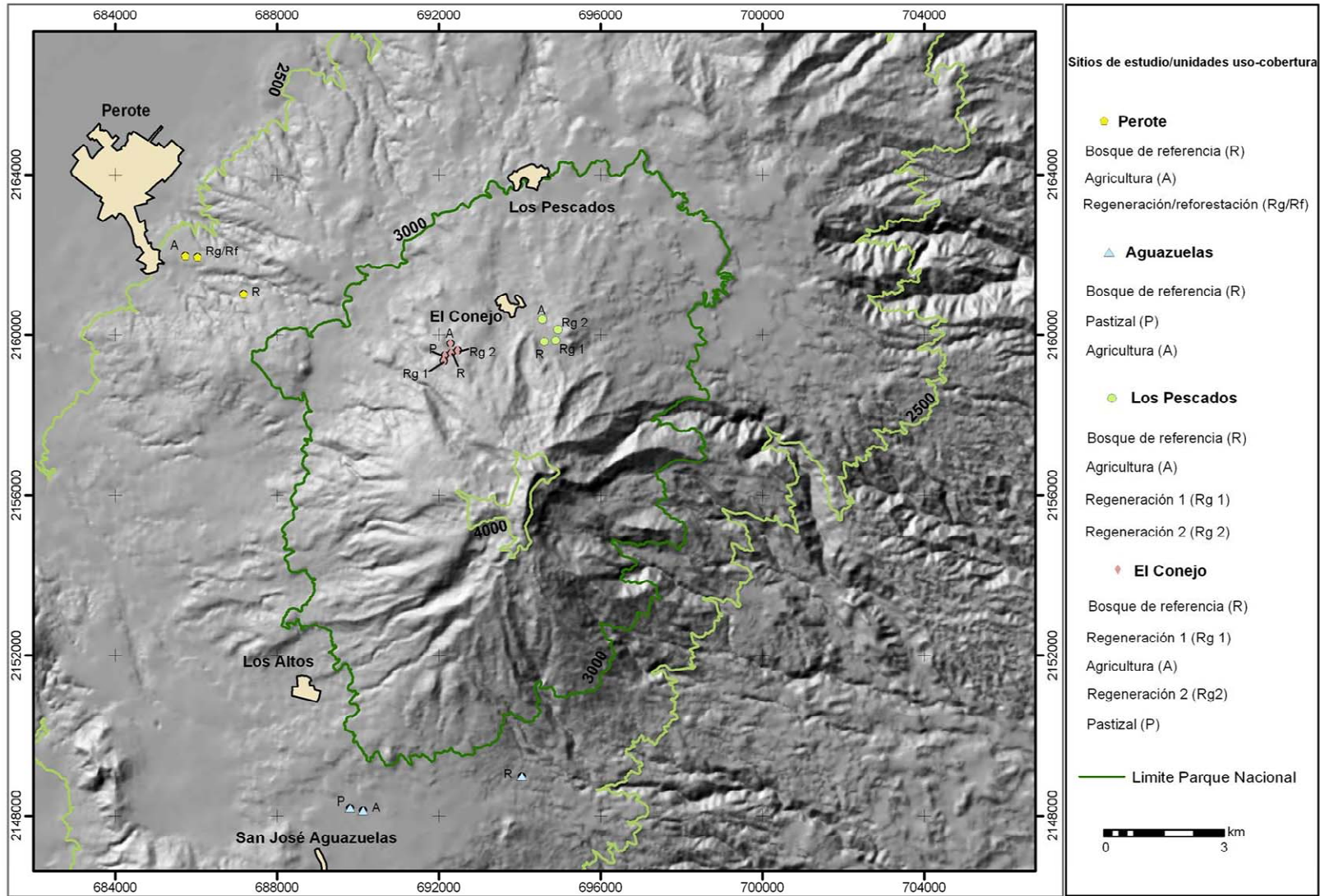
- Los controladores de la estabilización de C en los Andosoles del flanco noroccidental del Cofre de Perote varían con la profundidad. La formación de complejos Al-humus es el principal controlador de la estabilización de C en los horizontes A a escala de paisaje (*i.e.* gradiente altitudinal). Asimismo, en esta escala la densidad aparente y el pH se relacionan con la variabilidad de la concentración de  $C_T$  en horizontes superficiales. La concentración de minerales de bajo orden estructural, como el alofano, es el principal controlador de la estabilización de  $C_T$  en horizontes C.
- En los Andosoles estudiados, el C en la biomasa microbiana y la actividad microbiológica están limitados por la estabilización de C debida a la formación de complejos Al-humus y la presencia de minerales de bajo orden estructural. Además de esta restricción, en el gradiente altitudinal la temperatura y la precipitación controlan el C en la biomasa microbiana y su dinámica. El C en la biomasa microbiana, la respiración basal, la actividad deshidrogenasa y la actividad hidrolítica específicas disminuyen con la altitud y la precipitación e incrementan con la temperatura.
- La conversión de bosques templados a la agricultura causa una disminución de la concentración de C en los horizontes superficiales (0-10cm) de los Andosoles del flanco noroccidental del Cofre de Perote. Sin embargo, la magnitud de esta modificación es superior en los Andosoles Víttricos del piedemonte en comparación con los Andosoles Silándicos de la ladera. La baja vulnerabilidad del C al cambio de uso/cobertura del suelo en los Andosoles Silándicos es explicada por la estabilización de C mediante su asociación a complejos Al-humus y minerales de bajo orden estructural.
- La conversión de bosques templados a la agricultura causa una disminución del contenido de C en horizontes superficiales y del almacén total de C en el perfil en los Andosoles Víttricos.
- En los Andosoles Víttricos del piedemonte noroccidental la erosión es el principal proceso mediante el cual se ha reducido el C del suelo luego de la conversión de áreas forestales a la agricultura. Asimismo, la menor capacidad de protección del C de los horizontes B expuestos

(asociada con la disminución de arcillas cristalinas, minerales de bajo orden estructural y complejos Al-humus), el mantenimiento de niveles altos de la actividad microbiológica y la dependencia de la concentración de C de la productividad aérea, explican la pérdida de C por la conversión de las áreas forestales a la agricultura en estos suelos.

- En los Andosoles Silándicos de la ladera noroccidental del Cofre de Perote la disminución de la concentración de  $C_T$  en horizontes superficiales (0-10cm) luego de la conversión de áreas forestales a la agricultura está relacionada con la modificación de mecanismos de estabilización química del C, cambios en la biomasa microbiana y su actividad. Una baja disponibilidad de N y en general de MOS lábil debidas al uso agrícola, así como condiciones climáticas menos restrictivas también son determinantes de una mayor pérdida de C.
- El cambio de uso/cobertura del suelo en bosques templados del Cofre de Perote afecta diferencialmente la dinámica microbiana en relación con la posición en el paisaje y las propiedades del suelo. Condiciones ambientales específicas y los niveles de C en la biomasa microbiana son determinantes de la sensibilidad de la biomasa microbiana al cambio de cobertura y por lo tanto de su potencialidad como indicador de los efectos del cambio de uso del suelo. En los suelos ubicados en las laderas medias, dónde las condiciones climáticas son más limitantes para la actividad de los microorganismos, el C en la biomasa microbiana es un importante indicador de la variación en la calidad del suelo.
- La actividad hidrolítica específica (evaluada a través de la hidrólisis del diacetato de fluoresceína) es un buen indicador de la variabilidad del  $C_T$  tanto a escala de paisaje como a escala local.
- La recuperación de la cobertura forestal luego del abandono del uso agrícola favorece la formación de horizontes A y el consecuente incremento de la concentración de C en los Andosoles Vítricos del piedemonte noroccidental.

***ANEXOS***

## ANEXO 1. MAPA DE LOCALIZACIÓN DE LOS STIOS DE MUESTREO



## ANEXO 2. DESCRIPCIÓN DE PERFILES DE SUELO

### PERFIL No. 1 Perote (P-R)

#### Datos Generales

<b>Sitio:</b>	Perote, Reforestación de referencia (P-R)
<b>Clasificación del suelo:</b>	Vitric, Eutrosilic Andosol (Eutric)
<b>Fecha de descripción:</b>	marzo-08
<b>Localización:</b>	14 Q 687169 2161006
<b>Altitud:</b>	2550 msnm
<b>Pendiente:</b>	8.0
<b>Uso del suelo o vegetación:</b>	<i>Pinus patula</i> , <i>P. teocote</i> , <i>P. oaxacana</i>
<b>Temperatura:</b>	11.7 °C
<b>Precipitación:</b>	603 mm

#### Descripción del perfil

Ah <sub>1</sub> 0 - 6 cm	color 7.5 YR 2/3, textura franca, muy ligeramente alcalino (pH 7.0), estructura subangular en bloques, fina y granular, de grado moderado; pedregosidad del 1%; muchos poros intersticiales, finos, inped y exped; pocos tubulares finos, densidad aparente baja, densidad de raíces alta, límite claro y uniforme.
Ah <sub>2</sub> 6-28 cm	color 7.5 YR 2.5/2, textura franca, ligeramente ácido (pH 6.4), estructura subangular en bloques, de clase gruesa a media de grado moderado; pedregosidad del 1%; muchos poros intersticiales, finos, inped y exped, pocos tubulares finos; densidad aparente baja, densidad de raíces alta, límite claro y uniforme.
Bw <sub>1</sub> 28-54 cm	color 7.5 YR 4/4, textura franco arcillo limosa, muy ligeramente ácido (pH 6.6), estructura subangular en bloques, de clase gruesa a media de grado moderado; pedregosidad del 2%; muchos poros intersticiales, finos, inped y exped, pocos tubulares finos, densidad aparente baja, densidad de raíces alta, límite gradual y uniforme.
Bw <sub>2</sub> 54-85 cm	color 7.5 YR 4/4, textura franco arcillo limosa, muy ligeramente ácido (pH 6.6), estructura subangular en bloques de clases gruesa, media y fina, de grado moderado; pedregosidad del 1%; muchos poros intersticiales, finos inped y exped, densidad aparente baja, densidad de raíces media, límite gradual y uniforme.
Bw <sub>3</sub> 85-120 cm	color 7.5 YR 4/4, textura franca, muy ligeramente ácido (pH 6.9), estructura subangular en bloques de clases gruesa, media y fina, de grado moderado; pedregosidad del 1%; muchos poros intersticiales, finos inped y exped, densidad aparente baja, densidad de raíces media, límite gradual y uniforme.
Bw <sub>4</sub> 120-140 cm	color 10 YR 4/4, textura franca, muy ligeramente ácido (pH 6.8), estructura subangular en bloques de clases gruesa, media y fina, de grado moderado; pedregosidad del 1%; muchos poros intersticiales, finos inped y exped, densidad aparente baja, densidad de raíces muy baja, límite gradual y uniforme.
C <sub>1</sub> 140-180 cm	color 10 YR 4/4, textura franca, muy ligeramente ácido (pH 6.7); pedregosidad del 1%, densidad aparente baja, densidad de raíces nula, límite gradual y uniforme.
C <sub>2</sub> 180-200 cm	color 10 YR 4/4, textura franca, muy ligeramente ácido (pH 6.8); pedregosidad del 2%; densidad aparente baja, densidad de raíces nula, límite gradual y uniforme.



**PERFIL No. 2 Perote (P-C)****Datos Generales**

<b>Sitio:</b>	Perote, unidad agrícola (P-C)
<b>Clasificación del suelo:</b>	Haplic Cambisol (Ruptic, Tephric, eutric)
<b>Fecha de descripción:</b>	marzo-08
<b>Localización:</b>	14 Q 685732 2161961
<b>Altitud:</b>	2550 msnm
<b>Pendiente:</b>	8.0
<b>Uso del suelo o vegetación:</b>	Maíz
<b>Temperatura:</b>	11.7 °C
<b>Precipitación:</b>	603 mm

**Descripción del perfil**

Bw <sub>1</sub> 0-10 cm	color 10YR 4/3, textura franca, muy ligeramente ácido (pH 6.6), estructura subangular en bloques de clases muy gruesa a media, de grado moderado; pedregosidad del 3%; muchos poros intersticiales, finos inped y exped y pocos tubulares, densidad aparente baja, densidad de raíces alta, límite claro y uniforme.
Bw <sub>2</sub> 10-18 cm	color 10YR 4/3, textura franca, ligeramente ácido (pH 6.3), estructura subangular en bloques, de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 5%; muchos poros intersticiales, finos inped y exped y pocos tubulares, densidad aparente baja, densidad de raíces mediana, límite claro y uniforme.
Bw <sub>3</sub> 18-30 cm	color 10YR 4/3, textura franca, muy ligeramente ácido (pH 6.8), estructura subangular en bloques, de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 3%; muchos poros intersticiales, finos inped y exped y pocos tubulares, densidad aparente baja, densidad de raíces mediana, límite claro y uniforme.
Bw <sub>4</sub> 30-54 cm	color 10YR 4/3, textura franca, muy ligeramente alcalino (pH 7.2), estructura subangular en bloques, de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 3%; muchos poros intersticiales, finos inped y exped y pocos tubulares, densidad aparente baja, densidad de raíces mediana, límite claro y uniforme.
2Bw 54-100 cm	color 10YR 4/3, textura franca, muy ligeramente alcalino (pH 7.2), estructura subangular en bloques, de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 3%; muchos poros intersticiales, finos inped y exped y pocos tubulares, densidad aparente baja, densidad de raíces nula, límite claro y uniforme.
2Cw 100-127 cm	color 10YR 4/6, textura arenosa franca, muy ligeramente alcalino (pH 7.3), estructura subangular en bloques, de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 20%; muchos poros intersticiales, finos inped y exped y pocos tubulares, densidad aparente baja, densidad de raíces nula, límite claro y uniforme.
3C 100-127 cm	color 10YR 5/4, textura arenosa franca, muy ligeramente alcalino (pH 7.9), estructura subangular en bloques, de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 30%; muchos poros intersticiales, finos inped y exped y pocos tubulares, densidad aparente baja, densidad de raíces nula, límite claro y uniforme.

**PERFIL No. 3 Perote (P-Rg/Rf)****Datos Generales**

<b>Sitio:</b>	Perote, unidad de regeneración/reforestación (P-Rg/Rf)
<b>Clasificación del suelo:</b>	Haplic Cambisol (Tephric, Eutric)
<b>Fecha de descripción:</b>	marzo-08
<b>Localización:</b>	14 Q 686033 2161936
<b>Altitud:</b>	2550 msnm
<b>Pendiente:</b>	9.0
<b>Uso del suelo o vegetación:</b>	<i>Pinus patula</i> , <i>P. teocote</i> , <i>P. oaxacana</i>
<b>Temperatura:</b>	11.7 °C
<b>Precipitación:</b>	603mm

**Descripción del perfil**

Ah <sub>1</sub> 0 - 4 cm	color 10YR 3/4, textura franca, muy ligeramente ácido (pH 6.9), estructura subangular en bloques, de clase media a fina y granular, de grado moderado; pedregosidad del 5%; muchos poros intersticiales, inped y exped, pocos tubulares inped; densidad aparente baja, densidad de raíces alta, límite claro y uniforme.
Ah <sub>2</sub> 4 -15 cm	color 10YR 4/4, textura franca, muy ligeramente ácido (pH 6.9), estructura subangular en bloques, de clase media a fina y granular, de grado moderado; pedregosidad del 5%; muchos poros intersticiales, inped y exped, pocos tubulares inped; densidad aparente baja, densidad de raíces alta, límite claro y uniforme.
2Bw <sub>1</sub> 15 -59 cm	color 10YR 4/6, textura franco arcillo arenosa, muy ligeramente ácido (pH 6.9), estructura subangular en bloques, de clase gruesa a media grado moderado; pedregosidad del 3%; muchos poros intersticiales, finos inped y exped; densidad aparente baja, densidad de raíces media, límite claro y uniforme.
2Bw <sub>2</sub> 59 -91 cm	color 10YR 5/4, textura franco arcillo arenosa, moderadamente alcalino (pH 8.2), estructura subangular en bloques, de clase gruesa a media grado moderado; pedregosidad del 5%; muchos poros intersticiales, finos inped y exped; densidad aparente baja, densidad de raíces media, límite claro y uniforme.
3C 91 -130 cm	color 10YR 8/2; 10 YR 6/2, textura franco arcillo arenosa, ligeramente alcalino (pH 7.9), estructura subangular en bloques, de clase gruesa a media, de grado moderado; pedregosidad del 60%; muchos poros intersticiales, finos inped y exped; densidad aparente baja, densidad de raíces baja, límite claro y uniforme.
4C 130 -180 cm	color 10YR 8/2; 10 YR 6/2, textura franco arcillo arenosa, ligeramente alcalino (pH 7.9), estructura subangular en bloques, de clase gruesa a media de grado moderado; muchos poros intersticiales, finos inped y exped; densidad aparente baja, densidad de raíces media, límite claro y uniforme.

**PERFIL No. 4 Aguazuclas (A-R)****Datos Generales**

<b>Sitio:</b>	Aguazuclas, reforestación de referencia (A-R)
<b>Clasificación del suelo:</b>	Silandic, Umbric Andosol (Siltic, Dystric)
<b>Fecha de descripción:</b>	marzo-08
<b>Localización:</b>	14 Q 694049 2148977
<b>Altitud:</b>	2900 msnm
<b>Pendiente:</b>	16.0
<b>Uso del suelo o vegetación:</b>	<i>P. patula</i>
<b>Temperatura:</b>	10.4
<b>Precipitación:</b>	793 mm

**Descripción del perfil**

B 0 – 12/15 cm	color 7.5 YR 2.5/1, textura franca, moderadamente ácido (pH 5.4), estructura subangular en bloques, de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 0%; muchos poros intersticiales, finos, inped y exped; pocos tubulares finos inped; densidad aparente baja, densidad de raíces alta, límite claro y uniforme.
2Ah <sub>1</sub> 12/15 -20 cm	color 7.5 YR 2/1, textura franco arcillo limosa, fuertemente ácido (pH 4.6), estructura subangular en bloques, de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 0%; muchos poros intersticiales, finos, inped y exped, pocos tubulares finos inped; densidad aparente baja, densidad de raíces muy alta, límite claro y uniforme.
2Ah <sub>2</sub> 20-70 cm	color 10 YR 2/1, textura franco arcillo limosa, fuertemente ácido (pH 4.9), estructura subangular en bloques, de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 1%; muchos poros intersticiales, finos, inped y exped, pocos tubulares finos inped; densidad aparente baja, densidad de raíces alta, límite difuso y uniforme.
2Bw 70-101 cm	color 10 YR 2/1, textura franco arcillo limosa, moderadamente ácido (pH 5.8), estructura subangular en bloques, de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 1%; muchos poros intersticiales, finos, inped y exped, pocos tubulares finos inped; densidad aparente baja, densidad de raíces mediana, límite gradual y uniforme.
2C <sub>1</sub> 101-134 cm	color 7.5 YR 4/6, textura franco arcillo limosa, ligeramente ácido (pH 6.1), estructura subangular en bloques, de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 2%; muchos poros intersticiales finos comunes, tubulares finos comunes; densidad aparente baja, densidad de raíces muy baja, límite claro y uniforme.
2C <sub>2</sub> 134-162 cm	color 7.5 YR 4/4, textura franco arcillo limosa, moderadamente ácido (pH 6.0), estructura subangular en bloques, de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 2%; muchos poros intersticiales finos comunes, tubulares finos comunes; densidad aparente baja, densidad de raíces muy baja, límite claro y uniforme.
2C <sub>3</sub> 162-198 cm	color 7.5 YR 4/4, textura franco arcillo limosa, moderadamente ácido (pH 6.0), estructura subangular en bloques, de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 30%; muchos poros intersticiales finos comunes, tubulares finos comunes; densidad aparente baja, densidad de raíces muy baja, límite claro y uniforme.
2C <sub>4</sub> 198-226 cm	color 7.5 YR 4/4, textura franca a franco arcillo limosa, moderadamente ácido (pH 6.0), estructura subangular en bloques, de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 50%; muchos poros intersticiales finos comunes, tubulares finos comunes; densidad aparente baja, densidad de raíces muy baja, límite claro y uniforme.

**PERFIL No. 5 Aguazuelas (A-G)****Datos Generales**

<b>Sitio:</b>	Aguazuelas, pastizal (A-G)
<b>Clasificación del suelo:</b>	Silandic, Umbric Andosol (Siltic, Dystric)
<b>Fecha de descripción:</b>	marzo-08
<b>Localización:</b>	14 Q 689807 2148195
<b>Altitud:</b>	2900 msnm
<b>Pendiente:</b>	4.0
<b>Uso del suelo o vegetación:</b>	<i>Calamagrostis toluensis</i> , <i>C. schiedeana</i> , <i>Festuca toluensis</i> , <i>F. amplissima</i> y <i>F. livida</i>
<b>Temperatura:</b>	10.4
<b>Precipitación:</b>	793 mm

**Descripción del perfil**

Ah <sub>1</sub> 0 - 4 cm	color 10 YR 2/1, textura franca, moderadamente ácido (pH 5.5), estructura subangular en bloques, de clase media a fina y granular, de grado moderado; pedregosidad del 1%; muchos poros intersticiales, finos, inped, pocos tubulares; densidad aparente baja, densidad de raíces alta, límite claro y uniforme.
Ah <sub>2</sub> 4 - 3 4 cm	color 10 YR 2/1, textura franca, moderadamente ácido (pH 5.5), estructura subangular en bloques, de clase media a fina y granular, de grado moderado; pedregosidad del 1%; muchos poros intersticiales, finos, inped, pocos tubulares; densidad aparente baja, densidad de raíces alta, límite claro y uniforme.
Bw 34 - 62/74 cm	color 10 YR 4/3, textura franco arcillo limosa, ligeramente ácido (pH 6.4), estructura subangular en bloques, de clase gruesa a media grado moderado; pedregosidad del 3%; muchos poros intersticiales, finos, inped, pocos tubulares; densidad aparente baja, densidad de raíces alta, límite claro y uniforme.
2C <sub>1</sub> 62/74 - 110 cm	color 10 YR 4/4, textura franco arcillosa, ligeramente ácido (pH 6.2), estructura subangular en bloques, de clase gruesa a media grado moderado; pedregosidad del 50%; muchos poros intersticiales, finos, inped, pocos tubulares; densidad aparente baja, densidad de raíces media, límite claro y uniforme.
2C <sub>2</sub> 110-133 cm	color 10 YR 5/4, textura franco arcillosa, ligeramente ácido (pH 6.2), estructura subangular en bloques, de clase gruesa a media grado moderado; pedregosidad del 50%; muchos poros intersticiales, finos, inped, pocos tubulares; densidad aparente baja, densidad de raíces baja, límite claro y uniforme.

**PERFIL No. 6 Aguazuelas (A-C)****Datos Generales**

<b>Sitio:</b>	Aguazuelas, unidad agrícola (A-C)
<b>Clasificación del suelo:</b>	Silandic, Umbric Andosol (Dystric)
<b>Fecha de descripción:</b>	marzo-08
<b>Localización:</b>	14 Q 690132 2148134
<b>Altitud:</b>	2900 msnm
<b>Pendiente:</b>	4.0
<b>Uso del suelo o vegetación:</b>	Papa
<b>Temperatura:</b>	10.4
<b>Precipitación:</b>	793 mm

**Descripción del perfil**

Ap <sub>1</sub> 0 - 8 cm	color 7.5 YR 2.5/1, textura franca a franco limosa fina, moderadamente ácido (pH 5.2), estructura subangular en bloques, de clase media a fina y granular, de grado moderado; pedregosidad del 2%; muchos poros intersticiales, finos, inped y exped, pocos tubulares; densidad aparente baja, densidad de raíces muy alta, límite claro y uniforme.
Ap <sub>2</sub> 8-17 cm	color 7.5 YR 2.5/1, textura franca a franco limosa fina, fuertemente ácido (pH 5.0), estructura subangular en bloques, de clase media a fina y granular, de grado moderado; pedregosidad del 2%; muchos poros intersticiales, finos, inped y exped, pocos tubulares; densidad aparente baja, densidad de raíces muy alta, límite claro y uniforme.
Ah 17-51 cm	color 7.5 YR 3/1, textura franca a franco limosa fina, moderadamente ácido (pH 5.4), estructura subangular en bloques, de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 2%; muchos poros intersticiales, finos, inped y exped, pocos tubulares finos; densidad aparente baja, densidad de raíces alta, límite gradual y uniforme.
Bw <sub>1</sub> 51-93 cm	color 7.5 YR 4/2, textura franco arcillo limosa, moderadamente ácido (pH 5.6), estructura subangular en bloques, de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 2%; muchos poros intersticiales, finos, inped y exped, pocos tubulares finos; densidad aparente baja, densidad de raíces media, límite gradual y uniforme.
Bw <sub>2</sub> 93-126 cm	color 7.5 YR 3/2, textura franco arcillo limosa, moderadamente ácido (pH 6.0), estructura subangular en bloques, de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 4%; muchos poros intersticiales, finos, inped y exped, pocos poros tubulares finos; densidad aparente baja, densidad de raíces baja, límite claro y uniforme.
C <sub>1</sub> 126-180 cm	color 7.5 YR 4/4, textura franca, ligeramente ácido (pH 6.0), estructura subangular en bloques, de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 4%; muchos tubulares, medianos e intersticiales; densidad aparente baja, densidad de raíces muy baja, límite claro y uniforme.
C <sub>2</sub> 180-210 cm	color 7.5 YR 5/6, textura franco arcillo limosa, ligeramente ácido (pH 6.2), estructura subangular en bloques, de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 4%; muchos tubulares, medianos e intersticiales; densidad aparente baja, densidad de raíces nula, límite claro y uniforme.

**PERFIL No. 7 Los Pescados (LP-R)****Datos Generales**

<b>Sitio:</b>	Los Pescados, bosque de referencia (LP-R)
<b>Clasificación del suelo:</b>	Silandic, Umbric Andosol (Dystric)
<b>Fecha de descripción:</b>	marzo-08
<b>Localización:</b>	14 Q 694595 2159829
<b>Altitud:</b>	3350 msnm
<b>Pendiente:</b>	12.0
<b>Uso del suelo o vegetación:</b>	<i>P. montezumae</i> , <i>A. religiosa</i>
<b>Temperatura:</b>	8.4
<b>Precipitación:</b>	1079 mm

**Descripción del perfil**

Ah <sub>1</sub> 0 - 5 cm	color 10 YR 2/1, textura franco limosa fina, fuertemente ácido (pH 4.8), estructura subangular en bloques, de clase fina a gruesa de grado moderado; pedregosidad del 1%; muchos poros, muy finos y finos, intersticiales, inped; densidad aparente baja, densidad de raíces alta, límite claro y uniforme.
Ah <sub>2</sub> 5-21.5/25 cm	color 10 YR 2/1, textura franca, moderadamente ácido (pH 5.3), estructura subangular en bloques, de clases gruesa, media y fina, de grado moderado; pedregosidad del 3%; muchos poros, muy finos y finos, intersticiales, inped; densidad aparente baja, densidad de raíces alta, límite gradual y uniforme.
Bw <sub>1</sub> 21.5/25-49 cm	color 10 YR 2/2, textura franca, moderadamente ácido (pH 5.7), estructura subangular en bloques, de clases gruesa, media y fina, de grado moderado; pedregosidad del 10%; muchos poros, muy finos y finos, intersticiales, inped; densidad aparente baja, densidad de raíces alta, límite gradual y uniforme.
Bw <sub>2</sub> 49-70 cm	color 2.5 YR 3/2, textura franca, moderadamente ácido (pH 5.7), estructura subangular en bloques, de clases gruesa, media y fina, de grado moderado; pedregosidad del 20%; muchos poros, muy finos y finos, intersticiales, inped; densidad aparente baja, densidad de raíces alta, límite gradual y uniforme.

**PERFIL No. 8 Los Pescados (LP-C)****Datos Generales**

<b>Sitio:</b>	Los Pescados, unidad agrícola (LP-C)
<b>Clasificación del suelo:</b>	Silandic, Umbric Andosol (Dystric)
<b>Fecha de descripción:</b>	marzo-08
<b>Localización:</b>	14 Q 694553 2160390
<b>Altitud:</b>	3350 msnm
<b>Pendiente:</b>	9.0
<b>Uso del suelo o vegetación:</b>	Papa
<b>Temperatura:</b>	8.4
<b>Precipitación:</b>	1079 mm

**Descripción del perfil**

Ap 0 - 10 cm	color 7.5 YR 2.5/1, textura franca, moderadamente ácido (pH 5.1), estructura subangular en bloques, de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 5%; muchos poros, finos, intersticiales, inped y exped, pocos tubulares, finos; densidad aparente baja, densidad de raíces muy abundantes, límite claro y uniforme.
Ah 10-23 cm	color 10 YR 2/1, textura franca, fuertemente ácido (pH 4.9), estructura subangular en bloques, de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 5%; muchos poros, finos, intersticiales, inped y exped, pocos tubulares, finos inped; densidad aparente baja, densidad de raíces muy abundantes, límite gradual y uniforme.
AB 23-40 cm	color 10 YR 2/1, textura franca, moderadamente ácido (pH 5.3), estructura subangular en bloques, de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 5%; muchos poros, finos, intersticiales, inped y exped, pocos tubulares, finos inped; densidad aparente baja, densidad de raíces muy abundantes, límite claro y uniforme.

Bw 40-44/48 cm color 10 YR 3/2, textura franca, moderadamente ácido (pH 5.6), estructura subangular en bloques, de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 10%; muchos poros, finos, intersticiales, inped y exped; densidad aparente baja, densidad de raíces muy abundantes, límite claro y uniforme.

### PERFIL No. 9 Los Pescados (LP-Rg1)

#### Datos Generales

**Sitio:** Los Pescados, regeneración 1 (LP-Rg1)  
**Clasificación del suelo:** Silandic, Umbric Andosol (Dystric)  
**Fecha de descripción:** marzo-08  
**Localización:** 14 Q 694881 2159858  
**Altitud:** 3350 msnm  
**Pendiente:** 10.0  
**Uso del suelo o vegetación:** *Baccharis conferta*  
**Temperatura:** 8.4  
**Precipitación:** 1079 mm

#### Descripción del perfil

Ah<sub>1</sub> 0 - 6 cm color 10 YR 2/1, textura franco limosa fina, moderadamente ácido (pH 5.5), estructura subangular en bloques, de clase muy fina a fina de grado moderado; pedregosidad del 1%; muchos poros, finos, intersticiales, inped y exped, pocos tubulares; densidad aparente baja, densidad de raíces muy alta, límite claro y uniforme.

Ah<sub>2</sub> 6-17 cm color 10 YR 2/1, textura franco limosa fina, moderadamente ácido (pH 5.2), estructura subangular en bloques, de clase muy fina a fina de grado moderado; pedregosidad del 1%; muchos poros, finos, intersticiales, inped y exped, pocos tubulares; densidad aparente baja, densidad de raíces muy alta, límite claro y uniforme.

AB 17-40/50 cm color 10 YR 3/1, textura franca, moderadamente ácido (pH 5.6), estructura subangular en bloques, de clase muy fina a fina de grado moderado; pedregosidad del 1%; muchos poros, finos, intersticiales, inped y exped; densidad aparente baja, densidad de raíces alta, límite difuso e irregular.

2Bw 40/50-70cm color 10 YR 3/2, textura franca, moderadamente ácido (pH 5.8), estructura subangular en bloques, de clase muy fina a fina de grado moderado; pedregosidad del 10%; muchos poros, finos, intersticiales, inped y exped; densidad aparente baja, densidad de raíces alta, límite claro y uniforme.

### PERFIL No. 10 Los Pescados LP-Rg2

#### Datos Generales

**Sitio:** Los Pescados, regeneración 2 (LP-Rg2)  
**Clasificación del suelo:** Silandic, Umbric Andosol (Dystric)  
**Fecha de descripción:** marzo-08  
**Localización:** 14 Q 694940 2160132  
**Altitud:** 3350 msnm  
**Pendiente:** 10.0  
**Uso del suelo o vegetación:** *P. montezumae, A. religiosa*  
**Temperatura:** 8.4  
**Precipitación:** 1079 mm

**Descripción del perfil**

Ah <sub>1</sub> 0 - 11 cm	color 10 YR 2/1, textura franca a franco limosa fina, moderadamente ácido (pH 5.1), estructura subangular en bloques, de clase muy fina a fina de grado moderado; pedregosidad del 3%; muchos poros, finos, intersticiales, inped y exped, pocos tubulares, finos inped; densidad aparente baja, densidad de raíces alta, límite claro y uniforme.
Ah <sub>2</sub> 11-24 cm	color 10 YR 2/1, textura franca a franco limosa fina, moderadamente ácido (pH 5.1), estructura subangular en bloques, de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 3%; muchos poros, finos, intersticiales, inped y exped, pocos tubulares, finos inped; densidad aparente baja, densidad de raíces alta, límite claro y uniforme.
2Ah 24-34/44 cm	color 10 YR 2/1, textura franca a franco limosa fina, moderadamente ácido (pH 5.5), estructura subangular en bloques, de clase media a fina de grado moderado a fuerte; pedregosidad del 3%; muchos poros, finos, intersticiales, inped y exped; densidad aparente baja, densidad de raíces alta, límite claro e irregular.
2AB 34/44-63 cm	color 10 YR 3/2, textura franca, moderadamente ácido (pH 5.6), estructura subangular en bloques, de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 7%; muchos poros, finos, intersticiales, inped y exped; densidad aparente baja, densidad de raíces alta, límite gradual y uniforme.
2Bw 63-85 cm	color 10 YR 3/2, textura franca, ligeramente ácido (pH 6.1), estructura subangular en bloques, de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 10%; muchos poros, finos, intersticiales, inped y exped; densidad aparente baja, densidad de raíces alta, límite claro y uniforme.

**PERFIL No. 11 El Conejo (EC-R)****Datos Generales**

<b>Sitio:</b>	El Conejo, bosque de referencia (EC-R)
<b>Clasificación del suelo:</b>	Silandic Andosol
<b>Fecha de descripción:</b>	marzo-08
<b>Localización:</b>	14 Q 692311 2159538
<b>Altitud:</b>	3500 msnm
<b>Pendiente:</b>	22.0
<b>Uso del suelo o vegetación:</b>	<i>A. religiosa</i>
<b>Temperatura:</b>	7.7
<b>Precipitación:</b>	1175 mm

**Descripción del perfil**

Ah <sub>1</sub> 0 - 7 cm	color 10 YR 2/1, textura franca, moderadamente ácido (pH 5.7), estructura subangular en bloques, de clase fina a muy fina de grado moderado a débil; pedregosidad del 3%; muchos poros, finos, intersticiales, inped y exped, pocos tubulares; densidad aparente baja, densidad de raíces alta, límite claro y uniforme.
Ah <sub>2</sub> 7-20 cm	color 10 YR 2/2, textura franca, ligeramente ácido (pH 6.1), estructura subangular en bloques, de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 3%; muchos poros, finos, intersticiales, inped y exped, pocos tubulares; densidad aparente baja, densidad de raíces alta, límite claro y uniforme.



Ah <sub>3</sub> 20-46 cm	color 10 YR 3/2, textura franca, ligeramente ácido (pH 6.3), estructura subangular en bloques, de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 3%; muchos poros, finos, intersticiales, inped y exped, pocos tubulares; densidad aparente baja, densidad de raíces alta, límite claro y uniforme.
Bw <sub>1</sub> 46-74 cm	color 10 YR 3/3, textura franca, ligeramente ácido (pH 6.4), estructura subangular en bloques, de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 5%; muchos poros, finos, intersticiales, inped y exped; densidad aparente baja, densidad de raíces media, límite claro y uniforme.
Bw <sub>2</sub> 74-95 cm	color 10 YR 4/4, textura franca, ligeramente ácido (pH 6.2), estructura subangular en bloques, de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 6%; muchos poros, finos, intersticiales, inped y exped; densidad aparente baja, densidad de raíces media, límite claro y uniforme.

## PERFIL No. 12 El Conejo (EC-Rg1)

### Datos Generales

<b>Sitio:</b>	El Conejo, regeneración 1 (EC-Rg1)
<b>Clasificación del suelo:</b>	Silandic, Umbric Andosol (Dystric)
<b>Fecha de descripción:</b>	marzo-08
<b>Localización:</b>	14 Q 692126 2159338
<b>Altitud:</b>	3500 msnm
<b>Pendiente:</b>	16.0
<b>Uso del suelo o vegetación:</b>	<i>P. montezumae</i> , <i>A. religiosa</i>
<b>Temperatura:</b>	7.7
<b>Precipitación:</b>	1175 mm

### Descripción del perfil

Ah 0 - 6 cm	color 10 YR 2/1, textura franco limosa fina, moderadamente ácido (pH 5.2), estructura subangular en bloques, de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 5%; muchos poros, finos, intersticiales, inped, tubulares; densidad aparente baja, densidad de raíces alta, límite claro y uniforme.
Bw <sub>1</sub> 6-27 cm	color 10 YR 2/2, textura franca, moderadamente ácido (pH 5.3), estructura subangular en bloques, de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 5%; muchos poros, finos, intersticiales, inped, tubulares; densidad aparente baja, densidad de raíces alta, límite claro y uniforme.
Bw <sub>2</sub> 27-40 cm	color 10 YR 3/3, textura franca, moderadamente ácido (pH 5.8), estructura subangular en bloques, de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 10%; muchos poros, finos, intersticiales, inped; densidad aparente baja, densidad de raíces alta, límite claro y uniforme.
2Bw 40-60 cm	color 10 YR 4/4, textura franca a franco arcillo limosa, moderadamente ácido (pH 5.9), estructura subangular en bloques, de clase gruesa a fina, de grado moderado; pedregosidad del 10%; muchos poros, finos, intersticiales, inped; densidad aparente baja, densidad de raíces alta, límite claro y uniforme.

**PERFIL No. 13 El Conejo (EC-C)****Datos Generales**

<b>Sitio:</b>	El Conejo, unidad agrícola (EC-C)
<b>Clasificación del suelo:</b>	Silandic, Umbric Andosol (Dystric)
<b>Fecha de descripción:</b>	marzo-08
<b>Localización:</b>	14 Q 692290 2159777
<b>Altitud:</b>	3500 msnm
<b>Pendiente:</b>	8.0
<b>Uso del suelo o vegetación:</b>	Papa
<b>Temperatura:</b>	7.7
<b>Precipitación:</b>	1175 mm

**Descripción del perfil**

Ap <sub>1</sub> 0 - 6 cm	color 7.5 YR 2.5/1, textura franca, moderadamente ácido (pH 5.4), estructura subangular en bloques, media a fina y granular fina de grado moderado; pedregosidad del 3%; muchos poros, intersticiales, finos exped; densidad aparente baja, densidad de raíces muy alta, límite claro y uniforme.
Ap <sub>2</sub> 6-10 cm	color 7.5 YR 3/1, textura franca, moderadamente ácido (pH 5.4), estructura subangular en bloques, media a fina y granular fina de grado moderado; pedregosidad del 3%; muchos poros, intersticiales, finos exped; densidad aparente baja, densidad de raíces muy alta, límite claro y uniforme.
Ah 10-23/25 cm	color 7.5 YR 3/1, textura franca, moderadamente ácido (pH 5.7), estructura subangular en bloques, de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 2%; muchos poros, intersticiales, finos, inped, pocos tubulares inped; densidad aparente baja, densidad de raíces muy alta, límite claro y uniforme.
2Ah 23/25 -36/40 cm	color 7.5 YR 3/1, textura franca, moderadamente ácido (pH 5.5), estructura angular en bloques y subangular en bloques de grado moderado; pedregosidad del 2%; pocos poros intersticiales, finos, inped, pocos tubulares inped; densidad aparente baja, densidad de raíces baja, límite claro y uniforme.
3AB 36/40-65/70 cm	color 7.5 YR 4/4, textura franca, moderadamente ácido (pH 5.7), estructura subangular en bloques, de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 4%; muchos poros intersticiales, inped y exped; densidad aparente baja, densidad de raíces mediana, límite gradual y uniforme.
3Cw <sub>1</sub> 65/70-102 cm	color 7.5 YR 4/6, textura franca a franco arcillo limosa, ligeramente ácido (pH 6.0), estructura subangular en bloques, de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 2%; muchos poros intersticiales, inped y exped; densidad aparente baja, densidad de raíces baja, límite gradual y uniforme.
3Cw <sub>2</sub> 102-123 cm	color 7.5 YR 5/8, textura franca a franco arcillo limosa, moderadamente ácido (pH 5.8), estructura subangular en bloques, de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 1%; muchos poros intersticiales, inped y exped; densidad aparente baja, densidad de raíces baja, límite gradual y uniforme.

**PERFIL No. 14 El Conejo (EC-Rg2)****Datos Generales**

<b>Sítio:</b>	El Conejo, regeneración 2 (EC-Rg2)
<b>Clasificación del suelo:</b>	Silandic, Umbric Andosol (Dystric)
<b>Fecha de descripción:</b>	marzo-08
<b>Localización:</b>	14 Q 692469 2159606
<b>Altitud:</b>	3500 msnm
<b>Pendiente:</b>	8.0
<b>Uso del suelo o vegetación:</b>	<i>Senecio</i> sp., <i>Lupinus montanus</i>
<b>Temperatura:</b>	7.7
<b>Precipitación:</b>	1175 mm

**Descripción del perfil**

Ap <sub>1</sub> 0 – 7.5 cm	color 10 YR 3/2, textura franca, moderadamente ácido (pH 5.1), estructura granular fina y subangular en bloques de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 7%; muchos poros, intersticiales, exped; densidad aparente baja, densidad de raíces muy alta, límite claro y uniforme.
Ap <sub>2</sub> 7.5-11 cm	color 10 YR 3/2, textura franca, fuertemente ácido (pH 4.9), estructura granular fina y subangular en bloques de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 5%; muchos poros, intersticiales, exped; densidad aparente baja, densidad de raíces muy alta, límite claro y uniforme.
Ah 11-24/26 cm	color 10 YR 3/2, textura franca, fuertemente ácido (pH 4.9), estructura subangular en bloques, de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 2%; muchos poros, intersticiales, finos, inped; pocos tubulares inped, densidad aparente baja, densidad de raíces alta, límite claro y uniforme.
AB 24/26 -52/58 cm	color 10 YR 4/2, textura franca, moderadamente ácido (pH 5.19), estructura subangular en bloques, de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 2%; muchos poros, intersticiales, finos, inped, pocos tubulares inped; densidad aparente baja, densidad de raíces media, límite gradual y uniforme.
Bw <sub>1</sub> 52/58 -88 cm	color 10 YR 4/3, textura franca a franco arcillo limosa, moderadamente ácido (pH 5.6), estructura subangular en bloques, de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 1%; muchos poros, intersticiales, inped; densidad aparente baja, densidad de raíces media, límite gradual y uniforme.
Bw <sub>2</sub> 88 -103 cm	color 10 YR 4/3, textura franca a franco arcillo limosa, moderadamente ácido (pH 5.8), estructura subangular en bloques, de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 3%; muchos poros, intersticiales, inped; densidad aparente baja, densidad de raíces baja, límite gradual y uniforme.
2Bw <sub>1</sub> 103-140 cm	color 10 YR 4/3, textura franca a franco arcillo limosa, moderadamente ácido (pH 6.0), estructura subangular en bloques, de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 7%; muchos poros, intersticiales, inped; densidad aparente baja, densidad de raíces muy baja, límite gradual y uniforme.

2Bw<sub>2</sub> 140-160 cm color 10 YR 4/4, textura franca a franco arcillo limosa, ligeramente ácido (pH 6.1), estructura subangular en bloques, de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 30 %; muchos poros, intersticiales, inped; densidad aparente baja, densidad de raíces muy baja, límite gradual y uniforme.

## PERFIL No. 15 El Conejo (EC-G)

### Datos Generales

<b>Sitio:</b>	El Conejo, pastizal (EC-G)
<b>Clasificación del suelo:</b>	Silandic, Umbric Andosol (Dystric)
<b>Fecha de descripción:</b>	marzo-08
<b>Localización:</b>	14 Q 692150 2159480
<b>Altitud:</b>	3500 msnm
<b>Pendiente:</b>	6.0
<b>Uso del suelo o vegetación:</b>	<i>Calamagrostis tolucensis</i> , <i>C. schiedeana</i> , <i>Festuca tolucensis</i> , <i>F. amplissima</i> y <i>F. livida</i>
<b>Temperatura:</b>	7.7
<b>Precipitación:</b>	1175 mm

### Descripción del perfil

Ap <sub>1</sub> 0 - 3 cm	color 10 YR 2/1, textura franca, moderadamente ácido (pH 5.5), estructura subangular en bloques, fina y granular de grado moderado; pedregosidad del 5%; muchos poros, finos, intersticiales, inped y exped; densidad aparente baja, densidad de raíces muy alta, límite claro y uniforme.
Ap <sub>2</sub> 3-10 cm	color 10 YR 2/1, textura franca, moderadamente ácido (pH 5.2), estructura subangular en bloques, fina y granular y grado moderado; pedregosidad del 5%; muchos poros, finos, intersticiales, inped y exped; densidad aparente baja, densidad de raíces muy alta, límite claro y uniforme.
AB <sub>1</sub> 10-34/37 cm	color 10 YR 3/1, textura franca, moderadamente ácido (pH 5.4), estructura subangular en bloques, de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 3%; muchos poros, finos, intersticiales, inped; densidad aparente baja, densidad de raíces alta, límite gradual y ondulado.
AB <sub>2</sub> 34/37-58/62 cm	color 10 YR 3/2, textura franca, moderadamente ácido (pH 5.6), estructura subangular en bloques, de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 3%; muchos poros, finos, intersticiales, inped; densidad aparente baja, densidad de raíces media, límite claro y uniforme.
Bw <sub>1</sub> 58/62 - 81 cm	color 10 YR 4/3, textura franca a franco arcillo limosa, moderadamente ácido (pH 6.0), estructura subangular en bloques, de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 3%; muchos poros, finos, intersticiales, inped; densidad aparente baja, densidad de raíces media, límite claro y uniforme.
Bw <sub>2</sub> 81-100 cm	color 10 YR 4/4, textura franca a franco arcillo limosa, moderadamente ácido (pH 6.0), estructura subangular en bloques, de clase media a fina de grado moderado; pedregosidad del 10%; muchos poros, finos, intersticiales, inped; densidad aparente baja, densidad de raíces media, límite claro y uniforme.

### ANEXO 3 PROPIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS Y MICROBIOLÓGICAS DEL SUELO (0-10cm), SITIO AGUAZUELAS

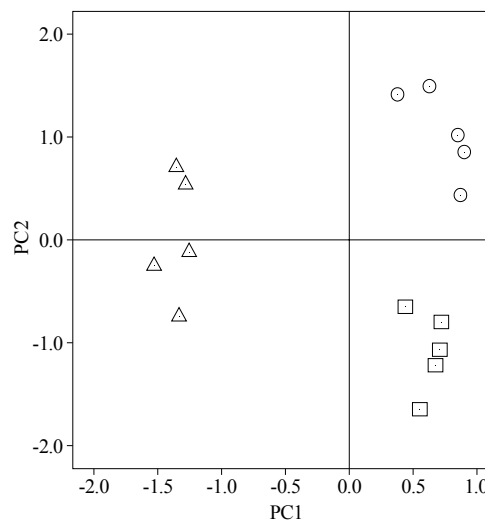
	A-R	A-G	A-C
<b>Propiedades físico-químicas</b>			
Arena (%)	36,52	42,12	38,20
Limo (%)	52,90	45,36	46,21
Arcilla cristalina (%)	10,58	12,52	15,59
Densidad aparente (g cm <sup>-3</sup> )	0,47 ± 0,02	0,54 ± 0,08	0,61 ± 0,01
pH (H <sub>2</sub> O)	5,31 ± 0,04	5,77 ± 0,04	5,15 ± 0,04
K <sup>+</sup> (cmoles+ kg <sup>-1</sup> )	0,30 ± 0,03	0,42 ± 0,05	0,28 ± 0,02
Ca <sup>2+</sup> (cmoles+ kg <sup>-1</sup> )	3,10 ± 0,81	3,84 ± 0,23	2,33 ± 0,07
Mg <sup>2+</sup> (cmoles+ kg <sup>-1</sup> )	0,27 ± 0,03	0,55 ± 0,02	0,24 ± 0,02
Na <sup>+</sup> (cmoles+ kg <sup>-1</sup> )	0,04 ± 0,01	0,03 ± 0,02	0,02 ± 0,01
C <sub>T</sub> (g kg <sup>-1</sup> )	147,38 ± 2,77	97,32 ± 1,73	95,10 ± 1,79
(kg m <sup>-2</sup> )	6,89 ± 0,21	5,21 ± 0,44	5,83 ± 0,16
N <sub>T</sub> (g kg <sup>-1</sup> )	8,86 ± 0,11	5,94 ± 0,12	5,84 ± 0,05
C/N	16,63 ± 0,21	16,39 ± 0,10	16,28 ± 0,24
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N (ppm)	1,63 ± 0,82	5,98 ± 5,18	23,13 ± 7,96
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N (ppm)	1,19 ± 1,18	2,00 ± 1,61	2,72 ± 2,44
P <sub>Bray</sub> (ppm)	0,01 ± 0,00	0,01 ± 0,00	0,49 ± 0,31
<b>Biomasa y actividad microbiana</b>			
CBM (μg g <sup>-1</sup> )	932,15 ± 281,47	425,60 ± 59,68	340,04 ± 92,98
(% C <sub>T</sub> )	0,64 ± 0,21	0,43 ± 0,05	0,36 ± 0,10
RB (μg C-CO <sub>2</sub> g <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	26,06 ± 1,26	16,11 ± 2,17	14,06 ± 1,83
(μg C-CO <sub>2</sub> g <sup>-1</sup> C <sub>T</sub> d <sup>-1</sup> )	176,79 ± 8,02	164,53 ± 19,95	148,69 ± 20,48
qCO <sub>2</sub> (μg C-CO <sub>2</sub> μg <sup>-1</sup> CBM d <sup>-1</sup> )	0,04 ± 0,01	0,04 ± 0,00	0,06 ± 0,02
β-g (μg p-nitrofenol g <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> )	105,16 ± 69,37	58,11 ± 16,38	51,93 ± 18,79
(mg p-nitrofenol g <sup>-1</sup> C <sub>T</sub> h <sup>-1</sup> )	0,70 ± 0,25	0,59 ± 0,09	0,54 ± 0,10
ADH (μg formazan g <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> )	603,33 ± 118,37	702,22 ± 34,01	490,00 ± 25,89
DAF (μg fluoresceína g <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> )	292,59 ± 3,23	289,63 ± 1,96	265,93 ± 3,23

**Cuadro A 3.1.** Propiedades físico-químicas y microbiológicas del suelo (0-10cm), sitio Aguazuelas. Los métodos utilizados para estas determinaciones se describen en el Capítulo 2. A-R: Reforestación de Referencia, A-G: Pastizal y A-C: unidad agrícola.

Los valores corresponden a medias ± E.E. N=3 para la densidad aparente y N=5 para las demás variables.

**Cuadro A 3.2.** Análisis de componentes principales, pesos de las variables

Variable		PC1	PC2	PC3
C <sub>T</sub>	(g kg <sup>-1</sup> )	-0,98	0,02	0,08
N <sub>T</sub>	(g kg <sup>-1</sup> )	-0,99	0,04	-0,01
C/N		-0,36	-0,13	0,78
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	(ppm)	0,45	-0,44	-0,60
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	(ppm)	0,20	-0,25	-0,46
P <sub>Bray</sub>	(ppm)	0,24	-0,52	0,23
Bases intercambiables	(cmol+ kg <sup>-1</sup> )	0,08	0,78	-0,02
pH (H <sub>2</sub> O)		0,30	0,91	0,08
Densidad aparente	(g cm <sup>-3</sup> )	0,66	-0,49	-0,12
Arena	(%)	0,75	0,60	0,16
Arcilla	(%)	0,76	-0,56	-0,10
CBM	(% C <sub>T</sub> )	-0,62	0,38	-0,48
RB	(μg C-CO <sub>2</sub> g <sup>-1</sup> C <sub>T</sub> d <sup>-1</sup> )	-0,31	0,44	-0,12
qCO <sub>2</sub>	(μg C-CO <sub>2</sub> μg <sup>-1</sup> CBM d <sup>-1</sup> )	0,37	-0,39	0,62
β-g	(mg p-nitrofenol g <sup>-1</sup> C <sub>T</sub> h <sup>-1</sup> )	-0,26	-0,03	0,33
ADH	(mg formazan g <sup>-1</sup> C <sub>T</sub> h <sup>-1</sup> )	0,73	0,56	0,07
DAF	(mg fluoresceína g <sup>-1</sup> C <sub>T</sub> h <sup>-1</sup> )	0,98	0,16	-0,03
Al <sub>p</sub> /Al <sub>o</sub>		0,97	0,19	0,08
Al <sub>o</sub> -Al <sub>p</sub>	(%)	-0,99	-0,08	-0,05
Alofano	(%)	-0,99	-0,04	-0,04
Varianza	(%)	45,59	18,80	10,30
Varianza acumulada	(%)	45,59	64,40	74,69



**Figura A 3.1.** Componente principal 1 vs. Componente principal 2 (0-10cm), sitio Aguazuelas. Los símbolos representan las unidades de uso/cobertura del suelo: Reforestación de referencia (Δ); pastizal (○) y unidad agrícola (◻). Ver explicación del análisis en la sección 3.1.4 del Capítulo 3.