

MATERIA ORGÁNICA EDÁFICA Y CAPTURA DE CARBONO EN SISTEMAS IBEROAMERICANOS

RED POCAIBA

**RED IBEROAMERICANA DE FÍSICA Y
QUÍMICA AMBIENTAL (RiFyQA)**

Editores:

Materia orgánica de suelos y sedimentos:
M. BELÉN TURRIÓN NIEVES y FELIPE GARCÍA OLIVA

Residuos sólidos orgánicos:
GERARDO C. DÍAZ TRUJILLO y ENGRACIA MADEJÓN RODRÍGUEZ

Cuantificación y Captura de Carbono:
FELIPE GARCÍA OLIVA y M. BELÉN TURRIÓN NIEVES

SiFyQA, Salamanca (2011)

IMAGEN DE PORTADA:

Vertisol de Entre Ríos (R. Argentina) degradado por el cultivo continuado de soja. Autor: Juan F. GALLARDO (C.S.I.C., Salamanca, España).

FOTOGRAFÍAS DE CONTRAPORTADA:

Vistas de agricultura con labranza reducida de conservación (rotación maíz-fríjol) del campo experimental de la Universidad Autónoma de Chapingo (Texcoco, Méjico). Autor: Joel PEREZ NIETO (Univ. Autónoma de Chapingo).

FOTOGRAFÍAS DE SOLAPAS:

- *Andosol* policíclico localizado en los Andes del Comahue (Argentina) parcialmente oculto por obras de protección vial, cercano a la frontera con Chile. Autor: Juan F. GALLARDO (C.S.I.C., Salamanca, España).
- Enterramiento de basuras de una gran ciudad andina (Ecuador). Autor: Juan F. GALLARDO (C.S.I.C., Salamanca, España).

COMENTARIOS (Juan F. GALLARDO LANCHO, SiFyQA):

Ciertos suelos poseen vocación forestal o silvopastoril por sus limitaciones físicas o fisicoquímicas, aunque incluso pueden ser potencialmente fértiles bioquímicamente por contener usualmente altos contenidos de materia orgánica edáfica (MOS).

Entre ellos se encuentran los *Vertisoles* (suelos ricos en arcillas de tipo expandibles, por lo son clásicas sus contracciones e hinchamientos que se evidencian con la aparición de grandes grietas); potencialmente ese exceso de arcilla reactiva protege gran parte de los residuos orgánicos (RO) que caen sobre el suelo o se introducen entre las grietas; los árboles de raíces potentes y profundas pueden adaptarse perfectamente a este tipo de suelos. Pero en muchos países como Argentina la expansión de la frontera agrícola ha desmantelado por completo la cubierta arbórea (en la fotografía de la portada se ven manchas forestales residuales al fondo), abandonándose su previo uso forestal-ganadero, siendo cultivados con cereales o leguminosas con alta demanda (en este caso soja). Las menores entradas de RO ocasiona que los *Vertisoles* vayan perdiendo MOS por mineralización incentivada que no es compensada por suficientes aportes de RO, con lo cual la densidad aparente edáfica se incrementa y, como resultado, comienzan a degradarse; es lo que se puede observar en la fotografía de la portada. Su recuperación se basa en nuevos aportes de RO, teniendo entonces alta potencialidad de capturar C; es de reconocer que su recuperación silvopastoril se hace ya difícil por el crecimiento lento de los árboles leguminosos autóctonos.

Otros suelos de vocación forestal son los *Andosoles* (suelos negros con altos contenidos de MOS sobre cenizas volcánicas en ambientes húmedos); cuando estos suelos se encuentran cerca de volcanes activos son frecuentes las series de suelos y capas de cenizas donde éstas entierran a los otros (como puede observarse en la primera fotografía de solapas). La deforestación y/o, simplemente, la apertura de caminos rompen el frágil equilibrio de estos suelos, siendo fácilmente erosionados (nótese el fuerte muro de protección que se está realizando para evitarlo), formándose frecuentes cárcavas que suelen terminar en algún nivel de tobas endurecidas (*tepetates*, *talpetates* o *trumaos*) que afloran en superficie y dan lugar a típicos paisajes de malpaíses desgraciadamente abundantes en todo el dorsal andino y el cinturón volcánico mejicano. A veces es frecuente la milpa (maíz-fríjol) o la siembra de papas (patatas) como agricultura de sobrevivencia (en zonas andinas y de fuertes pendientes), ocasionando intensa pérdida de suelo a un ritmo acelerado; como consecuencia suelos con gran potencial de capturar C desaparecen a fuerte ritmo a lo largo de todo el cordón andino y Sierras Madres mejicanas.

Una alternativa que se busca para frenar la pérdida de MOS es la aplicación de la labranza reducida o de conservación (que se basa en no labrar el suelo y dejar una parte significativa del rastrojo, con o sin rotaciones con leguminosas), adaptándose bastante bien a este manejo la agricultura extensiva bajo clima continental, coadyuvado con una generosa aplicación de herbicidas; en otras situaciones edafoclimáticas su aplicación encuentra limitaciones intrínsecas (a veces texturales) o sociales (minifundios). Las fotografías de contracubierta muestra este tipo de manejo agronómico que se basa en crear artificialmente un "seudo-mantillo" protector de suelo. Pero hay que advertir que gran parte del flujo original del C al suelo se detiene por una más lenta mineralización del rastrojo, lo que pudiera ocasionar que si el suelo gana contenido de MOS pueda deberse a la aparición de cierta anaerobiosis dentro del mismo (que se debe controlar si no desea que aparezca el pernicioso Mn^{2+} en el agrosistema), más que a las limitadas entradas de RO al suelo.

La fotografía de la segunda solapa muestra una acción cotidiana (generalmente fuera de la vista de las grandes ciudades que la originan) consustancial a los núcleos urbanos; esto es, la ocultación de basuras o residuos sólidos urbanos (RSU). El incremento de niveles de vida (añadida y agravado por el aumento de la población urbana) ocasiona que la cantidad de RSU depositados en basureros sea cada vez mayor, lo cual resulta ser un gran quebradero de cabeza de los gestores de las grandes ciudades. Una de las soluciones más idóneas sería separar en origen todo lo posiblemente reciclable (metal, vidrio, papel, cartón, etc.). También los residuos sólidos orgánicos urbanos (RSO) se consideran reutilizables, con lo cual la cantidad residual de RSU a enterrar resultaría significativamente mucho menor. El problema surge cuando se busca dónde colocar ese RSO, pues aunque se composte (con lo que se suele disminuir a la mitad el volumen inicial de los RSO por la emisión de CO_2) igualmente se acumulan diariamente magnitudes apabullantes y poco agradables visualmente. El único medio suficientemente extenso como para poder colocar y absorber dicho subproducto urbano orgánico llamado *compost* o *composta* es el medio rural y de ahí que se le intente proporcionar calidad suficiente para que el agricultor lo acepte como un bien por el cual incluso esté dispuesto a pagar. De ahí la necesaria colaboración entre ambos mundos; por una parte el mundo urbano debe ofrecer un producto orgánico (composta) de calidad asegurada y contrastada (con etiqueta normalizada y certificada), mientras que por otra el mundo rural (o sea, el agricultor) debe aplicarlo sin desconfianza en la seguridad que su tierra va a verse mejorada con esas entradas orgánicas extras (en forma de compostas), que van a repercutir positivamente tanto en la mejora de las condiciones físicas y fisicoquímicas edáficas, como contribuyendo a la deseada captura de C.

Juan F. GALLARDO LANCHO (Coord.)

MATERIA ORGÁNICA EDÁFICA Y CAPTURA DE CARBONO EN SISTEMAS IBEROAMERICANOS

RED POCAIBA

**Red Iberoamericana
de Física y Química Ambiental**

<www.sifyqa.org.es>

Editores de este volumen:

Materia orgánica de suelos y sedimentos:
M. BELÉN TURRIÓN NIEVES y FELIPE GARCÍA OLIVA

Residuos sólidos orgánicos:
GERARDO C. DÍAZ TRUJILLO y ENGRACIA MADEJÓN RODRÍGUEZ

Cuantificación y Captura de Carbono:
FELIPE GARCÍA OLIVA y M. BELÉN TURRIÓN NIEVES

**SOCIEDAD IBEROAMERICANA DE FÍSICA Y QUÍMICA AMBIENTAL
SALAMANCA (ESPAÑA)**

COORDINADOR DE LA OBRA

Juan F. GALLARDO LANCHO (Presidente SiFyQA).

EDITORES

Felipe GARCÍA OLIVA y M. Belén TURRIÓN NIEVES

Residuos Sólidos Orgánicos: Gerardo C. DÍAZ TRUJILLO y Engracia MADEJÓN

REVISORES

Han revisado los artículos de este volumen los Drs. Pablo G. ACEÑOLAZA, Elías AFIF, Francisco BEDMAR, Julio CAMPO ALVES, Marta Elvira CONTI, Juan CORNEJO, M. J. DÍAZ BLANCO, Gustavo César DÍAZ TRUJILLO, José Antonio EGIDO RODRÍGUEZ, Jorge D. ETCHEVERS BARRA, Juan Fernando GALLARDO, Leopoldo GALICIA, Felipe GARCÍA OLIVA, Jesús David GÓMEZ DÍAZ, M. Isabel GONZÁLEZ HERNÁNDEZ, Claudia I. HIDALGO, Emeterio IGLESIAS JIMÉNEZ, Raimundo JIMÉNEZ BALLESTA, Ben de JONG, Domingo LOPES, Yuri LOPES ZINN, Engracia MADEJÓN, A. Afonso MARTINS, W. José de MELO, Jorge MARCHOVECCHIO, Agustín MERINO GARCÍA, M. A. MONEDERO, Noé Manuel MONTAÑO, Rafael MULAS, José Manuel MURILLO, Ana Luisa PIRES, Yareni PERRONI, Carlos RAD MORADILLO, Francisco J. REY, M. H. RIBEIRO, Pere ROVIRA, P. SOLER ROVIRA y M. Belén TURRIÓN NIEVES.

Esta Obra es producto de la Red POCAIBA integrada dentro de la Red RiFyQA (Red Iberoamericana de Física y Química Ambiental) y del apoyo del Ministerio de Ciencia e Innovación.

© SiFyQA <www.sifyqa.org.es>

RESERVADOS TODOS LOS DERECHOS.

PROHIBIDA LA REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL DE ESTA OBRA POR CUALQUIER PROCEDIMIENTO, INCLUIDA LA FOTOCOPIA, SIN PERMISO ESCRITO DEL EDITOR.

I.S.B.N.: 978-84-937437-2-7

Depósito legal: S. 287-2011

GRÁFICAS CERVANTES, S.A.

Ronda de Sancti-Spíritus, 9-11

37001 Salamanca (España)

Impreso en España

Printed in Spain

BREVES *Curricula* DE AUTORES Y EDITORES

Ángel ALBARRÁN

Ingeniero agrónomo, Univ. de Castilla-La Mancha; Dr. por la Univ. de Extremadura (UEX, España). Actualmente Prof. Titular de Universidad, Escuela de Ingenierías Agrarias, Univ. de Extremadura; imparte docencia de Edafología, Fitotecnia y Genética en diversos cursos y *Master* Universitarios (nacionales e internacionales) y de Investigación (M.U.I.). Su actividad investigadora se centra en tres líneas principales: a) Evolución de herbicidas aplicados a suelos agrícolas; b) Reutilización agronómica de residuos orgánicos procedentes de industrias agrícolas y su compostaje; y c) Evaluación de parámetros físicos, fisicoquímicos y biológicos en sistemas de mínimo laboreo y agricultura de conservación y siembra directa. Ha participado en 17 proyectos de investigación financiados. Ha publicado 10 artículos en revistas internacionales (referenciadas *I.S.I.*), 7 artículos en revistas no *I.S.I.* Ha presentado más de 48 trabajos en Congresos nacionales e internacionales; y 26 capítulos de libros; ha dirigido una Tesis Doctoral, tres Proyectos Fin de Carrera de Ingenieros Agrónomos y otras tres tesinas de Licenciatura. Ha realizado estancias en el IRNASE-C.S.I.C. (Sevilla, España) y en el Instituto Politécnico de Portalegre (Elvas, Portugal). Dirección postal: Área de Producción Vegetal, E.I.A., Universidad de Extremadura, Ctra. de Cáceres. Badajoz 0671 (España). FAX: +34.924286201. Correo electrónico: <angliso@unex.es>

Hernán Patricio APEZTEGUÍA

Prof. Asociado, Facultad de CC. Agropecuarias, Univ. Nacional de Córdoba (Argentina). Ingeniero Agrónomo (1975) especialista en Fotointerpretación (1980); Dr. en CC. Agropecuarias (2005). Estancia en el *Joint Global Change Research Institute*, Maryland (USA, 2001). Investigador principal del Proyecto “Bases ambientales para el ordenamiento territorial del espacio rural de la provincia de Córdoba”. Director del proyecto “Estudios de erosión hídrica y prácticas de control en una subcuenca de la cuenca Rafael García-Lozada”. Co-director del proyecto “Sostenibilidad del monocultivo de soja en la región centro-norte de la provincia de Córdoba”. Dirección postal: Facultad de CC. Agropecuarias, U.N.C. Cc. 509, Córdoba 5000 (Argentina). Tel.: +54.351.4334105 (int. 308). Correo electrónico: <hapezte@agro.unc.edu.ar>

Omar Antonio BACHMEIER

Ingeniero Agrónomo y Dr. en CC. Químicas. Prf. Asociado de Edafología, Facultad de CC. Agropecuarias, Univ. Nacional de Córdoba (R. Argentina). Dirección Postal: U.N.C., Av. Valparaíso s/n, Ciudad Universitaria, Córdoba 5000 (Argentina). Tel.: +54.35.14334105. Correo electrónico: <obachmei@agro.unc.edu.ar>.

Aurelio BÁEZ PÉREZ

Investigador Titular, Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Campo Experimental del Bajío (Méjico). Ingeniero agrícola, especialidad en Agrosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México. Estudios de postgrado

en Edafología, Colegio de Postgraduados (Montecillo, Méjico). Dirección actual: I.N.I.F.A.P., km. 6,5 carretera Celaya-San Miguel de Allende, colonia Roque. Celaya 38110 (Guanajuato, Méjico). Telef.: +52.461.6115323 (ext. 310). Correo electrónico: <pbaz@colpos.mx> y <baez.aurelio@inifap.gob.mx>.

Plínio BARBOSA DE CAMARGO

Graduação na Esalq/U.S.P. (1984), mestrado e doutorado em Ciências (Energia Nuclear na Agricultura) pelo C.E.N.A./U.S.P. (Brasil) em 1990 e 1997, respectivamente. Atualmente é Prof. Dr. da Universidade de São Paulo (Brasil). Atua nas áreas de Funcionamento de Ecossistemas Tropicais (especialmente Amazônia e Mata Atlântica), Solos Tropicais Naturais e Alterados, Ciclos Biogeoquímicos (especialmente do C, N, O e H), Bacias Hidrográficas e Aplicações de Isótopos Estáveis e Radioativos em Estudos Ambientais e de Agroecossistemas. Credenciado nos cursos de pós-graduação do C. E.N.A. (Química no Ambiente e Agricultura) e Interunidades C.E.N.A. e E.S.A.L.Q. (Ecologia Aplicada). Endereço postal: Laboratório de Ecologia Isotópica, C.E.N.A., U.S.P., Avenida Centenário, 303. Bairro São Dimas, Piracicaba CEP 13.416-000 (S. P., Brasil). Correo eletrônico: <pcamargo@cena.usp.br>.

Martha BARGIELA

Lda. en Química, Univ. de Buenos Aires. *Magister* de la Univ. de Buenos Aires en Ciencia del Suelo (Argentina). Master en EIA- IIE (España) y D.E.A. en Recursos Vegetales y Edáficos Univ. de Vigo (España). Profa. Adjunta de Química Analítica de la Facultad de Agronomía, Univ. de Buenos Aires. Participa en cursos de grado de las carreras de Agronomía y la Licenciatura en CC. Ambientales, así como en cursos de postgrado relacionados con la temática ambiental. Docente investigadora en proyectos relacionados con la dinámica y biodisponibilidad de contaminantes en sistemas fluviales y en suelos para establecer pautas de remediación. Su tema de investigación es la caracterización de la materia orgánica en sistemas contaminados y su relación con la dinámica de contaminantes. Ha participado en proyectos internacionales sobre evaluación de degradación de tierras. Ha publicado numerosos trabajos científicos en revistas internacionales, en libros y Congresos. Ha participado como expositora y panelista invitada en Jornadas congresos y seminarios. Ha formado parte de comités editoriales para la publicación de libros, y de comités evaluadores de trabajos a Congresos. Miembro del Banco de Evaluadores del CyTED (Argentina). Dirección postal: Avda. San Martín 4453. Buenos Aires 1417 (R. Argentina). Teléfono: +54.11.45248085. FAX: +54.11.45248085. Correo electrónico: <bargiela@agro.uba.ar>

Felipe BRAVO OVIEDO

Catedrático de Planificación Forestal y de Evaluación y Modelización Forestal y Director del Instituto de Gestión Forestal Sostenible (Univ. de Valladolid e I.N.I.A., España), E.T.S.I.I.A.A., Campus de Palencia, Univ. de Valladolid. Ingeniero de Montes, Univ. de Lleida (1995) y Dr. Univ. de Valladolid (1999). Coordinador del programa oficial de *Master* y doctorado en Conservación y Uso Sostenible de Sistemas Forestales.

Codirige el curso sobre Gestión Forestal Sostenible (AECID-CIFOR-INIA). Dirección Postal: Avda. Madrid, 44, Palencia 34071 (España). Tél.: +34.979108424; FAX: +34.979108440. Página WEB: <www.research4forestry.eu>. Correo electrónico: <fbravo@pvs.uva.es>.

Dámaso CABRERA

Ldo. CC. Ambientales, Univ. de Extremadura (España, 2003), Licenciado con Grado (2007) y Diploma de Estudios Avanzados (2008). Actualmente es Técnico de Apoyo a la Investigación del Grupo de Gestión, Conservación y Recuperación de Suelos, Aguas y Sedimentos, Universidad de Extremadura. Investiga en las líneas: a) reutilización de residuos agro-industriales; b) movilidad plaguicidas y biodisponibilidad de contaminantes; y c) prevención de la contaminación de suelos y aguas por agroquímicos. Ha participado en tres proyectos de investigación financiados. Ha publicado 4 artículos en revistas con índice de impacto. Ha presentado más de 20 trabajos en congresos nacionales e internacionales. Ha sido becario de investigación coordinando un proyecto educativo en las aulas de enseñanza "Ecocentros". Ha realizado estancias en el Instituto de Regulación y Automatización (I.R.A.) de Arlés (Francia). Dirección postal: Área de Edafología y Q.A., Universidad de Extremadura, Avda. de Elvas, s/n. Badajoz 06071 (España). FAX: +34.924286201.

Georg CADISCH

Académico del *Institute of Plant Production and Agroecology Tropics and Subtropics, University of Hohenheim, Stuttgart* (Alemania). Agrónomo (1984), *Faculty of Agriculture ETHZ, Zurich* (Suiza); Dr. (1990), *Crop Science Department, Faculty of Agriculture ETHZ, Zurich* (Suiza). Área de estudios: Fertilidad de suelos e interacciones simbióticas plantas-microbios, dinámica de C y N en sistemas agroforestales tropicales. Prof. del *Imperial College of Science, Technology and Medicine, University of London, Wye College* (1993-2002). Autor, editor y revisor en publicaciones especializadas de prestigio internacional, consultor en diversas organizaciones internacionales. Dirección postal: *Institute of Plant Production and Agroecology in the Tropics and Subtropics, University of Hohenheim, Stuttgart* 70593 (Alemania). Tel.: +49.711.45922438; FAX: +49.711.45922304. Correo electrónico: <georg.cadisch@uni-hohenheim.de>

Marta Elvira CONTI

Profa. Titular del Departamento de Recursos Naturales y Ambiente, Universidad de Buenos Aires. Investigador Científico, Clase Investigador Principal-CONICET (Argentina). Creadora y Coordinadora Ejecutiva del programa Ciencias del Suelo de la Escuela Para Graduados Alberto Soriano de la F.A.-U.B.A., (Programa categorizado A por la CONEAU). Profa. del Programa CC. del Suelo de la Escuela para Graduados Alberto Soriano de la U.B.A. Formadora de recursos humanos: ha dirigido 10 becarios nacionales e internacionales, 12 maestrías y 3 doctorados. Evaluadora del Comité Nacional de Categorización del Consejo Interuniversitario Nacional. Evaluadora de proyectos y trabajos de investigación nacionales e internacionales. Editora de la revista *Ciencia del Suelo* hasta Diciembre 2007. Directora del Programa Internacional

de Centros de Posgrados Asociados, Ministerio de Educación (Argentina) /CAPES (Brasil). Profa. invitada de la Universidad Federal Rural de Río de Janeiro. Premio “Dr. Antonio Pires” versión 1999 de la Academia Nacional de Agronomía. Editora del libro “Emisiones de gases con efecto invernadero en Iberoamérica”. Dirección postal: F.A.U.B.A., Edafología, Avda. S. Martín 4453. Buenos Aires 1417 (R. Argentina). Tel.: +54.11.45248057. FAX: +54.11.45221687. Correo electrónico: <conti@agro.uba.ar>

Luc DENDOOVEN

Dr. y profesor-investigador del Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional (CINVESTAV, Méjico). Experiencia en Ecología del suelo, con énfasis en las dinámicas de C y N. Dirección postal: CINVESTAV, Depto. Biotechnology & Biogineering, Avda. I.P.N. 2508, Méjico D.F. 07360 (Méjico). Tel.: +52.55.5747.3319. Correo electrónico: <dendooven@me.com>.

Gerardo César DÍAZ TRUJILLO

Prf. de la Facultad de CC. Químicas e Ingeniería (desde 1983), área de Química Analítica e Investigación en Desarrollo de Materiales (U.N.C.S., Méjico). Dr. por la Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Madrid (España). Miembro del Sistema Nacional de Investigadores Nivel 1 con Perfil PROMEP. Líder del Cuerpo Académico de Química Aplicada. Desarrolla la línea de investigación “Uso de residuos industriales de composición inorgánica en sistemas vítreos y cerámicos” incluido en el Grupo de Materiales del Programa Iberoamericano para el Desarrollo de Iberoamérica (CYTED). Con proyectos regionales y nacionales sobre caracterización en material particulado atmosférico suspendido en la atmósfera. Colabora con el SEMARNAT, I.N.E. y Dirección de Ecología de los gobiernos de Baja California y del Distrito Federal de Méjico; y a nivel internacional con el *California Air Resours Board* (U.S.A.). Ha dictado conferencias y presentado trabajos en diferentes países americanos, europeos, africanos y asiáticos. Ha publicado y presentado de 90 comunicaciones en eventos nacionales e internacionales. Dirección postal: Facultad CC. Químicas e Ingeniería. U.A.B.C., Calzada Universidad 14418, P.I.I., Mesa de Otoy. Tijuana 22390 (Tijuana, Méjico). Correo electrónico: <diazg@uabc.edu.mx>.

Sandro DONINI MANCINI

Graduação em Engenharia de Materiais pela Univ. Federal de São Carlos (1993), Mestrado em Ciência e Engenharia dos Materiais (1996) e Dr. em Ciência e Engenharia dos Materiais (2001), ambos também pela Univ. Federal de São Carlos (Brasil). Atuou em 1999-2003 como Prf. Assistente e Adjunto do Departamento de Engenharia Química da Univ. Federal do Ceará (Brasil). Desde 2003 é Prf. Assistente doutor da Univ. Estadual Paulista (U.N.E.S.P.) em Sorocaba (Brasil). Tem experiência na área de Engenharia Ambiental e Engenharia de Materiais com ênfase em Polímeros, atuando principalmente nos temas de resíduos sólidos urbanos e reciclagem de resíduos. Participa como docente no curso de graduação em Engenharia Ambiental e pós-graduação em Ciência e Tecnologia de Materiais e em Engenharia Civil e

Ambiental. Publicou 20 artigos científicos e mais de 100 trabalhos em congressos, bem como orientou mais de 100 alunos em diversas modalidades. Dirección postal: UNESP, *Campus* Experimental de Sorocaba, Avda. Três de Março, 511. Altos de Boa Vista, Sorocaba 18087-1890 (S.P. Brasil). FAX: +55.15.32282842. Correo eletrônico: <*mancini@sorocaba.unesp.br*>.

Jorge D. ETCHEVERS BARRA

Dr., Ingeniero Agrónomo. Prof. Investigador Titular, Colegio de Postgraduados, *Campus* Montecillo. Miembro del Sistema Nacional de Investigadores y de la Academia Mexicana de Ciencia. Premio Nacional de Investigación en Alimentos (1988) y Premio Nacional de la Ciencia del Suelo (2010). Autor o coautor de cerca de 200 trabajos científicos, libros y capítulos de libros. Ha graduado más de 150 estudiantes en los niveles doctorado, maestría y licenciatura. Dirección postal: Colegio de Postgraduados, *Campus* Montecillo, km. 36,5 Carretera México-Texcoco Montecillo 56230 (Texcoco, Méjico). Tel. y FAX: +52.595.9511475. Correo electrónico: <*jetchev@colpos.mx*>.

Alicia Rosa FABRIZIO De IORIO

Profa. Titular de la Cátedra de Química Analítica, Facultad de Agronomía, Univ. de Buenos Aires (U.B.A., Argentina). Lda. en CC. Químicas por la Facultad de CC. Exactas y Naturales U.B.A. *Magister Sci.* área CC. del Suelo por la Facultad de Agronomía, U.B.A. Dra. En Ciencias por la Univ. de Vigo. Miembro de la Comisión Técnica Asesora de la U.B.A. Miembro del Consejo Directivo de la Facultad de Agronomía de la U.B.A. Miembro de la Comisión Técnica Asesora de la Maestría en Aguas de la Facultad de CC. Veterinarias (U.B.A.). Ha sido Miembro de la Comisión *ad hoc* de la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica del Gobierno de la Nación Argentina para el otorgamiento de subsidios de investigación. Directora de proyectos de investigación (U.B.A., Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica-CONICET) desde 1992. Ha sido miembro de la Comisión Matanza-Riachuelo de la U.B.A. para evaluar el plan Nacional de Saneamiento del río (a solicitud de la Suprema Corte de Justicia). Ha dirigido y dirige trabajos de tesis y becarios de grado y posgrado Ha sido Directora del Departamento de Química de la Facultad de Agronomía (U.B.A.). Es directora de cursos de grado y posgrado de la Facultad de Agronomía (U.B.A.). Es evaluadora proyectos de investigación (P.I.C.T. y U.B.A.C.yT.). Ha sido y es Profa. invitada en cursos de posgrado en relación con el ambiente y los metales pesados. Formó parte de comités científicos en distintos congresos nacionales e internacionales. Ha sido editora de libros. Ha realizado más de 100 presentaciones en Congresos Nacionales e Internacionales. Ha publicado más de 70 trabajos científicos en revistas nacionales e internacionales. Dirección postal: Facultad de Agronomía, Avda. San Martín 4453, Buenos Aires 1417 (R. Argentina). Teléfono: +54.11.45248085. FAX: +54.11.45248085. Correo electrónico: <*aiorio@agro.uba.ar*>.

Mariela H. FUENTES PONCE

Dra. y Profa. investigadora de la Universidad Autónoma Metropolitana, Xochimilco (UAM-X, Méjico). Experiencia en agricultura de conservación y calidad del suelo. Autora de 4 artículos científicos y un capítulo de libro. Dirección postal: U.A.M.-Xochimilco, Laboratorio de Fisiología y Tecnología de cultivos. Colonia Villa Quietud, México D.F. 04960 (Méjico). Tel.: +52.55.5483:7000 (ext. 3081). Correo electrónico: <mfponce@correo.xoc.uam.mx>

María de los Ángeles GARCÍA

Investigadora del Grupo de Producción y Servicios del Bosque, Área Forestal de la Estación Experimental Agropecuaria Concordia (Provincia de Entre Ríos), e Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) de la República Argentina. Ingeniera Forestal (2000) y *Magister* en CC. Agropecuarias (2010). Dirección postal: E.E.A. Concordia (INTA). CC34 Concordia 3200 (Entre Ríos, Argentina). Tel.: +54.345.4290000. Correo electrónico: <maria Garcia@correo.inta.gov.ar>.

Juan F. GALLARDO LANCHO

Dr. en Ciencias, Univ. de Salamanca (España); *D. E. A.* en Pedología, Univ. Nancy I (Francia). Especialista en sustancias húmicas (*W.R.D.*, *Geological Survey*, U.S.A.). Presidente de la Sociedad Iberoamericana de Física y Química Ambiental. Ha desarrollado proyectos europeos y españoles sobre Biogeoquímica ambiental, Ecología forestal y Ciencia del suelo, algunos desarrollados en Iberoamérica. Ha publicado más de 240 artículos y varios libros. Prof. de Investigación del C.S.I.C. y Prf. de Universidad. Prof. Visitante o de Postgrado de varias Universidades iberoamericanas. Ex-Director del C.E.B.A.-I.R.N.A./CSIC de Salamanca (España). Revisor de revistas internacionales. Ha recibido varios premios. Dirección postal: C. S. I. C., IRNASa, Aptado. 257, Salamanca 37071 (España). Tel.: +34.923272206; FAX: +34.923219609. Correo electrónico: <juanf.gallardo@irnsa.csic.es>.

Felipe GARCÍA OLIVA

Investigador Titular, Centro de Investigaciones en Ecosistemas (CIEco), Univ. Nacional Autónoma de México (U.N.A.M., Méjico). Ldo. en Geografía (1986) y Dr. en Ecología (1992), U.N.A.M. (Méjico). Estancia posdoctoral (1993-1994) en la Univ. Estatal de Colorado (Fort Collins, EE. UU. de Norteamérica). Coordinador General del Programa Mexicano del Carbono (2009-). Dirección postal: CIEco, UNAM. AP 27-3, Santa María de Guido, Morelia 58090 (Michoacán, Méjico). Tel.: +52.443.3222715; FAX: +52.443.3222719. Correo electrónico: <fgarcia@oikos.unam.mx>.

Juan Manuel GONZÁLEZ CAMACHO

Ldo. CC. Agronómicas, Univ. Autónoma Chapingo (Texcoco, Méjico). Dr. en Agronomía, Universidad de Montpellier (Francia). Prof. Investigador Titular, Colegio de Postgraduados (*Campus* Montecillo, Méjico). Miembro del Sistema Nacional de Investigadores. Autor o co-autor de unos 45 trabajos científicos, libros y capítulos de libros en revistas indexadas. Dirección: km 35,5 Carr. Méjico-Texcoco, Montecillo

56230 (Méjico). Tel.: +34.595.20200 (ext. 1151). FAX: +34.595.9521642. Correo electrónico: <jmgc@colpos.mx>.

Lucila GONZÁLEZ MOLINA

Dra. en Ciencias, Edafología (2007) y Posdoctorado (2008-2010), Colegio de Postgraduados (*Campus Montecillo*, Méjico). Candidato a Investigador Nacional. Autora o coautora de seis artículos publicados en revistas nacionales e internacionales. Actualmente investigando en el Centro de Agroforestería, Univ. Autónoma Chapingo. Participa en un Proyecto de Manejo Sostenible de Laderas, Proyecto Nacional de Biocombustibles y Programa Mexicano del Carbono. Dirección: km 38,5 Carr. Méjico-Texcoco, Chapingo 56230 (Méjico). Tel.: +52.595.9521500 (ext. 1539). FAX: +52.595.9521642. Correo electrónico: <lucilaag@colpos.mx>.

Bram GOVAERTS

Dr., Jefe del Programa de Agricultura de Conservación del Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo (CIMMYT, Méjico). Experto en agricultura de conservación; autor de más de 35 artículos científicos y más de 10 capítulos de libros. Tel.: +52.55.5804.2004 (ext. 1137). Dirección postal: CIMMYT, Aptdo. Postal 6-641, México D. F. 06600 (Méjico). Correo electrónico: <b.govaerts@CGIAR.ORG>.

Celia HERRERO de AZA

Docente investigador, Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible, Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias de Palencia, Universidad de Valladolid (España). Ingeniera de Montes (2003). Estancia predoctoral en Valdivia (Universidad Austral de Chile) y Corvallis (*Oregon State University. U.S.A.*). Tesis doctoral en Cuantificación de Carbono en dos ecosistemas forestales mediterráneos, pinares de repoblación (*Pinus nigra*, *P. pinaster* y *P. sylvestris*) y rebollares naturales (*Quercus pyrenaica*). Dirección Postal: Avda. Madrid 44, Palencia 34071 (España). Tel.: +34.979108487; FAX: +34.979108440. Correo electrónico: <chdeaza@pus.uva.es>.

Claudia I. HIDALGO MORENO

Prof. Investigadora Adjunta, Colegio de Postgraduados, *Campus Montecillo*. Miembro del Sistema Nacional de Investigadores. Dra. en Ciencias (Pedología), Universidad de Nancy (Francia). Experta en minerales de arcilla. Autora o coautora de cerca de 20 trabajos científicos, libros y capítulos de libros. Ha graduado más de 10 estudiantes en niveles doctorado, maestría y licenciatura. Dirección postal: Colegio de Postgraduados, *Campus Montecillo*, km. 36,5 Carretera México-Texcoco, Montecillo 56230 (Texcoco, Méjico). Tel. y FAX: +52.595.9511475. Correo electrónico: <hidalgo@colpos.mx>.

Francisco LAFUENTE ÁLVAREZ

Prof. Titular de Escuela Universitaria, Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias de Palencia, Univ. de Valladolid. Licenciado en CC. Químicas (1987), Univ.

Autónoma de Madrid y Dr. (2002) Univ. de Valladolid. Docencia en asignaturas de Química, Análisis Químico Agrícola y Forestal, Contaminación y Residuos. Investigación en dinámica de la materia orgánica y nutrientes edáficos. Dirección Postal: E.T.S.I.A., Avda. de Madrid 57, Palencia 34004 (España). Tel.: +34.979108330; FAX: +34.979108301. Correo electrónico: <lafuente@agro.uva.es>.

Fernando De LEÓN GONZÁLEZ

Dr. y profesor-investigador de la Universidad Autónoma Metropolitana, Xochimilco (UAM-X, Méjico). Experiencia en el estudio de la estructura del suelo, raíces en la agregación del suelo y dinámica de macrofauna y microbiota del suelo. Tel.: +52.55 5483.7000 (ext.7073). Dirección postal: U.A.M.-Xochimilco. Laboratorio de Fisiología y Tecnología de cultivos. Calzada del Hueso 1100. México D.F. (Méjico). Correo electrónico: <fdeleon@correo.xoc.uam.mx>.

Olga LÓPEZ CARCELÉN

Profa. Titular de Universidad, Departamento CC. Agroforestales. Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias, Campus de Palencia, Univ. de Valladolid. Ingeniera Agrónoma por la ETSIA Politécnica Madrid (1984). Dra. en el programa de CC. del Medio Natural (2003) por la Universidad de Valladolid. Tel: +34.979108306 FAX: +34.979108301. Dirección Postal: E.T.S. Ingenierías Agrarias, Avda. Madrid 57, Palencia 34004 (España). Correo electrónico: <olgalc@agro.uva.es>.

Antonio LÓPEZ PIÑERO

Ldo. en Biología y Dr. en Ciencias, Univ. de Extremadura. Prof. Titular de Universidad, Área de Edafología y Química Agrícola, Facultad de CC., Univ. de Extremadura (España). Ha participado como Investigador Principal en 5 Proyectos del Plan Nacional de I+D+I y en otros 5 proyectos del Plan Regional de I+D+I de Extremadura. Igualmente ha participado como Investigador en dos Proyectos de Investigación financiados por el *Florida State (U.S.A.)* y por el *Geological Survey of Finland*, 9 Proyectos financiados por la Junta de Extremadura, Ministerio de Educación, Ciencia y Tecnología y por el I.N.I.A. Además ha participado como Investigador en 7 convenios de colaboración con la Consejería de Agricultura (Junta de Extremadura, España). También ha participado en un Proyecto de Investigación de Cooperación Transfronteriza (Programa LEADER, Unión Europea). Autor o coautor de 3 libros y 38 capítulos de libros de editorial nacional y 18 de editorial internacional. Ha publicado 14 artículos en revistas científicas nacionales y 19 en revistas internacionales (referenciados *I.S.I.*), así como varios trabajos en revistas de divulgación. Ha presentado más de 100 trabajos en Congresos nacionales e internacionales, dirigido 5 Tesis Doctorales y más de 10 Tesis de Licenciatura, Diplomas de Estudios avanzados y Proyectos Fin de Carrera. Ha realizado una larga estancia en el *Soil and water Science Department* de la Universidad de Florida (*U.S.A.*). Participa en el Programa de Doctorado de Biología y Producción de los Vegetales, (Univ. de Extremadura) e imparte el Curso Evaluación y Degradación de Suelos. Igualmente desde 1991 oferta investigación en la línea Diagnóstico de Suelos y Plantas para la

Agricultura y Medio Ambiente. Colabora en la impartición de *Masters* y cursos de Postgrados internacionales (Universidad de Florida, U.S.A., y en el Instituto Superior de Portalegre (Portugal) y en centros nacionales. Es revisor de revistas científicas internacionales (*I.S.I.*) relacionadas con el estudio del Suelo, Medio Ambiente y Agricultura. Dirección postal: Área de Edafología y Química Agrícola, ZIEX. Avda. de Elvas, s/n, Badajoz 06071 (España). FAX: +34.924286201. Correo electrónico: <pinero@unex.es>

Engracia MADEJÓN RODRÍGUEZ

Lda. en Química, Univ. Autónoma de Madrid; Dra. en Química, Univ. de Sevilla. Actualmente Investigador Científico del Consejo Superior de Investigaciones Científicas, IRNASE (Sevilla, España). Desarrolla dos líneas principales: a) Compostaje de residuos orgánicos, utilización agronómica de residuos y *composts* y efectos medioambientales del uso de los mismos; y b) Recuperación de suelos contaminados con elementos traza, evolución de las propiedades químicas y bioquímicas de los suelos y de la cubierta vegetal de los mismos. Ha participado en 25 proyectos de investigación financiados. Ha publicado más de 50 artículos en revistas internacionales del *I.S.I.*, 5 artículos en revistas no *I.S.I.* internacionales y varios artículos en revistas nacionales científicas y de divulgación. Ha presentado más de 60 trabajos en Congresos nacionales e internacionales, dirigido 4 Tesis doctorales y más de 10 proyectos fin de carrera. Participa como docente en el curso de “Efecto de los fertilizantes y el riego en agricultura” en el Departamento de Mineralogía, Cristalografía y Química Agrícola (Universidad de Sevilla, España), en el *Master* en Tecnología Ambiental (Universidad Internacional de la Rábida, Huelva) y en el *Master* Universitario en Gestión, Tratamiento y Valorización de Residuos Orgánicos (Universidad Miguel Hernández, Orihuela, España). Ha realizado estancias internacionales en Italia (*C.N.R.*), Reino Unido (*Imperial College*) y Australia (*University of Melbourne*). Dirección postal: I.R.N.A.Se., C.S.I.C., Avda. Reina Mercedes, s/n, Sevilla (España). FAX: +34.954624711. Correo electrónico: <emadejon@irnase.csic.es>.

Luiz Augusto MANFRÉ

Graduado em Engenharia Ambiental na U.N.E.S.P., *Campus* de Sorocaba. Mestre em Engenharia Civil e Ambiental, curso inter-unidades U..N.E.S.P. (Brasil). Experiência na área de manejo de bacias, atuando em atividades junto a prefeituras, universidades e ONGs. Aluno de doutorado na Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Endereço postal: Departamento de Engenharia Ambiental. *Campus* de Sorocaba, U.N.E.S.P., Avenida Três de Março, 511. Altos da Boa Vista, Sorocaba CEP 18.087-180 (S. P., Brasil). Correo eletrônico: <luizmanfre@yahoo.com.br>.

Alexandre MARCO da SILVA

Ecólogo (U.N.E.S.P. 1993), MSc. Ciências da Engenharia Ambiental (Univ. de São Paulo, 1997, Brasil), Dr. Ciências da Engenharia Ambiental (U.S.P., 1999), Pós-doc em Ecologia (U.S.P. 2001-04) e em *Soil Erosion* junto ao *National Soil*

Erosion Research Laboratory (West Lafayette, Indiana, U.S.A., 2010). Pesquisador F.A.P.E.S.P. (Jovem Pesquisador em Centros Emergentes 2005-07). Prof. da U.N.E.S.P., *Campus* Sorocaba (Curso de graduação em Engenharia Ambiental e depós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental). Possui 50 artigos publicados em revistas com seletiva política editorial e é autor de 3 livros. Atualmente representante da U.N.E.S.P. junto ao Conselho Estadual de Meio Ambiente (CONSEMA, São Paulo, Brasil). Endereço postal: Departamento de Engenharia Ambiental, Campus de Sorocaba, U.N.E.S.P., Avenida Três de Março, 511. Altos da Boa Vista, Sorocaba CEP 18.087-180 (S. P., Brasil). FAX: +55.15.32282842. Correio eletrônico: <amsilva@sorocaba.unesp.br>.

Carlos Alberto MARTIN

Ingeniero Químico, Univ. Tecnológica Nacional (U.T.N.) y Dr. en Ing. Química, Univ. Nacional del Litoral. Realizó estudios posdoctorales en la *Università degli Studi di Bologna* (Italia). Sus áreas de trabajo son la gestión de residuos y efluentes, gestión ambiental y los procesos avanzados de oxidación. Es Prof. Titular de la U.N.L. e Investigador Independiente del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Es responsable de la cátedra de residuos sólidos de la carrera de Ingeniería ambiental y dicta cursos de posgrado en remediación de suelos contaminados, prevención de la contaminación, transferencia de energía, gestión de efluentes y residuos, entre otros. Ha dirigido tesis doctorales y de maestría, y trabajos finales de estudiantes de carreras de grado en distintas universidades de Argentina y de otros países. Es autor o coautor de 52 publicaciones en revistas internacionales con referato y varios capítulos en libros de la especialidad de la ingeniería química. Ha presentado más de 100 trabajos en congresos nacionales e internacionales, así como ha dictado numerosas conferencias y seminarios. Es evaluador del CONICET, de la Comisión Nacional de Acreditación Universitaria, de la Agencia de Promoción Científica y Tecnológica y varias revistas internacionales. Ha desarrollado trabajos de asesoramiento tecnológico a empresas e instituciones públicas; es responsable de proyectos de investigación y desarrollo. Actualmente es Subsecretario de Gestión Ambiental de la Provincia de Santa Fe (R. Argentina). Dirección postal: INTEC, U.N.L.-CONICET, Güemes 3450, Santa Fe (Argentina). FAX: +54.342.4511597 y +54.342.4511087. Correio eletrônico: <cmartin@ceride.gov.ar>.

Romulo MARTINS CARVALHO

Graduando em Engenharia Ambiental no *Campus* de Sorocaba, U.N.E.S.P. (Brasil). Ex-bolsista de iniciação científica da F.A.P.E.S.P.; atua na investigação de erosão dos solos e transporte de sedimentos em cursos d'água urbanos. Endereço postal: Departamento de Engenharia Ambiental. *Campus* de Sorocaba, U.N.E.S.P., Avenida Três de Março, 511. Altos da Boa Vista, Sorocaba CEP 18.087-180 (S. P., Brasil). Correio eletrônico: <romulomcarvalho@gmail.com>.

Francisco Javier MATUS BAEZA

Prof. Asociado, especialista en Ciencias del Suelo y Ciencias Ambientales, Graduado de la Univ. de Wageningen (Holanda). Actualmente *Post-Doctoral Fellow*

invitado por *Carleton University* (Canadá). Autor y coautor de más de 50 trabajos científicos, libros y capítulos de libros. Editor de revistas científicas (*J. Soil Science & Plant Nutrition*) y Director de Sociedades científicas en Chile. Ha graduado más de 20 estudiantes de maestría, doctorado y pregrado. Departamento de CC. Químicas. Univ. de la Frontera. P.O-Box 54-D, Temuco (Chile). Correo electrónico: <matus.francisco@gmail.com>.

María Julia MAZZARINO

Ingeniera Agrónoma, Univ. de Buenos Aires; Dra. en CC. Agrarias, Univ. *Georg-August*, Göttingen (Alemania). Posdoctorado en el *Department of Botany (University of Florida, U.S.A.)*, *Department of Biological Science (University of Stanford, U.S.A.)* y en el Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (Costa Rica). Actualmente es Investigadora Principal del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET, Argentina). Desde 1994 dirige el Grupo de Suelos del C.R.U.B. (Univ. Nacional del Comahue, Argentina) en las siguientes líneas de investigación: a) Fertilidad de suelos en ecosistemas naturales y disturbados; y b) Uso beneficioso de residuos orgánicos. Ha dirigido 6 Tesis doctorales, 2 maestrías y 4 tesis de grado. Es profa. de la Univ. Nacional de Río Negro (Argentina) donde dicta los cursos “Edafología” en la carrera de Ingeniería Ambiental, y “Contaminación de Suelos” y “Manejo de Residuos Orgánicos” en la especialización de Tratamiento de efluentes y Manejo de residuos orgánicos. Ha publicado dos capítulos de libros, 51 artículos en revistas indexadas nacionales (11) e internacionales (40), habiendo presentado y publicado 57 trabajos en congresos, conferencias y comunicaciones científicas. Ha sido responsable de fondos, elaboración y ejecución de más de 30 proyectos financiados por organismos nacionales e internacionales. Ha sido invitada a visitar diversas instituciones internacionales en U.S.A. (*Univ. of Maryland; Univ. of Florida*), España (C.E.B.A.S., C.S.I.C., Murcia; I.N.I.A., Madrid), Chile (Univ. de la Frontera, Temuco; Univ. de Chile, Santiago), Australia (*C.S.I.R.O., Townsville*) y Alemania (Univ. de Göttingen). Ha sido distinguida con el II “Premio Regional a las CC. Naturales y Aplicadas” por la Secretaría de Cultura de la Nación (2004; R. Argentina). Dirección postal: C.R.U.B., U.N.C.-CONICET, Quintral/1250, San Carlos de Bariloche (Argentina). Correo electrónico: <mmazzari@crub.uncoma.edu.ar>.

Rafael MULAS FERNÁNDEZ

Prof. Titular del Área de Edafología y Química Agrícola, Depto. de Ciencias Agroforestales, Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias de la Universidad de Valladolid (España). Ldo. en Química y Dr. en Química Física (1987) por la Univ. de Valladolid. Docencia en asignaturas de Química, Suelos, Contaminación y Residuos. Investigación en dinámica de la materia orgánica y nutrientes en suelo. Ha desempeñado la Jefatura de Estudios en la E.T.S. Ingenierías Agrarias y la dirección del Dpto. de CC. Agroforestales. Dirección postal: E.T.S. Ingenierías Agrarias, Avda. Madrid 57, Palencia 34004 (España) Tel.: +34.979108428; FAX: +34.979108301. Correo electrónico: <rmulas@agro.uva.es>.

Fernando PAZ PELLAT

Ldo. en Ingeniería y Maestría en Administración, Univ. de Sonora (Méjico) y Dr. en Ciencias, Colegio de Postgraduados (*Campus Montecillo*, Méjico). Actualmente Prof. Investigador, Colegio de Postgraduados y Nivel I del Sistema Nacional de Investigadores. Coordinador del Comité Científico del Programa Mexicano del Carbono; miembro del Grupo Nacional de Inventarios de GEI; miembro del CTC- REDD+ (Méjico); y Coordinador de México de GEO-FCT. Tiene más de 20 publicaciones en revistas indexadas. Dirección: km 35,5 Carr. Méjico-Texcoco, Montecillo 56230 (Méjico). Tel.: +52.595.9520200 (ext. 1151). FAX: +52.595.9520229. Correo electrónico: <pellat@colpos.mx>.

David PEÑA

Ldo. en CC. Ambientales por la Univ. de Extremadura (2008). Grado de Licenciado (2009) y el Diploma de estudios avanzados (2010). Actualmente es Becario de Investigación del Grupo de Investigación Gestión, Conservación y Recuperación de Suelos, Aguas y Sedimentos en la Univ. de Extremadura (España). Las líneas de actividad investigadora son: a) Reutilización de residuos agro-industriales, movilidad plaguicidas y contaminantes; b) Agricultura de conservación; y c) Biodiversidad. Ha participado en dos proyectos de investigación financiados. Ha publicado 5 artículos en revistas con índice de impacto. Ha presentado más de 20 trabajos en Congresos Nacionales e Internacionales. En 2010 fue condecorado con el premio Extraordinario de Licenciatura en CC. Ambientales por la Univ. de Extremadura (España).

Alessandro PICCOLO

Dr. en Física y Química Orgánica “*cum laude*”, Univ. de la “*La Sapienza*” de Roma (Italia). Becario *Fullbright-Hays fellow* y *Master* en CC. Agrarias por la Univ. de Illinois (U.S.A.). Investigador y Prof. visitante de la Univ. de Estocolmo (Suecia), del Centro “*von Helmonltz*” de Munich, de la Univ. Técnica de Braunschweig y de la Univ. de Dortmund (las tres alemanas). Desde 2000 Prof. Exclusivo de Química Agrícola y Ambiental de la *Università di Napoli Federico II* (Portici, Italia). Prof. Honorario permanente del Departamento de Ciencia del Suelo y Geología de la Univ. Agrícola de Praga (Rep. Checa). En 1998 premio *Alezandre von Humboldt* de Química de la Fundación *Alexander von Humboldt* (Alemania). En 2009 Dr. *Honoris Causa* de la Univ. de CC. de la Vida de Praga. Vice-Presidente y Presidente (1993-1997) de la “*Asociación Científica Mediterránea para la Protección Ambiental*” (*MESAEP*). Vice-Presidente y Presidente (1998-2006) de la Comisión II (Química del Suelo) de la Unión Internacional de la Ciencia del Suelo (*I.U.S.S.*). *Editor Asociado del European J. Soil Science* y Co-Editor del *Fresenius Environ. Bull.* Editor de dos libros internacionales de *Elsevier* y *Springer Verlag* y autor de más de 180 trabajos de revisiones e investigaciones. Dirección postal: Departamento de Química Agrícola y Ambiental, *Università di Napoli Federico II* (Portici, Italia). Correo electrónico: <alpiccol@unina.it>.

Christian PRAT

Edafólogo, Investigador, *Institut de Recherche pour le Développement (I.R.D., Francia)*. Miembro del equipo “*RIVER*” (*rivières, erosion, contaminants*), L.T.H.E. (*Laboratoire d’Etude des Transferts en Hydrologie et Environnement*), UMR 5564 CNRS-INPG-IRD-UJF, Grenoble (Francia). Master en Ciencias “Manejo de cuencas”, Univ. de Rennes I (Francia, 1984). Dr. en CC. del Suelo, Univ. de París VI (Francia, 1991). Especialista en erosión y rehabilitación de suelos endurecidos y degradados de origen volcánico. Coordinador del programa europeo *DESIRE* (México) <www.desireproject.eu>. Dirección postal: I.R.D.-L.T.H.E., B. P. 53, Grenoble 38041 Cedex 9 (Francia). Tel.: +52.443.3222777 (ext. 42631); FAX: +52.55.52820800. Correo electrónico <christian.prat@ird.fr>.

Alejandra Rita PRONO

Ingeniera Ambiental, Univ. Nacional del Litoral (U.N.L., Santa Fe, Argentina). Ha recibido becas de iniciación a la investigación e intercambio en la Univ. Autónoma de Madrid (España) y ha sido distinguida por la U.N.L. como “Mejor promedio egresada 2005 de la carrera de Ingeniería Ambiental”. Actualmente es docente en la Cátedra de Residuos Sólidos de dicha carrera y becaria doctoral por el Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) en el tema de tesis: “Desarrollo y verificación experimental de herramientas de modelado y simulación de Procesos de conversión biológica de residuos sólidos urbanos”. Ha presentado comunicaciones en jornadas y congresos científicos nacionales. Participa en cursos sobre “Gestión de Residuos Sólidos” y “Residuos Especiales” de especialización en Ingeniería Sanitaria (Univ. Nacional de Rosario), Maestría en Ingeniero Ambiental (U.T.N., Regional Santa Fe) y Maestría en Gestión Ambiental (U.N.L.). Es Integrante alterno en la “Red Iberoamericana de Gestión Ambiental en Universidades” de la U.N.L. Ha participado en equipos multidisciplinarios de la U.N.L. para el Proyecto Socio-productivo: “Elaboración de *compost*, recuperación de material reciclable y comercialización” (subsidiado y premiado por el Ministerio de Desarrollo Social de la Nación) y del CONICET en el Proyecto de Investigación y Transferencia Tecnológica: “Modelado, optimización y análisis de factibilidad de procesos de compostaje para la valorización de R.S.U.” (subsidiado por el Gobierno de la Prov. de Santa Fe). Ha dirigido tareas de investigación programa *IAESTE* (*International Association for the Exchange of Students for Technical Experience*) y dictado charlas de divulgación sobre R.S.U. a docentes y alumnos de escuelas de la ciudad de Santa Fe y de capacitación a personal de los municipios de Recreo, Esperanza y Santa Fe (Prov. de Santa Fe, Argentina). Dirección postal: INTEC, U.N.L.-CONICET, Güemes 3450, Santa Fe (Argentina). FAX: +54.342.4511087 y +54.342.4511597. Correo electrónico: <aprono@intec.gov.ar>.

Adriana Ana del Carmen ROLLÁN

Ingeniera Agrónoma. Prfa. Asistente de Edafología, Facultad de CC. Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba (R. Argentina). Dirección postal: U.N.C., Av. Valparaíso s/n, Ciudad Universitaria, Córdoba 5000 (Argentina). Tel.: +54.35.14334105. Correo electrónico: <arollan@agro.unc.edu.ar>.

Rafael RUIZ SCHNEIDER

Ingeniero Agrónomo, Pontificia Universidad Católica de Chile; Dr. por la Univ. Politécnica de Valencia (España). El área principal de trabajo es la Nutrición y Fertilización de especies frutales, incluyendo investigaciones de campo de medio y largo plazo con diferentes sustratos orgánicos, lodos provenientes de tratamiento de aguas servidas, *compost* de diferentes orígenes y “té de *composta*”, entre otros. Ha dirigido 4 Tesis Doctorales (una sobre efecto residual de guanos de origen aviar en codirección con la Dra. I. Walter, Univ. Politécnica de Madrid, España). Tiene más de 100 publicaciones científicas y otras tantas divulgativas. Ha participado en Congresos internacionales en temas de Nutrición de frutales y Suelos. Actualmente Investigador en Suelos y Nutrición Vegetal, Centro Regional de Investigación La Platina, Instituto de Investigaciones Agropecuarias (Santiago de Chile). Dirección postal: I.N.I.A. La Platina, Avda. Santa Rosa 11610, Comuna La Pintana. Santiago 8831314 (Chile) FAX: +56.2.5417667. Correo electrónico <rruiz@inia.cl>.

Roberto SERENO

Prof. Titular, Facultad de CC. Agropecuarias, Univ. Nacional de Córdoba (R. Argentina). Ldo. en Química, orientación Físico-Química, Dr. en FísicoQuímica (1974). Investigador principal del Proyecto “Bases ambientales para el ordenamiento territorial del espacio rural de la provincia de Córdoba”. Director del proyecto “Calidad de *compost* para su utilización como enmienda orgánica para suelos de uso agrícola”. Investigador del proyecto “Sostenibilidad del monocultivo de soja en la región centro-norte de la provincia de Córdoba”. Dirección postal: Facultad de CC. Agropecuarias, U.N.C., C.C. 509, Córdoba 5000 (Argentina). Tel.: +54.351.4334105 (int. 308). Correo electrónico: <rsereno@agro.unc.edu.ar>.

Francisco TAPIA FLORES

Ingeniero Agrónomo, Universidad de Chile. *Master* en Ciencias, Univ. Federal de Río Grande do Sul (Brasil). Su área principal de trabajo es CC. Ambientales, investigando a medio y largo plazo el tratamiento de residuos derivados de la producción animal y plantas de tratamiento de aguas servidas, la valoración agrícola de biosólidos, los sistemas naturales de tratamiento de purines de cerdo y el manejo de residuos orgánicos e inorgánicos derivados de la actividad agrícola. Recientemente trabajó en la elaboración de un sistema de cálculo de la “huella del Carbono” en los principales cultivos de exportación de Chile. Ha dirigido numerosas Tesis de Grado de Escuelas de Agronomía de Chile. Es autor o coautor de más de 100 publicaciones científicas y otras tantas divulgativas. Ha asistido a Congresos internacionales con temática medio ambiental, tanto en U.S.A. como en países iberoamericanos. Actualmente, Investigador en CC. Ambientales, Centro Regional de Investigación La Platina, Instituto de Investigaciones Agropecuarias (Santiago de Chile). FAX: +56.2.5417667.

M^a Belén TURRIÓN NIEVES

Profa. Titular del Área de Edafología y Química Agrícola, Dpto. de Ciencias Agroforestales, Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias de la Universi-

dad de Valladolid (España). Miembro del Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (Univ. de Valladolid e I.N.I.A., España). Licenciada en CC. Químicas (1991) y Dra. en CC. Químicas (1996) por la Univ. de Salamanca. Realización de Tesis doctoral en Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Salamanca (IRNASa/C.S.I.C.). Estancia Postdoctoral en la Univ. de Bayreuth, Alemania (1997-1998). Docencia en asignaturas de Edafología y Climatología, Evaluación de suelos y Prevención de la degradación de suelos. Investigación en dinámica de la materia orgánica en suelo y ciclos de nutrientes. Dirección postal: E.T.S. Ingenierías Agrarias, Avda. Madrid 57, Palencia 34004 (España) Tel.: +34.979108331; FAX: +34.979108301. Correo electrónico: <bturrión@agro.uva.es>.

Rodrigo Custódio URBAN

Graduado em Engenharia Ambiental na U.N.E.S.P., *Campus* de Sorocaba (Brasil). Mestre em Engenharia Civil e Ambiental, curso inter-unidades U..N.E.S.P. (Brasil). Experiência na área educacional, coordenando e ministrando aulas no Cursinho pré-vestibular da U.N.E.S.P., Sorocaba. Experiência na área de gestão ambiental em empresa do setor elétrico e do setor de gestão de recursos hídricos. Endereço postal: Departamento de Engenharia Ambiental. *Campus* de Sorocaba, U.N.E.S.P., Avenida Três de Março, 511. Altos da Boa Vista, Sorocaba CEP 18.087-180 (S. P., Brasil). Correo eletrônico: <rodrigourban@grad.sorocaba.unesp.br>.

Braulio VALLES DE LA MORA

Prof. titular, Centro de Enseñanza, Investigación y Extensión en Ganadería Tropical (CEIEGT), Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Univ. Nacional Autónoma de México (UNAM). Ingeniero Zootecnista (1979), Univ. Autónoma de Chihuahua (México); Maestro en Ciencias (1991), Colegio de Postgraduados (Méjico); Dr. (2001) por el *Imperial College of Science, Technology and Medicine, University of London* (Reino Unido). Área de estudios: Manejo de pastizales y cultivos forrajeros de trópico. Dirección postal: CEIEGT, FMVZ-UNAM, Apartado postal 136, Martínez de la Torre, Veracruz 93600 (Méjico). Tel. y FAX: +52.232.3243941. Correo electrónico: <braulio_36@hotmail.com>.

ÍNDICE

<i>Presentación</i>	25
<i>Prólogo</i>	27

I Parte

MATERIA ORGÁNICA DE SUELOS Y SEDIMENTOS

<i>Pérdida y recuperación de la materia orgánica edáfica en Córdoba (R. Argentina). H. P. Apezteguía y R. Sereno</i>	33
<i>Fraccionamiento y acumulación de carbono orgánico en tres suelos volcánicos degradados de México. A. Báez Pérez, C.I. Hidalgo Moreno, F. Matus Baeza, C. Prat y J. D. Etchevers Barra</i>	61
<i>Caracterización de materia orgánica humificada en los sedimentos del cauce de la cuenca Matanza-Riachuelo (Argentina). M. Bargiela y A. Fabrizio de Iorio</i>	81
<i>Impacto del reemplazo de pastizales por plantaciones de «Eucalyptus grandis» en el carbono edáfico en Vertisoles de Argentina. M. García, O. A. Bachmeier y A. Rollán</i>	103
<i>Nitrogen Mineralisation and CO₂ evolution from «Arachis pintoii» residues in an acid soil (Brasil). B. Valles de la Mora y G. Cardisch</i>	117

II Parte

RESIDUOS SÓLIDOS ORGÁNICOS

<i>Aprovechamiento agronómico de residuos de almazaras (alperujos): impacto en la movilidad y persistencia de herbicida terbutilazina. A. Albarrán, A. López-Piñeiro, D. Cabrera y D. Peña</i>	135
<i>Evaluación del uso agrícola de lodos de plantas de tratamiento de aguas servidas de la ciudad de Santiago de Chile. S. González Martineaux, R. Ruiz Schneider y F. Tapias Flores</i>	153

<i>Compostagem: A reciclagem da maior parte dos resíduos urbanos (Brasil).</i> A. Marco da Silva e S. Donini Mancini	169
---	-----

<i>Efectos de la relación C/N y el contenido de humedad sobre la eficiencia del compostaje en reactores a escala banco-laboratorio.</i> A. R. Prono, C. A. Martín y M. J. Mazzarino.....	193
--	-----

III Parte

CUANTIFICACIÓN Y CAPTURA DE CARBONO

<i>Estudio diacrónico del carbono orgánico del suelo en diferentes agrosistemas mexicanos.</i> M. Fuentes, J. Etchevers, C.I. Hidalgo, F. de León, L. Dendooven y B. Govaerts	215
---	-----

<i>El uso potencial del modelo RothC-26.3 en inventarios nacionales de carbono orgánico del suelo en México.</i> L. González Molina, J. D. Etchevers Barra, F. Paz Pellat y J. M. González Camacho	229
--	-----

<i>Cuantificación de carbono en el suelo y en el matillo en pinares y rebollares del Norte de España.</i> C. Herrero, F. Bravo y M. B. Turrión	249
--	-----

<i>Estoque de carbono em solos com diferentes coberturas (São Paulo, Brasil).</i> A. Marco da Silva, R. Custódio Urban, L. A. Manfré, R. Martins Carvalho e P. Barbosa de Camargo	267
---	-----

<i>Efecto del uso del suelo sobre el contenido de carbono del horizonte edáfico superficial y de la hojarasca en dos zonas del centro-norte de la península Ibérica.</i> M. B. Turrión, F. Lafuente, R. Mulas, O. López y C. Ruipérez	281
---	-----

PRESENTACIÓN

Es siempre agradable presentar un nuevo libro de la SiFyQA, que obviamente es producto del esfuerzo conjunto de editores y autores y que permite ir ampliando la Red RiFyQA que promueve nuestra Sociedad. Gracias a todos ellos.

En esta obra se vuelve a abordar el actual tema de la captura de carbono. Pero esta vez se parte del conocimiento previo del compartimento terrestre superficial más importante: La materia orgánica del suelo (MOS).

Se ha procedido a ordenar los manuscritos recibidos en tres partes: a) Aquellos que versan sobre el estudio de la MOS, incluyendo las fracciones húmicas; b) Los que versan sobre los residuos sólidos orgánicos, en general, procedentes del medio urbano; y c) Los que cuantifican o modelizan el C de los sistemas, paso previo para entender las posibilidades de captura de C en ellos.

En la primera parte se incluye un trabajo de APEZTEGUIA y SERENO sobre la pérdida de MOS en los suelos de la Pampa argentina, afectada por la extensión de la frontera agrícola y la posibilidad de su recuperación mediante el cambio de manejo agronómico; otro trabajo de BAEZ y colaboradores estudia la composición de la MOS en suelos volcánicos mejicanos y los cambios producidos por distintos manejos; un tercer trabajo de BARGIELA y de IORIO pretende caracterizar las sustancias húmicas procedentes de sedimentos fluviales de una cuenca cercana a la Ciudad de Buenos Aires y que desemboca en el Océano Atlántico a través de célebre Riachuelo; otro trabajo de GARCÍA y colaboradores pretende cuantificar las modificaciones de la MOS producidas por la reforestación de un *Vertisol* entrerriano; y un quinto trabajo de VALLES y CARDOSCH incide sobre la mineralización de la MOS, cuantificando la cantidad de N inorgánico y CO₂ producidos.

La segunda parte se inicia con un trabajo de ALBARRÁN y colaboradores que aborda el aprovechamiento agronómico de un subproducto orgánico muy abundante en los olivares de la Cuenca mediterránea (el alperujo); otro de GONZÁLEZ y colaboradores intenta evaluar la idoneidad de la aplicación de lodos o fangos cloacales en los suelos chilenos; un tercer trabajo de MARCO da SILVA y DONINI abunda en la problemática del reciclaje de los residuos sólidos urbanos en Brasil; y un cuarto trabajo procedente de PRONO y colaboradores expone un estudio de los factores que inciden fuertemente en el compostaje de residuos orgánicos, a saber, la humedad y la relación C/N.

La tercera parte se inicia con un trabajo de FUENTES y colaboradores en el que se sigue la evolución temporal del contenido del C orgánico edáfico (COS) afectado por diferentes manejos en suelos del Valle de México; otro trabajo de GONZÁLEZ y colaboradores aplica un modelo clásico a los inventarios nacionales de COS en diferentes áreas de Méjico; un tercer trabajo de

HERRERO y colaboradores cuantifica el COS acumulado en sistemas forestales del Norte de Castilla (España), incluyendo también el mantillo o capa de hojarasca; un cuarto trabajo de MARCO da SILVA y colaboradores pretende medir la acumulación de COS en suelos brasileiros del Estado de São Paulo que poseen diferente cobertura vegetal y usos; y un quinto y último estudio de TURRIÓN y colaboradores trata sobre el efecto del uso del suelo sobre los contenidos de COS sobre los horizontes superficiales de suelos originalmente forestales igualmente ubicados en el Norte de Castilla (España).

Tres puntos importante quisiera remarcar y que quedan claros en estos trabajos. El primero es que hay que distinguir claramente que el mantillo o capa de hojarasca no es suelo, si no que es otro compartimento diferente al del suelo y que posee dinámica propia, deteniendo o favoreciendo los flujos de C al suelo. El segundo es que las lombrices no fijan nutrientes del aire (o de la nada) como usualmente no es difícil encontrar en algunos trabajos (incluso serios), al no considerar la cama de lombricultura como un sistema conjunto; la lombriz acelera el ritmo de descomposición de los residuos orgánicos, pero es la calidad inicial de los residuos orgánicos lo que determina a la postre la calidad final del *vermicompost*. Y el tercer punto es que al incrementar la calidad de vida urbana se produce mayor cantidad de residuos y, a la vez, una creciente exigencia de limpieza; este doble problema genera la acumulación y concentración de residuos de diversa peligrosidad, intentándose transportar al medio rural (receptora de esa contaminación final urbana); nada se tiene que objetar si en ese trasiego de “contaminación localizada” se benefician ambos mundos (rural y urbano); pero la consecuencia es que se necesita un serio control de esos subproductos orgánicos urbanos si no se quiere dejar un futuro de no sólo de urbes contaminadas (aunque aparentemente limpias por transportar y concentrar la creciente contaminación en sitios que no se ve), sino también el propio mundo rural y sin ni siquiera haber gozado de las grandes prerrogativas que ofrece el medio urbano.

Salamanca, veinte y tres de Febrero de 2011
(año internacional de los bosques).

Juan Fernando GALLARDO LANCHO.
Presidente del la SiFyQA.

PRÓLOGO

Alessandro PICCOLO

Università di Napoli Federico II, Portici (Italia). Correo electrónico: <alpiccol@unina.it>

Un uso sostenible del suelo significa que su explotación sea de manera que preserve sus múltiples funciones a largo plazo y mantenga o mejore su calidad y potencial de tal modo que satisfaga las necesidades y aspiraciones de generaciones presentes y futuras.

La materia orgánica de suelo (MOS) juega un papel fundamental en el suministro de nutrientes a la planta, en el mantenimiento de las funciones del suelo y en las emisiones de CO₂, metano y otros gases a la atmósfera. El contenido de MOS es consecuencia de la influencia de dos grupos de factores: Naturales (clima, roquedo, cubierta vegetal y topografía, además del tiempo); y Humanos (uso del suelo, manejo y degradación). En condiciones comparables de humedad y vegetación el contenido de MOS y nitrógeno total edáficos se incrementan regularmente de dos a tres veces por cada disminución de 10 °C de la temperatura media; inversamente, el cultivo afecta negativamente el contenido de MOS al exponer el horizonte de labranza a la oxidación, además de procesos recurrentes de humedecimiento y secado. Consecuentemente los compuestos orgánicos se mineralizan, emitiéndose CO₂ a la atmósfera como resultado de su degradación biótica o abiótica, a la vez que los agregados edáficos sufren consecuentemente una desestabilización, debiéndose esta desagregación a la disminución de componentes húmicos. A menos que la MOS se mantenga o se reponga rápidamente el sistema edáfico se irá paulatinamente degradando conduciendo eventualmente a un estado de imposible sostenibilidad. Por ejemplo, la caída del contenido de MOS conlleva irremediablemente a una disminución de la fertilidad y de la biodiversidad (con pérdida de estructura edáfica), siendo factores que agudizan la degradación total del suelo.

El secuestro o captura de C (principalmente orgánico) por los suelos es una herramienta potencial para reducir emisiones de gases con efecto invernadero (G.E.I.). La contribución potencial del sector agrícola sobre el cambio climático se ha reconocido recientemente como de valor estratégico (esto es, incorporándose en las decisiones políticas) y de índole práctica. Los puntos importantes del protocolo de Kyoto insisten en la captura de C mediante prácticas y manejos agrícolas de los suelos y tierras que puedan contribuir a mitigar el cambio climático. El papel del suelo como emisor o sumidero de C es particularmente importante en este contexto. Lal (2004, entre otros) indicó que el suelo globalmente contiene 2.500 Pg C (1 Pg = 10¹⁵ g) en la superficie terrestre, que incluye cerca de 1.550 Pg como C orgánico edáfico (COS), esto es, 3,3 veces el tamaño del contenido total atmosférico de C (760 Pg

C) o 4,5 veces el tamaño del contenido de C biótico (560 Pg C). Entre 1850 y 1998 las emisiones de CO₂ por los ecosistemas terrestres fueron 136 ±55 Pg C; esta última cifra incluye 78 ±12 Pg C provenientes del suelo, del cual cerca de un tercio se atribuye a la degradación edáfica y erosión acelerada, y los otros dos tercios a la mineralización de MOS (I.P.C.C. 2000).

Las regiones agrícolas dedicadas a obtención de alimentos y bioenergía, de praderas manejadas o cosechas permanentes (incluyendo la agrosilvicultura) ocupan cerca del 40 al 50 % de la superficie de la Tierra (Smith *et al.*, 2007). En 2005 la agricultura tuvo una emisión estimada de 5,1 a 6,1 Pg C (CO₂ equivalente) anuales (del 10 al 12 % del total de las emisiones antropogénicas globales totales de los G.E.I.; Smith *et al.*, 2007). Sin embargo, las medidas para atenuar la emisión de G.E.I. procedentes del suelo frecuentemente se centran en la repoblación forestal, en el manejo agroforestal o en el retorno de la vegetación natural. Estas prácticas están, no sólo lejos substancialmente de reducir las emisiones de G.E.I. por los suelos o de estabilizar permanentemente la MOS (Schlesinger 2001), sino que apenas alcanzan un máximo del 25 % las reducciones de G.E.I. requeridas por el protocolo de Kyoto con vistas al 2050 (Read y May 2001). Se han propuesto prácticas de cultivos que permiten reducir las emisiones de G.E.I. por los suelos agrícolas, tales como las rotaciones de cosechas, el manejo integral de nutrientes o la labranza reducida y la reutilización de residuos orgánicos. Sin embargo, las reducciones de emisiones de CO₂ por los suelos agrícolas (obtenidas mediante estas prácticas), siguen siendo en gran parte inciertas (Freibauer *et al.* 2004), por lo que se debe presionar para que se realicen las necesarias experimentaciones y comprobaciones en diversas condiciones edafoclimáticas y agroecológicas de las áreas terrestres con mayor dedicación a la producción de alimentos y fibras (o biocombustibles, en su caso).

El contenido de este libro es, por tanto, muy importante y oportuno para la mejora de la agricultura y el potencial secuestro de C, dado que se exponen experimentos de campo y de laboratorio, contemplando los cambios químicos y dinámicas de la MOS en diversos cultivos. Particularmente es interesante la información sobre las experiencias llevadas a cabo en algunos países de Iberoamérica, de los cuales a menudo no se encuentran datos fidedignos sobre MOS o son inasequibles en la literatura científica internacional; además se incluye a España como buen representante de país con agrosistemas mediterráneos.

Sin duda los lectores de este libro encontrarán resultados experimentales útiles para la comparación con otras condiciones agropedológicas o para su inserción en modelos predictivos de cambios y dinámicas de la MOS. Este libro contribuirá indudablemente con datos adicionales en la esperanza de reducir la incertidumbre actual sobre las cantidades de C potencialmente capturado mediante prácticas de manejo de los agrosistemas.

CITAS BIBLIOGRÁFICAS

Freibauer A. *et al.* 2004. Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma* 122: 1-23.

I.P.C.C. (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2000. *Land Use, Land Use Change and Forestry*, Cambridge University Press, Cambridge.

Lal R. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, 304: 1623–1627.

Read D. y R. May. 2001. The role of land carbon sinks in mitigating global climate change. Policy Document 10/01. *Royal Society*. pg. 27.

Schlesinger W. H. y J. Lichter. 2001. Limited carbon storage in soil and litter of experimental forest plots under increased atmospheric CO₂. *Nature*, 411: 466-469.

Smith P., D. Martino, Z. Cai, D. Gwary, H. Janzen, P. Kumar, B. McCarl, S. Ogle, F. O'Mara, C. Rice, B. Scholes y O. Sirotenko 2007. En: *Agriculture, Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the 4th Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (B. Metz *et al.*, ed.). Cambridge University Press, Cambridge. Pp. 497-540.

Nápoles, 8 de Febrero de 2011
(año internacional de la Química).

MATERIA ORGÁNICA DE SUELOS Y SEDIMENTOS

Editores:

M. Belén TURRIÓN NIEVES
y Felipe GARCÍA OLIVA

PÉRDIDA Y RECUPERACIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA EDÁFICA EN CÓRDOBA (R. ARGENTINA)

Hernán P. Apezteguía y Roberto Sereno

Grupo de Gestión Ambiental de Suelo y Agua, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba. Avenida Valparaíso s/n, Ciudad Universitaria. cc 509, Córdoba 5000 (Argentina). <hapezte@agro.unc.edu.ar>

Resumen: La materia orgánica edáfica (MOS) tiene relevancia por dos aspectos: Es la principal reserva de C en la superficie terrestre y determinante de la calidad del suelo. El primer aspecto afecta directamente al cambio climático debido a la captura o emisión de CO₂ hacia la atmósfera. Se plantearon tres objetivos: a) caracterizar la pérdida de la MOS debida al cambio de uso de la tierra, b) evaluar las posibilidades del uso de sistemas de labranzas y de rotaciones de cultivo para revertir el proceso de degradación de la MOS y c) Anticipar esos cambios mediante una técnica sencilla. Para ello se tomaron muestras de suelo de una cronosecuencia y de un ensayo de labranzas de larga duración; se determinaron el C orgánico edáfico (COS) y el C liviano (Cliv). Se establecieron las variaciones en el tiempo y por profundidades. El COS disminuyó a medida que pasan los años desde la remoción del bosque nativo (BN) hasta alcanzar un nuevo equilibrio en un nivel inferior. La rotación de gramíneas y leguminosas estivales, conducidas sin remoción del suelo (siembra directa, SD), permite recuperar COS y convertir al suelo en un sumidero de C. La fracción Cliv resultó más sensible a los cambios en el uso y manejo del suelo y anticipa la evolución del COS. La calidad del suelo disminuyó con los años de agricultura tradicional y se incrementó con el manejo adecuado.

Palabras clave: Bosque nativo, suelos cultivados, siembra directa, labranzas con arado, rotaciones.

Loss and recovery of soil organic matter in Córdoba, Argentina

Abstract: Soil Organic Matter (SOM) is relevant for two aspects: it is the major reservoir of C in the surface and is a determinant of soil quality. The first issue directly affects climate change due to the capture or emission of CO₂ towards the atmosphere. Objectives proposed were: a) to characterize the loss of SOM due to the change of land use from natural vegetation to 80 years of cultivation; and b) to assess the potential use of tillage systems and crop rotations to reverse the degradation of SOM and allow the C sequestration. For this purpose soil samples were taken from a chronosequence and a test of long-term tillage were established; we determined the soil organic carbon (SOC) and light C (Cliv). Variations were monitored in time and depth. SOC content decreases from the

removal of native forest (BN) to reach a new equilibrium at a lower level of. The rotation of summer grasses and legumes conducted without soil disturbance (no tillage, SD), can retrieve SOC and turn the soil in a sink of C. Cliv fraction is more sensitive to changes in land use and management and anticipates the evolution of the SOC. The quality of the soil decreased with years of traditional agriculture and increased with the improved management.

Key words: native forest, cultivated soils, direct seeding, conventional tillage, rotations.

INTRODUCCIÓN

El incremento en la concentración de CO₂ en la atmósfera (32 % desde 1850 hasta nuestros días) junto al de otros gases, estaría produciendo un incremento en la temperatura media de la atmósfera terrestre (I.P.C.C., 2007). El hecho de que en la últimas décadas se hayan observado las temperaturas medias anuales globales más elevadas desde que existen registros (Rosenberg e Izaurralde, 2001), unido a la verificación de incrementos en las precipitaciones en algunas regiones (Ateca, 2002), induce a pensar que ya se está detectando un cambio climático. Junto con las emisiones industriales las emisiones de ecosistemas terrestres se deberían incluir en las estrategias para limitar las concentraciones atmosféricas de CO₂, (Lal *et al.*, 2004; Apezteguía *et al.*, 2009; Wise *et al.*, 2009). En el cambio de uso de la tierra y en la deforestación de selvas tropicales la materia orgánica del suelo está actuando como fuente de CO₂ atmosférico. Sin embargo, también su potencial como sumidero es muy importante, ya que se estima que en los próximos 50-100 años pueden acumularse entre 40 y 80 Pg (peta gramo: 10¹⁵g) de C en las tierras agrícolas (Rosenberg e Izaurralde, 2001; Lal *et al.*, 2004; IPCC, 2007). Los cambios de la materia orgánica del suelo (MOS) están condicionados por la humedad y temperatura, por la textura de los suelos (Oades, 1984; Trumbore *et al.*, 1996) y por el uso y manejo que pueden inducir ganancias o pérdidas de MOS que repercute sobre la “salud” de todo el planeta. Los suelos cultivados que poseen un bajo tenor de MOS tienen más facilidad para incrementarlo a través de un manejo adecuado que aquellos inicialmente más ricos (Nyborg *et al.*, 1995; Lal *et al.*, 2004).

El concepto de salud del suelo se usa prácticamente como sinónimo del de calidad (Doran, 2002), aunque puede distinguirse una connotación dinámica en el concepto de salud; es decir, éste define cuál es el “estado actual” del recurso. Actualmente, el carbono orgánico edáfico (COS) es considerado uno de los atributos más importantes para definir la “calidad-salud del suelo” (Carter, 2002; Shukla *et al.*, 2004).

Se han buscado distintas formas de fraccionar a la MOS, en intentos por asociar funciones, grados de evolución y tasas de descomposición de la MOS con fracciones específicas (Post *et al.*, 2001). En el presente trabajo se ha

utilizado el fraccionamiento por flotación en un líquido de alta densidad; a la fracción que se la denomina liviana. Cada fracción de la MOS decae de manera diferente; la fracción liviana es la que decrece más rápidamente (Janzen *et al.*, 1992) y, por lo tanto, permite anticipar cambios que aún no se manifiestan en el COS.

En la provincia de Córdoba (R. Argentina), se ha producido una remoción (desmonte) del bosque nativo (BN) casi completa. Además, en las últimas décadas se ha intensificado el monocultivo de la soja en desmedro de los pastos y de rotaciones con gramíneas que aportan mayores cantidades de residuos y brindan mayor protección al suelo. Por otra parte, se han difundido mucho los sistemas de labranza sin remoción del suelo, dado que estos sistemas son los que requiere una menor inversión.

En los suelos de la región central de la provincia de Córdoba se ha producido una caída substancial en los niveles de MOS, pero algunas formas de manejo permiten recuperar parcialmente su contenido en el suelo. Esta evolución puede ser anticipada midiendo las fracciones lábiles de la MOS.

Los objetivos que se plantean son:

- Caracterizar la pérdida de la MOS debida al cambio de uso de la tierra, desde la vegetación natural a tras 80 años de cultivo (en las condiciones de suelo y clima de la región central de Córdoba).
- Evaluar las posibilidades del uso de sistemas de labranzas y de rotaciones de cultivo para revertir el proceso de degradación de MOS, permitir la captura de C y mejorar la calidad de los suelos.
- Evaluar las posibilidades de anticipar estos cambios mediante el fraccionamiento por flotación de la MOS.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ubicación geográfica

La región semiárida central de la provincia de Córdoba (Argentina), es una llanura integrada por varios ambientes geomorfológicos. Esta se encuentra ubicada al Este de las Sierras de Córdoba. Dentro de esta amplia zona se encuentra la Pampa Loessica Alta (Gorgas y Tassile, 2006).

Los dos sitios elegidos para el presente trabajo se encuentran fuera de la zona afectada por la erosión y son: a) la Estación Experimental INTA Manfredi (EEA INTA Manfredi; 31°49'12" S y 63°46' O, 292 m snm) ubicada en el Departamento Río Segundo (Provincia de Córdoba); y b) un predio ubicado al Norte de la localidad de Piquillín (31°18' S y 63°46' O, 281 m snm), en el Departamento Río Primero (Provincia de Córdoba; Fig. 1).

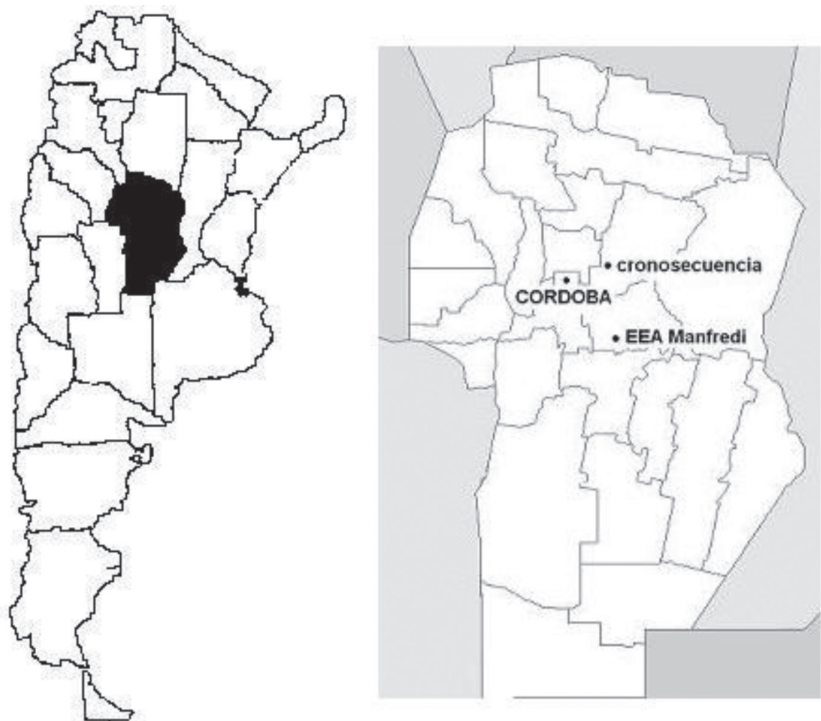


Figura 1. Croquis de ubicación de los sitios de ensayo (provincia de Córdoba, Argentina).

Clima

La zona de estudio se halla ubicada entre las isoterma anuales de 17 y 18 °C. La temperatura media del mes más cálido (Diciembre) es de 22,7 °C, mientras que la del mes más frío (Julio) es 8,9 °C. El invierno térmico (temperatura media inferior a 10 °C) es breve (de Junio a Agosto) y las amplitudes térmicas no son muy marcadas (13,8 °C en Manfredi; Ateca, 1997) sobre todo en comparación con las del hemisferio Norte.

El régimen pluviométrico es monzónico; es decir, que las precipitaciones se concentran en el semestre cálido. En Manfredi y Piquillín (localidades donde se realizaron los ensayos), el 80 % de las precipitaciones ocurren entre Octubre y Marzo (Fig. 2). Se adoptó el criterio de tomar la serie de datos pluviométricos correspondiente a la ciudad de Río Primero, ubicada a 10 km de distancia de la localidad de Piquillín. Las precipitaciones medias anuales son: Manfredi 732 mm a⁻¹ y Río Primero 761 mm a⁻¹. En la región existe una tendencia creciente de las precipitaciones de aproximadamente 2 mm por año (Ateca, 2002).

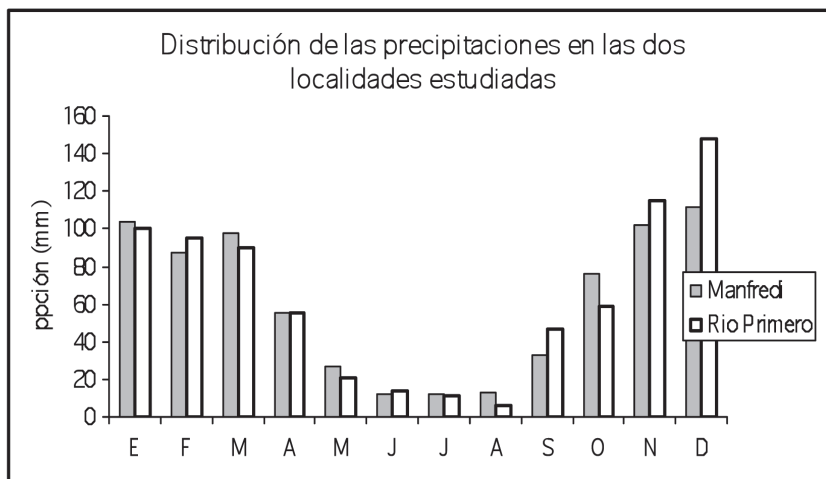


Figura 2. Distribución mensual de las precipitaciones en las localidades de Manfredi y Río Primero, correspondientes a los sitios de los ensayos (provincia de Córdoba, R. Argentina).

Suelos

El material originario de los suelos que cubren la región de estudio es el Loess Pampeano, un sedimento eólico cuyo origen se asocia al desmenuzamiento de rocas de diferente litología por acción glaci-fluvial en la región andina y centro patagónico (Moscatelli y Puentes, 1996). Este sedimento transportado por vientos del sector es relativamente reciente, ya que pertenece al Cuaternario y también contiene vidrio volcánico en su composición, lo que lo definiría como una eolo-cinerita. La textura del sedimento es franco-limosa, característica que ha sido trasladada a los suelos (Tabla 1).

La gran uniformidad del material ha provocado que las diferenciaciones entre los suelos sean debidas al clima. En la región que nos ocupa los perfiles edáficos tienen una secuencia de horizontes A, B, Ck, donde el horizonte enriquecido en carbonato de Ca pulverulento, Ck, se encuentra normalmente a menos de -1 m de la superficie (Tabla 1).

Estos suelos han sido clasificados como *Haplustoles énticos* y *Haplustoles típicos* (Gorgas y Tassile, 2006; *Soil Survey Staff*, 1998) y son muy fértiles desde el punto de vista químico (ricos en K, P y Ca).

Vegetación natural y cultivos

La zona en estudio se encuentra totalmente dentro de la región fitogeográfica del Espinal (Luti *et al.*, 1979). Esta formación constituye un ecotono entre las formaciones del “bosque chaqueño” (que es un bosque subtropical xerófilo con predominancia de especies caducifolias de hojas pequeñas o

Tabla 1. Datos analíticos del perfil típico de la serie Oncativo, correspondiente a la EEA INTA Manfredi (Argentina).

Horizontes edáficos	A	B	Ck
Profundidad (cm)	0 - 23	25 - 53	> 53
Carbono orgánico (g C kg ⁻¹)	11,8	5,6	2,3
Nitrógeno total (g N kg ⁻¹)	1,22	0,9	N. d.
C/N	9,7	6,2	N.d.
Arcilla (g kg ⁻¹)	167	122	102
Limo (g kg ⁻¹)	686	711	719
CaCO ₃ (g kg ⁻¹)	0	0	4,7
Humedad equivalente (g kg ⁻¹)	211	199	196
pH (1:2,5)	6,4	7,1	8,3
Ca ⁺⁺ 1/2 (cmol(+)/kg)	9,2	10,4	N.d.
Mg ⁺⁺ 1/2 (cmol(+)/kg)	1,1	1,5	N.d.
Na ⁺ (cmol(+)/kg)	0,2	0,09	N.d.
K ⁺ (cmol(+)/kg)	2,8	1,7	N.d.
H ⁺ (cmol(+)/kg)	1,5	0,5	N.d.
CIC (cmol(+)/kg)	15,6	14,2	N.d.

N.d.: No determinado

transformadas en espinas) y la “estepa pampeana” (con predominancia de especies herbáceas). En el Espinal dominan el estrato arbóreo los algarrobos (*Prosopis alba*, *P. nigra*), acompañados por el quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco*), tala (*Celtis tala*), chañar (*Geoffroea decorticans*) y en el estrato arbustivo espinillo (*A. caven*), tusca (*Acacia aroma*) y otras. Existe además un estrato herbáceo constituido por gramíneas (*Setaria spp.*, *Trichloris spp.*, *Cenchrus spp.*, *Stipa spp.*, *Bromus spp.*) asociadas a cardas (*Eryngium spp.*), viznaga (*Ammi visnaga*), *Oxalis spp.* y *Quenopodium spp.*, entre otras especies.

En la EEA INTA Manfredi el bosque nativo (BN) fue eliminado hace más de 80 años. En Piquillín existen sectores aún con vegetación natural.

Ensayos de labranzas (EEA INTA Manfredi)

Este ensayo fue iniciado en 1983. El diseño experimental es de parcelas distribuidas en bloques al azar con 4 repeticiones. La dimensión de las parcelas fue de 40 m de largo por 10,5 m de ancho. La parcela principal tuvo los tratamientos de labranzas con una rotación de cultivos bienal constante. Inicialmente la rotación fue de sorgo-soja, que fue reemplazada por maíz-soja a partir de 1992. A la mitad de las parcelas se les aplicó fertilizante nitrogenado a razón de 50 kg N ha⁻¹ durante el cultivo de las gramíneas (Núñez Vázquez *et al.*, 1996). Las muestras de suelo para este estudio fueron tomadas en la mitad fertilizada.

Los tratamientos considerados fueron:

- Labranza convencional (LC), arado de rejas y rastra de discos y dientes.
- Labranza vertical (LV), cincel y cultivador de campo.
- Siembra directa (SD), con labranza mínima hasta 1995.

Estudio de cronosecuencia

El estudio de cronosecuencia se condujo en Piquillín, donde coexisten lotes bajo bosque nativo con lotes desmontados y convertidos sucesivamente a uso agrícola a través de los años (1, 11, 21, 40 años de desmontado). Se consideró que dicha situación era representativa de una cronosecuencia; es decir, la expresión de una distribución temporal a través de una distribución espacial. Esta solución carece de la precisión que tendría haber tomado muestras sucesivas en un mismo sitio porque está involucrado el error debido a la variación espacial; por eso se eligieron solamente perfiles de suelo correspondientes a la misma serie. El uso de cronosecuencias para el estudio de los recursos naturales es una opción aceptada para tratamientos con una variación temporal importante (Jastrow, 1996; Tian *et al.*, 1998) y variación espacial asumible (escasa).

Toma y tratamiento de las muestras

Las muestras de suelo fueron tomadas en Julio de 1999 a cuatro profundidades: 0-10, 10-20, 20-30 y 30-40 cm. En el ensayo de labranzas se tomaron muestras compuestas de todas las parcelas (20 submuestras por parcela). Las muestras se extrajeron con barrena de presión. En la cronosecuencia se abrieron calicatas de aproximadamente 1 m de diámetro y se extrajo material de cada profundidad. Las muestras extraídas fueron secadas al aire en el laboratorio y tamizadas con un tamiz de 2 mm (Post *et al.*, 2001).

Determinación de la densidad aparente

Se determinó la densidad aparente (Dap) mediante un cilindro Kopeki convencional con un volumen de 259 cm³. El cilindro se introduce en el suelo sin disturbar, con un cuchillo afilado se cortó el excedente de suelo. El suelo contenido en el volumen del cilindro fue extraído y secado a estufa hasta masa constante.

Cálculo de masas equivalentes

Debido a que las variaciones en el COS afectan la Dap de los suelos los muestreos con profundidad fija pueden enmascarar las verdaderas diferencias de COS. Por eso Ellert y Bettany (1995) y Steinbach y Álvarez (2005) recomendaron el cálculo de masa equivalente de suelo para la evaluación de

diferencias de COS causadas por distintos tratamientos. Se calcula la masa de suelo contenida en una hectárea en base a la Dap y al espesor de suelo considerado. Esto se realiza para cada tratamiento y profundidad. Luego se elige como referencia la masa de un suelo considerado testigo, p.e. el suelo de BN. A cada tratamiento se le calcula la cantidad de COS y Cliv que habría en una masa igual a la elegida para cada profundidad.

Fracción liviana de la materia orgánica del suelo

Se utilizó la técnica descrita por Strickland y Sollins (1987), modificada por Janzen *et al.* (1992). Esta separa la fracción no acomplejada con los minerales del suelo mediante una solución de NaI. Se pesan aproximadamente 15 g de suelo en un frasco de vidrio con tapa a rosca de 70 mL. Se agregan 40 mL de solución de NaI ($\delta = 1,8 \text{ g cm}^{-3}$), se tapa y se agita vigorosamente con agitador mecánico durante 60 min. Luego se centrifuga durante 10 min. Se extrae el material flotante con un tubo de plástico conectado a un elemento filtrante, conectado a su vez a una trompa de vacío. La fracción libre (liviana), flota a esa densidad.

Determinaciones analíticas de carbono orgánico edáfico (COS)

Se determinó el C orgánico de los suelos (COS) por combustión seca (Nelson y Sommers, 1996), previa eliminación de carbonato si los hubiese.

Análisis estadísticos

Las herramientas estadísticas utilizadas fueron análisis de la varianza (ANOVA) y *test* DGC (Di Rienzo *et al.*, 2002) para diferenciación de medias entre tratamientos y por profundidades. También se calculó el coeficiente de correlación para estimar asociación entre variables o entre el resultado de un modelo y los datos. Se calculó el desvío estándar de la media y el error porcentual de los datos estimados en relación a los observados. El método de ajuste de regresiones lineales se utilizó para determinar la influencia de una variable sobre otra. Todos los análisis estadísticos se hicieron utilizando el programa *Infostat* (*InfoStat*, 2002).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Pérdidas del carbono orgánico total (COS) debidas al desmonte y uso agrícola.

Estudio de una cronosecuencia

El COS decreció con el tiempo transcurrido a partir del momento del desmonte. Esto se verifica en una masa de suelo equivalente a la del BN en

el espesor 0-40 cm, en una ha y claramente para la masa equivalente a la primera profundidad (0-10 cm) del BN (Fig. 3).

Las funciones exponenciales decrecientes de las figuras fueron ajustadas a los datos. Para el cálculo se le asignó un valor a la constante aditiva (b) tomado del valor promedio del COS de todos los ensayos realizados en el EEA INTA Manfredi para cada profundidad considerada. Se adoptó este criterio porque los suelos del EEA INTA Manfredi tienen una historia agrícola mucho mayor que los de la cronosecuencia y puede suponerse que en ellos se ha alcanzado un nuevo estado de equilibrio.

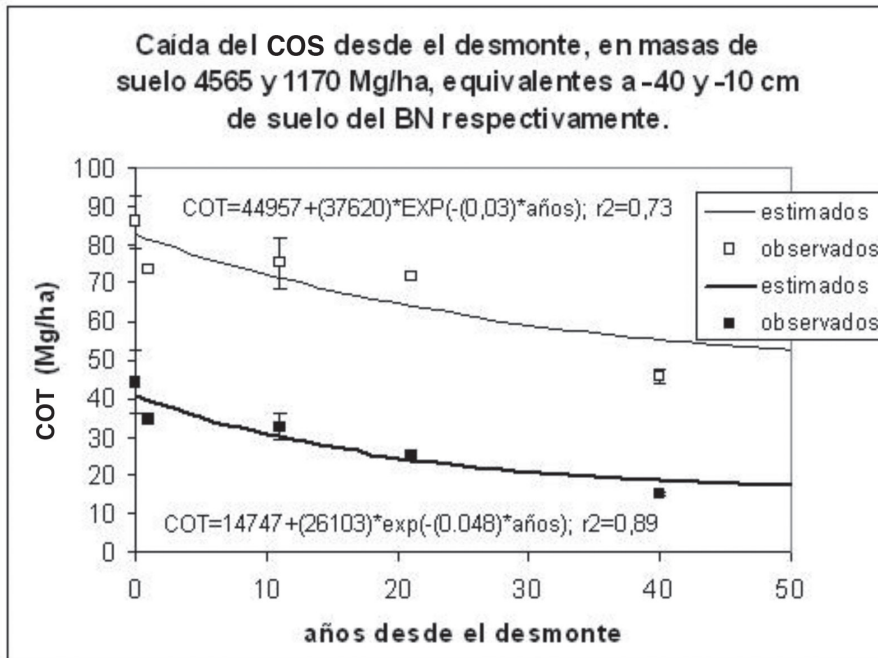


Figura 3. Evolución del COS (kg C ha^{-1}), en una masa equivalente a un espesor de -40 y -10 cm en el bosque nativo con el paso de los años desde el desmonte. Las líneas corresponden a la función exponencial de ajuste.

Las ecuaciones ajustadas con los datos experimentales indican que el COS, luego de período superior a 80 años, alcanza un nuevo valor (la constante aditiva). Es decir, estamos considerando la tasa de cambio y no la constante de mineralización.

La mayor disminución se produce en la primera profundidad (0-10 cm), del 67 % del valor de COS en BN; en las otras profundidades las variaciones en el contenido de COS son menos importantes: 38, 22 y 12 % respectivamente (Tabla 2). Mann (1986) encontró una pérdida de COS del 77 % en *Ustolls* a la profundidad de 0-15 cm cuando este suelo se transformó de

vegetación natural a cultivos (sin especificar el número de años). Zach *et al.* (2006), en la provincia de La Pampa, reportaron pérdidas del 56 % del COS en los primeros -6 cm del perfil cuando se remueve el BN. Esta provincia posee un clima más frío que Córdoba, los suelos son más arenosos y se consideraron sólo los primeros -6 cm que son los más activos; las pérdidas resultaron mayores en Córdoba. Los valores encontrados en los ensayos de la Estación Experimental de INTA Manfredi, que tienen una historia agrícola de más de 40 años, son similares a los de la cronosecuencia al cabo de 40 años desde la deforestación.

Tabla 2. Datos de contenidos de COS correspondientes al BN y a los ensayos realizados en EEA INTA Manfredi. Se expresan para una masa equivalente a la de cada capa de suelo del bosque nativo. Porcentaje de COS de los suelos de EEA INTA Manfredi con respecto a los suelos del BN.

Prof. cm	C Orgánico total (COS)		
	Mg C/ha	desv. e.	% BN
Bosque Nativo (BN)			
0-10	43,6	8,2	
10-20	20,0	0,7	
20-30	13,0	1,7	
30-40	8,5	0,6	
0-40	85,2	7,2	
Nuevo equilibrio (suelos de Manfredi); (en masa de suelo igual a la del BN)			
0-10	14,7	2,1	33
10-20	12,7	0,8	62
20-30	10,2	1,2	78
30-40	7,5	0,9	88
0-40	45,0	3,8	52

(Los valores de profundidad en los suelos de Manfredi corresponden en realidad a la profundidad correspondiente del BN, ya que cada capa tiene igual masa, pero los espesores son menores por haberse incrementado la Dap).

Para explicar las causas de una declinación tan importante podríamos referirnos al balance de C en el suelo. De una manera simplificada podemos establecer que el COS del suelo es el resultado de aportes de C al sistema menos las salidas de C del mismo. Respecto a los aportes una simple observación de un bosque nativo (BN) y de un cultivo en la zona estudiada permite ver la magnitud de las diferencias en biomasa. El BN posee tres estratos, se presenta como una masa relativamente compacta de 6-10 m de altura y la cobertura del suelo es completa durante todo el año. Mientras que el cultivo cubre solo el estrato herbáceo y durante una parte del año. No se ha podido cuantificar la producción anual de biomasa en BN en el sitio de estudio; sin embargo, Abril *et al.* (2005) determinaron para la zona de Chancaní (Oeste de la provincia

de Córdoba) bajo condiciones climáticas de aridez y sobre un suelo de textura franco arenosa, 2,05 Mg MS ha⁻¹ de hojarasca. Se considera que los aportes efectuados en la zona de Piquillín son considerablemente mayores porque el clima más húmedo permite una mayor producción de biomasa. Además, la calidad de los restos orgánicos aportados en BN es distinta a la de los cultivos. Como ejemplo se puede citar a Bucher *et al.* (2003), quienes encontraron que las hojas de *Prosopis sp.* (una especie abundante en Piquillín) en otoño poseen un 26 % de lignina, mientras que en los rastrojos de maíz o de soja los contenidos de lignina son del 13 % (Andriulo *et al.* 1999). Como luego del desmonte se han pastoreado los rastrojos sistemáticamente se considera que los aportes de C al suelo son inferiores a los del BN en calidad y cantidad.

Otro factor a considerar son las salidas de C del sistema. Las mayores pérdidas se dan como CO₂ producido por los microorganismos durante la descomposición y mineralización de la MOS (Nannipieri, 1993). Las pérdidas de COS son considerables en las dos primeras profundidades (0-10 y 10-20 cm; Tabla 2).

Estudios de cinética de la MOS introdujeron el concepto de fracciones que están protegidas de la degradación bajo la vegetación natural y desprotegidas durante el cultivo. Esta desprotección afecta a todas las fracciones de la MOS (en nuestro caso hacemos referencia solamente a las fracciones del COS; Balesdent *et al.*, 2000). Son varias las causas que incrementan las tasas de descomposición cuando se cambia el uso del suelo de BN a cultivos:

1) Cambio del clima del suelo. Un incremento de la temperatura produce un aumento de la actividad microbiana y, consecuentemente, de la mineralización del COS. De acuerdo con los parámetros del modelo Rothamsted (Jenkinson *et al.*, 1992), una disminución en la temperatura de 2 °C hace que la tasa de mineralización resulte multiplicada por 0,8. Casas y Mon (1988), en un BN de la región Chaqueña semiárida, reportaron diferencias en la temperatura del suelo superficial (0-5 cm) entre el BN y el suelo cultivado de 6 °C, alcanzando máximas de 9 °C.

2) La rotura de macroagregados en microagregados (<150-300 μm), que incrementa la mineralización del COS. Los macroagregados ofrecen cierta protección a la biodegradación, siendo esta última mayor cuanto mayor sea el tenor de COS y el contenido de arcilla. Las labranzas destruyen los macroagregados (Balesdent *et al.*, 2000). Este efecto es importante en los suelos estudiados donde los tenores de arcilla son bajos.

3) Destrucción de microagregados. Gregorich *et al.*, (1989) encontraron un incremento en la biodegradación cuando rompieron agregados del tamaño de la arena y limo. La exposición del suelo al impacto de las gotas de lluvia produce la rotura de estos agregados; por tanto se facilita la biodegradación del COS. También los ciclos de humedecimiento y desecación, que son mucho más importantes en suelos descubiertos, producen destrucción de microagregados (Balesdent *et al.*, 2000).

4) Otros agentes de “protección física” también pueden estar involucrados. Capriel (1997) encontró que el laboreo del suelo producía una disminución de la hidrofobicidad, la estabilidad de los agregados y el contenido de COS. También la anaerobiosis parcial en los microporos es, sin duda, eliminada por las labranzas, permitiendo un mayor ataque microbiano.

Se considera que todas las causas arriba mencionadas han actuado en la cronosecuencia como consecuencia de la eliminación del BN y las labranzas realizadas que dejan el suelo al descubierto.

En las tierras cultivadas las entradas de C son menores a las que tenía el suelo en el BN y las salidas mayores. Esto produce la disminución del COT hasta que se alcanza un nuevo equilibrio en un nivel más bajo. Se considera que las condiciones de humedad y elevadas temperaturas del verano en la región favorecen una intensa actividad microbiana cuando se elimina la protección del BN y se pierde la protección física. Como resultado de lo cual los tenores de COT en la región estudiada resultan inferiores a los de otras zonas menos cálidas. Esto resulta coherente con lo encontrado por Alvarez y Lavado (1998) en suelos de la región chaco-pampeana (no incluida la provincia de Córdoba). Otro factor de gran importancia en la pérdida de MOS cuando la vegetación natural es reemplazada por cultivos es la erosión del suelo (Rosenberg e Izaurralde, 2001). Para poder simplificar el balance de C, limitándolo a las entradas como residuos y salidas como CO₂, en el presente trabajo se ha elegido un predio que no presentara síntomas de erosión.

Paralelamente a la disminución de COS se produce una redistribución del mismo, ya que la segunda profundidad (10-20 cm) recibe aportes del horizonte superior debido a la inversión del suelo causada por la labranza. Por ese motivo el haber utilizado para el estudio una profundidad superior a la de las labranzas (-40 cm) asegura que los cambios no son debidos solamente a una redistribución mecánica.

Evolución de la fracción liviana de la materia orgánica edáfica

Esta fracción extraída por diferencias de densidades representa al material vegetal muy poco descompuesto y lábil.

El C de la fracción liviana (Cliv) decrece a medida que pasan los años desde se realizó el desmonte. Esta tendencia es clara en la primera profundidad, que es la más importante en cuanto a la cantidad de Cliv (Fig. 4), ya que (como puede observarse), incluso al cabo de 40 años el contenido de Cliv de 0-10 cm es superior al que existía en el BN de 10-20 cm.

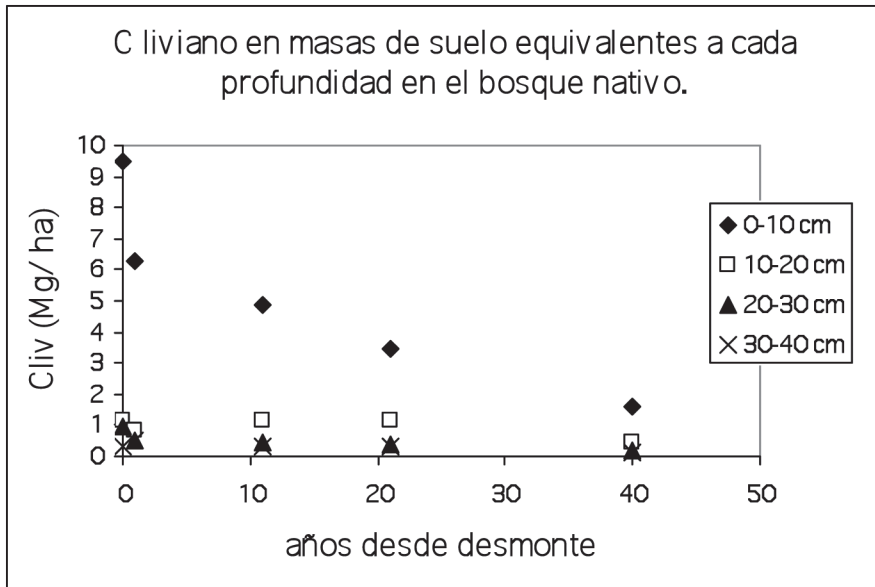


Figura 4. Masa de C de la fracción liviana (Cliv) en masas de suelo equivalentes a las diferentes profundidades del suelo del bosque nativo a través de los años.

Con el mismo criterio que el empleado para el COS se compararon, además de los suelos de la cronosecuencia entre sí, éstos con los suelos de EEA INTA Manfredi (promedio de todos los ensayos) donde se supone se ha alcanzado un nuevo equilibrio (Tabla 3).

En comparación con el suelo de BN, la cantidad de Cliv perdida es del 83, 70, 89 y 76 % respectivamente en las cuatro profundidades de las muestras de 40 años y del 85, 63, 82 y 61 % en los suelos de EEA INTA Manfredi. Esto sugiere una tasa de descomposición más uniforme con la profundidad respecto del COS. El hecho de que la segunda profundidad (10-20 cm) tenga una pérdida menor (63 %) que la tercera (82 %) puede explicarse por un posible mayor aporte de residuos desde la superficie debido a la inversión mecánica.

Se han ajustado ecuaciones exponenciales decrecientes con el mismo criterio empleado para el COS; es decir, asignándole como constante aditiva el valor promedio de Cliv de los suelos de EEA INTA Manfredi en masas de suelo equivalentes a la de cada espesor del BN (Fig. 5); han tenido un buen ajuste ($r^2 = 0,87$ y $0,89$) considerando todo el espesor.

Puede concluirse que el Cliv es representativo de las fracciones lábiles del COS y que éstas se descomponen rápidamente después de la remoción de la vegetación natural (Turchenek y Oades, 1979; Strickland y Sollins, 1987; Janzen *et al.*, 1992; Barrios *et al.*, 1996). Esto significa que esta fracción tenía una tasa de descomposición menor antes de que el suelo se utilizara para

Tabla 3. Contenidos de C de la fracción liviana (Cliv) correspondientes al bosque nativo y al promedio de los ensayos de EEA INTA Manfredi. Expresados para una masa equivalente a la de cada capa de bosque nativo. Porcentaje de Cliv de los suelos de EEA INTA Manfredi respecto a los del bosque nativo.

Prof. cm	C. liviano		
	Mg/ha	desv. e.	% BN
Bosque Nativo (BN)			
0-10	9,5	3,1	
10-20	1,2	0,7	
20-30	1,0	0,7	
30-40	0,4	0,1	
0-40	11,9	2,1	
Nuevo equilibrio (suelos de Manfredi); (en masa de suelo igual a la del BN)			
0-10	1,5	0,6	15
10-20	0,4	0,1	37
20-30	0,2	0,1	18
30-40	0,1	0,2	39
0-40	2,2	0,6	18

(Los valores de profundidad en los suelos de Manfredi corresponden en realidad a la profundidad correspondiente del BN, ya que cada capa tiene igual masa pero los espesores son menores por haberse incrementado la Dap).

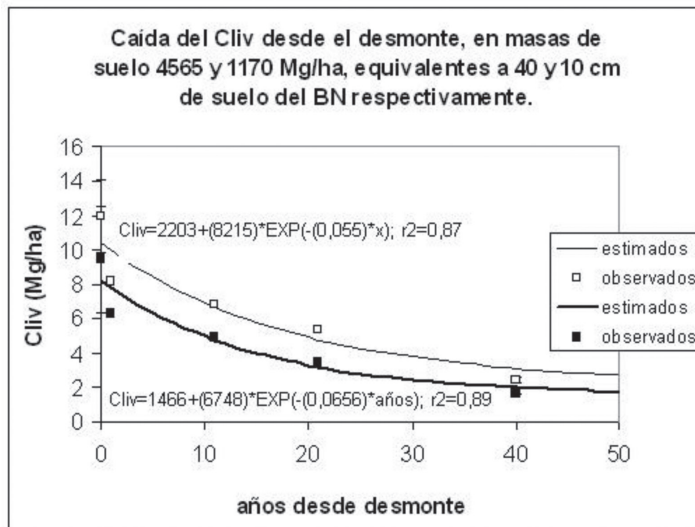


Figura 5. Decrecimiento del C de la fracción liviana (Cliv) con el tiempo desde el desmonte para una masa equivalente al espesor 0-40 cm y -10 cm del bosque nativo. Datos observados y estimados con la ecuación de ajuste obtenida.

cultivo (Balesdent *et al.*, 2000) y que tiene una respuesta más rápida que el COS a las condiciones de menores aportes y mayores tasas de mineralización.

Distribución vertical del COS

Es conocido que los implementos de labranza producen una homogeneización del contenido de COS en profundidad y, así, la disminución en el primer horizonte puede atribuirse, en parte, a esa mezcla. Sin embargo, puede observarse que existe una disminución del COS en todas las profundidades, siendo en el horizonte superficial muy importante e ínfima a los -40 cm.

Franzluebbers, 2002, analizó las posibilidades de la relación de estratificación como indicador de calidad del suelo y definió ésta como el cociente entre el contenido de C en el horizonte superficial (0-2,5 cm) con el contenido a mayor profundidad (7,5-15 cm ó 12,5-20). En el presente trabajo se calcularon los índices considerando las profundidades 0-10 cm y 30-40 cm. Se optó por esta última profundidad porque en ella hay poca influencia del manejo del suelo; se puede observar que los valores de suelo cultivado son muy cercanos a los de BN (Fig. 6) y, además, porque el índice se hace más sensible a los tratamientos cuanto mayor sea la profundidad de la muestra usada como divisor (Mrabet, 2002). Los valores hallados fueron:

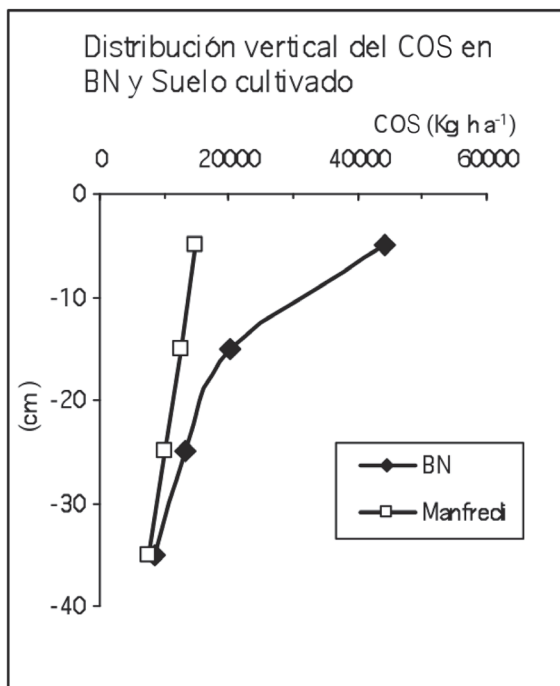


Figura 6. Distribución vertical del COS en BN y suelos cultivados durante mucho tiempo.

para BN 51,3 y para suelo cultivado 1,96. Este índice presenta una gran sensibilidad si se considera que el COS en el espesor completo (0-40 cm) de los suelos cultivados ha disminuido aproximadamente a la mitad del valor del suelo de BN.

Por lo antedicho se considera que la distribución vertical más homogénea en el caso de los suelos cultivados es también una forma de degradación. En la Fig. 6 se puede observar la distribución vertical del COS en los dos manejos contrastantes (BN y cultivado, Manfredi).

Emisión de CO₂ a la atmósfera en el paso de BN a cultivos

La diferencia entre el COS en los suelos correspondientes al BN y los suelos de Manfredi es de 40.000 kg C ha⁻¹ (Tabla 2). El espesor de suelo considerado (0-40 cm) en el BN es el que tiene mayor contenido de COS, Por otro lado, se observa que en la profundidad correspondiente a 30-40 cm todavía hay pérdidas en el contenido de COS (Tabla 2) lo que induce a pensar que a mayores profundidades también habrá pérdidas de COS, aunque éstas sean cada vez menores. Esta consideración permite deducir que se cuenta con una buena aproximación a la máxima cantidad de C perdido por un suelo tras haber sido desmontado y utilizado para cultivos.

El destino del C perdido es la atmósfera, en forma de CO₂, bien por la respiración de los microorganismos o por combustión directa cuando se usa el fuego en alguna etapa del desmonte. Se considera que otras vías de pérdida son despreciables; por ejemplo, la pequeña proporción de C soluble con el agua edáfica que pudiera emigrar en profundidad, la cual, en su mayor parte, quedaría a profundidades en las cuales podría ser transformado a CO₂. Esta suposición se basa en mediciones de la humedad del suelo llevadas a cabo sistemáticamente en la región, estudiada hasta una profundidad de -2,8 m (Ateca *et al.*, 2001) que demuestran que la mayor parte del movimiento del agua se produce en los primeros -100 cm.

De acuerdo a las consideraciones anteriores es posible afirmar que se han emitido no menos de 40 Mg de C-CO₂ por el suelo por cada hectárea desmontada en los últimos 80 años.

Recuperación del carbono orgánico edáfico (COS)

Variaciones a lo largo del ensayo de labranzas

Desde el comienzo del ensayo de labranzas se fue determinando periódicamente la concentración de COS (g C kg⁻¹) en la profundidad 0-10 cm en los tratamientos siembra directa (SD), labranza vertical (LV) y labranza convencional (LC). Las determinaciones tienen diferencias metodológicas con las realizadas posteriormente (están expresadas en concentración y no en masa

por hectárea) y se considera que la validez se restringe a ese período de 16 años. Sin embargo, permiten observar una tendencia; pudiéndose comprobar una paulatina diferenciación en los tenores de C en los tres tratamientos considerados (Fig. 7). En los últimos años de mediciones la SD tiene algo más de C que LV y mucho más que LC. Más que ganancia de C en las labranzas conservacionistas se observa una pérdida en la labranza convencional.

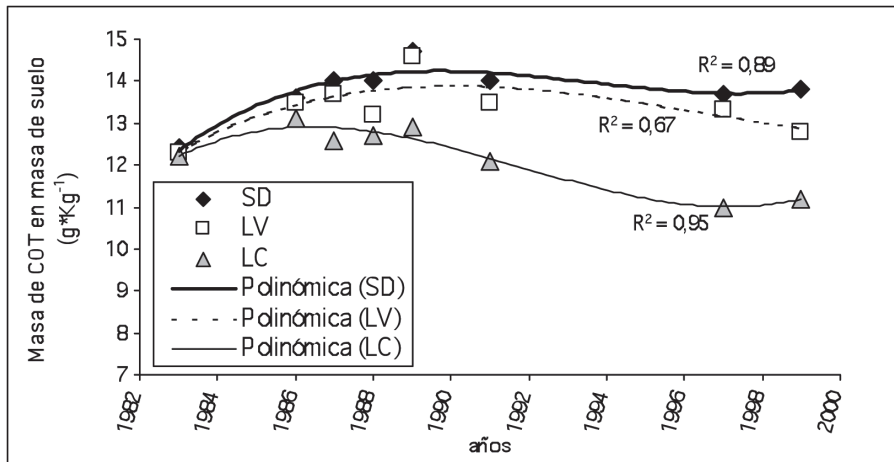


Figura 7. Evolución del carbono orgánico edáfico (COS), expresado como concentración (g C kg^{-1}), en los primeros -10 cm del perfil. Siembra directa (SD), labranza vertical (LV) y labranza convencional (LC). Las líneas de tendencia ajustadas corresponden a polinomios de tercer grado.

Los contenidos de COS con respecto a la situación inicial se incrementaron en las labranzas conservacionistas (SD y LV), particularmente en SD, y disminuyeron en LC (Fig. 7). Se comenzó con un contenido $12,3 \text{ g C kg}^{-1}$, y con la SD se estabilizaron los valores alrededor de 14 g C kg^{-1} . Esto concuerda con lo mencionado por Nyborg *et al.* (1995), quienes indicaron que, mediante un manejo adecuado, resulta más fácil incrementar los tenores de COS cuando se parte de un valor inicial bajo.

Distribución con la profundidad y cantidad absoluta de COS

La Tabla 4 muestra los resultados de los análisis realizados en las muestras de suelo tomadas en el año 1999 en los cuatro bloques del ensayo de labranzas. El ANOVA indicó diferencias significativas entre tratamientos y profundidades e interacción entre los dos factores. El tratamiento de SD tuvo más COS que los otros dos; las diferencias fueron mayores en la primera profundidad, evidenciando la acumulación en superficie que produce este sistema. En LV se observa un incremento superficial de COS, aunque no

tan marcado como en SD; en LC, en cambio, se observa un valor menor en la primera profundidad respecto a la segunda. En otros ensayos realizados en la región semiárida argentina se obtuvieron resultados similares (Kruger, 1996; Quiroga *et al.*, 1996). Como la acumulación superficial de MOS es importante para la resistencia del suelo a la erosión hídrica y eólica (Galantini, 2001; Franzluebbbers, 2002) este resultado encontrado tiene importancia práctica.

En SD la distribución del COS en el perfil en el tratamiento SD tiene más COS en la profundidad de 0-10 cm que en la de 10-20 cm (Fig. 8); en eso se asemeja al perfil del bosque nativo (BN), aunque la cantidad de COS del horizonte superficial de BN es enormemente mayor. En los otros dos casos, LC y LV, la forma de distribución del COS en el perfil está determinada por el tipo de remoción que han sufrido. En LC los residuos se mezclan con el suelo a la profundidad de arada y la fuerte oxigenación promueve una mayor mineralización superficial; eso explica que se encuentre la mayor riqueza de COS entre los -10 y -20 cm de profundidad. En LV se produce una remoción no tan importante y la mayor parte de los residuos de cosecha quedan en superficie, de allí que tenga un comportamiento intermedio entre los otros dos tratamientos: la cantidad de COS es prácticamente igual de 0-10 cm que de 10-20 cm. Aplicando el índice de estratificación de la MOS (Franzluebbbers, 2002), es decir, COS_{0-10}/COS_{10-20} se obtuvieron los siguientes valores: SD 1,15; LV 1,02; y LC 0,82, que estarían indicando la diferente calidad del suelo bajo los tres tratamientos de labranzas considerados.

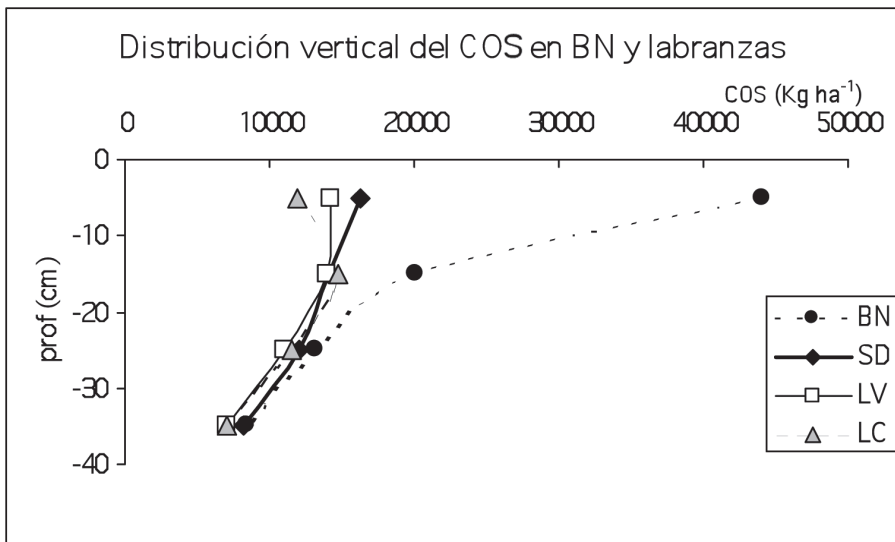


Figura 8. Distribución vertical del COS en suelo de bosque nativo (BN) y de los tres sistemas de labranza: siembra directa (SD), labranza vertical (LV) y labranza convencional (LC).

Siendo el suelo de BN la situación original de referencia se puede observar que con el cultivo de las tierras las pérdidas de COS se producen en la primera (0-10 cm) y en la segunda profundidad (10-20 cm), mientras que a partir de los -30 cm las diferencias del suelo de BN con el suelo cultivado son pequeñas. Por tanto, la recuperación de la MOS debe hacerse en esas primeras profundidades. Solamente SD tiende a incrementar el COS en los primeros centímetros respecto a las capas inferiores; aunque los valores son muy diferentes a los de BN, esto estaría indicando que el sistema SD tiende a recuperar la MOS.

Además de la distribución del C es también importante la cantidad absoluta de COS, porque puede mostrar las posibilidades de los sistemas de labranza como fuente o sumidero de CO₂ atmosférico. El contenido de COS en la totalidad del perfil estudiado (0-40 cm) es significativamente superior en SD que el presente en los tratamientos LV y LC, pero no se encontraron significativas entre estos dos tratamientos (Tabla 4). Con el sistema de labranza de SD se han podido almacenar 5,4 Mg C ha⁻¹ más de COS que con la labranza convencional (LC) en el total del espesor de suelo considerado (0-40 cm).

Tabla 4. Densidad aparente y contenido de C edáfico (COS) y de la fracción liviana (Cliv), para cada tratamiento de labranza, expresados para masas de suelo equivalentes a los diferentes espesores de LC.

Prof.	Dap	COS	C liviano
cm.	Mg/m ³	Mg C / ha	Mg C / ha
Siembra Directa (SD)			
0-10	1,12 b	16,3 a	21 a
10-20	1,35 c	14,1 a	0,6 b
20-30	1,29 a	12,1 a	0,2 a
30-40	1,21 a	8,2 a	0,1 a
0-40		50,7 a	3,0 a
Labranza Vertical (LV)			
0-10	1,00 a	14,2 b	2,0 a
10-20	1,25 b	14,0 a	0,4 c
20-30	1,27 a	11,0 a	0,2 a
30-40	1,20 a	7,1 b	0,1 b
0-40		46,2 b	2,6 a
Labranza Convencional (LC)			
0-10	1,04 a	12,0 c	0,8 b
10-20	1,16 a	14,7 a	0,8 a
20-30	1,28 a	11,5 a	0,3 a
30-40	1,24 a	7,1 b	0,1 b
0-40		45,3 b	2,0 b

Letras distintas denotan diferencias significativas ($p < 0,05$). Se comparan los tratamientos en cada profundidad.

Carbono liviano (Cliv); distribución con la profundidad

Los contenidos de Cliv de 0-10 cm de profundidad son iguales en los suelos de los tratamientos SD y LV (Tabla 4, Fig. 9), pero significativamente más altos que en el suelo de LC. En la segunda profundidad (10-20 cm) el contenido de Cliv es superior en el suelo de LC; le sigue en el de SD y, por último, en el de LV y en la tercera profundidad (20-30 cm) las diferencias no son significativas. En la cuarta profundidad (30-40 cm) el suelo bajo SD vuelve a tener mayor contenido de Cliv. Considerando el espesor de suelo completo (0-40 cm) bajo SD y LV hay más Cliv que bajo LC. Las diferencias encontradas pueden explicarse en parte por la redistribución debida a la inversión del pan de tierra que provoca la LC (esto explica el mayor contenido de Cliv de -10 a -20 cm en este sistema de labranza). Pero considerando todas las profundidades, resulta claro que el sistema LC produce una mayor oxidación (por la mezcla y gran aireación del suelo) y también mayor temperatura del suelo (porque se entierran los residuos que protegerían del calentamiento excesivo, Balesdent *et al.*, 2000); estas condiciones favorecen la mineralización de esta fracción de la MOS (que es la más lábil de las consideradas).

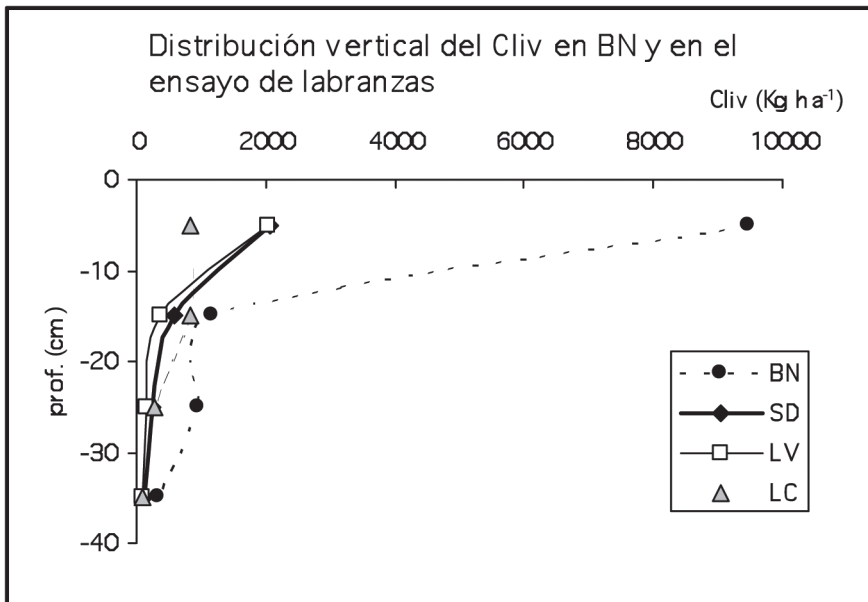


Figura 9. Distribución vertical del Cliv en suelo de bosque nativo (BN) y de los tres sistemas de labranza: Siembra directa (SD), labranza vertical (LV) y labranza convencional (LC).

En la Fig. 9 se observa la distribución vertical del Cliv. Los dos sistemas que dejan los residuos en superficie (SD y LV) poseen más Cliv en los pri-

meros centímetros y en eso se asemejan a la distribución del BN (aunque éste presenta cantidades absolutas mucho mayores). Se considera que esta distribución es importante, reafirmando las consideraciones hechas al hablar de la distribución vertical del COS en los sistemas de labranzas.

Las diferencias encontradas en este ensayo pueden ser explicadas por los factores que afectan la dinámica de la MOS antes enunciados (Balesdent *et al.*, 2000). Respecto al clima del suelo, y en comparación con la LC, la cobertura de residuos en SD reduce la temperatura en 2 ó 3 °C y mantiene la humedad en los primeros centímetros del suelo, lo que unido a la mayor Dap y mayor proporción de poros finos darían condiciones de cierta anaerobiosis, disminuyendo la actividad microbiana responsable de la mineralización. La menor mineralización en el sistema SD es la que produce una mayor necesidad de fertilización en las gramíneas durante los primeros años después de implementada esta práctica.

La protección física de la MOS se verifica en agregados de diferentes tamaños, macro y microagregados, mientras que las labranzas los destruyen permitiendo el ataque microbiano (Balesdent *et al.*, 2000). Los microagregados en el suelo bajo LC, donde se encuentra la MOS ligada a la fracción mineral (humificada) y otros residuos orgánicos ocluidos, son expuestos al impacto de la gota de lluvia, permitiendo su destrucción. En el suelo bajo LV también se verifica parcialmente ese fenómeno porque cuando el cultivo ya está implantado y es la época de mayores precipitaciones tiene poca cobertura de rastrojos. Además, en el suelo bajo LC los ciclos de humedecimiento y secado son más pronunciados, lo cual también contribuye a la destrucción de los agregados y exposición de la MOS. El sistema LV, al igual que SD, mantiene una menor temperatura del suelo, pero produce destrucción de agregados en forma similar a LC. Eso explicaría la similitud en el contenido de Cliv y las diferencias en el contenido de COS entre ambas labranzas conservacionistas.

Existe otro ensayo de rotaciones en la EEA INTA Manfredi (iniciado también en 1983), donde se incluyen los tratamientos monocultivo de soja, monocultivo de maíz y rotación maíz-soja conducidos con un sistema de labranzas que incluyen una remoción superficial; en 1999 se realizó un muestreo simultáneo con el de labranzas que se presenta en este trabajo y no se encontraron diferencias significativas en los contenidos de COS.

En el ensayo correspondiente de rotaciones es evidente que en cada tratamiento los aportes de residuos vegetales han sido muy diferentes en calidad y cantidad, mientras que la labranza fue uniforme (remoción superficial con rastra de discos y cincel). Por el contrario, en el ensayo de labranzas los aportes de residuos han sido más parecidos en calidad y cantidad (rotación maíz-soja) y existen diferencias importantes en el COS. Por tanto se puede concluir que no realizar remoción del suelo es determinante en la conservación de la MOS, más aún que la cantidad y calidad de los residuos aportados (Apezteguía *et al.*, 2000, 2002). Esta situación es contrastante con lo encontrado por Janzen *et al.* (1998) para las condiciones climáticas de Canadá, pero es

coincidente con lo encontrado por Bayer *et al.* (2000) y McAllister y Chien (2000) para las condiciones del Sur de Brasil y de las grandes llanuras en U.S.A. Las condiciones de temperatura y humedad durante el verano en la provincia de Córdoba resultan muy favorables para la actividad microbiana, al igual que lo que sucede en Brasil y contrariamente a lo que sucede en Canadá (aquí debido a las bajas temperaturas).

Aunque no se disponen de mediciones de la Dap para el momento inicial del ensayo de labranzas se supone que es igual al valor correspondiente al del tratamiento LC en 1999 (Tabla 4). Esta asunción se basa en que era ese el sistema de labranza que se aplicaba antes del ensayo. Se dispone también de los valores iniciales de COS en concentración (g C kg^{-1}) para las profundidades 0-10 ($0,123 \text{ g C kg}^{-1}$) y 10-20 cm ($0,120 \text{ g C kg}^{-1}$) y suponiendo que a las otras profundidades no hubo habido cambios en el contenido de COS; se puede estimar que el contenido de COS en el momento de comenzar el ensayo era de $46,3 \text{ Mg C ha}^{-1}$. Si llamamos COS_0 al contenido de COS en el momento inicial (iguales para cada tratamiento y COS_{SD} , COS_{LV} y COS_{LC} a los contenidos de COS para cada tratamiento al final del ensayo podemos estimar las ganancias o pérdidas de cada sistema de labranza.

$$\begin{aligned} \text{COS}_{\text{SD}} - \text{COS}_0 &= \Delta \text{COS}_{\text{SD}} ; 50,7 - 46,3 = 4,4 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ (ganancia)} \\ \text{COS}_{\text{LV}} - \text{COS}_0 &= \Delta \text{COS}_{\text{LV}} ; 46,2 - 46,3 = -0,1 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ (sin variación)} \\ \text{COS}_{\text{LC}} - \text{COS}_0 &= \Delta \text{COS}_{\text{LC}} ; 45,3 - 46,3 = -1,0 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ (pérdida)} \end{aligned}$$

El sistema SD no sólo permite almacenar C con respecto a la situación inicial ($4,4 \text{ Mg C ha}^{-1}$), sino que también “evita” las pérdidas ($-1,0 \text{ Mg C ha}^{-1}$) que habrían ocurrido de seguir practicándose la LC. O sea, que el beneficio de SD surge del C secuestrado sumado a lo que se evitó perder ($4,4 + 1,0 = 5,4 \text{ Mg C ha}^{-1}$).

Puede concluirse que para los suelos de la región estudiada el tratamiento SD se comporta como sumidero de dióxido de carbono (CO_2). El tratamiento LC se comporta como fuente de CO_2 y el tratamiento LV se comporta de una manera intermedia y menos definida. Es decir, el sistema de labranza SD, que es una rotación maíz-soja conducida con siembra directa, es el único de los estudiados que puede captar CO_2 de la atmósfera.

Abril *et al.* (2004), en un ensayo en un suelo de la EEA INTA Manfredi, analizaron la cobertura del suelo tras 12 años bajo tratamiento de SD y comparan monocultivo de soja con rotación maíz-soja. La cantidad de C total de la necromasa existente sobre el suelo resultó significativamente mayor en el tratamiento de rotación. Como se dijo, la remoción del suelo anulaba las diferencias de aportes de residuos, pero entre los tratamientos analizados no existía SD combinado con diferentes rotaciones; el trabajo de Abril *et al.*, (2004) da sustento a la hipótesis de que el sistema de siembra directa con rotación maíz-soja permite recuperar C, mientras que el sistema siembra directa con monocultivo de soja no lo permite o, al menos, lo hace

en menor proporción. Al no existir remoción las diferencias de aportes de residuos comienzan a aparecer y de mantenerse el sistema SD con rotación con el tiempo deberán expresarse en diferencias en el contenido de COS.

La Fig. 10 representa el decrecimiento del COS debido al desmonte y posterior trabajo agrícola. El último tramo de la curva (a partir del año 80), representa la recuperación que se produce con el tratamiento SD (que supone algo más del 15 % de lo perdido).

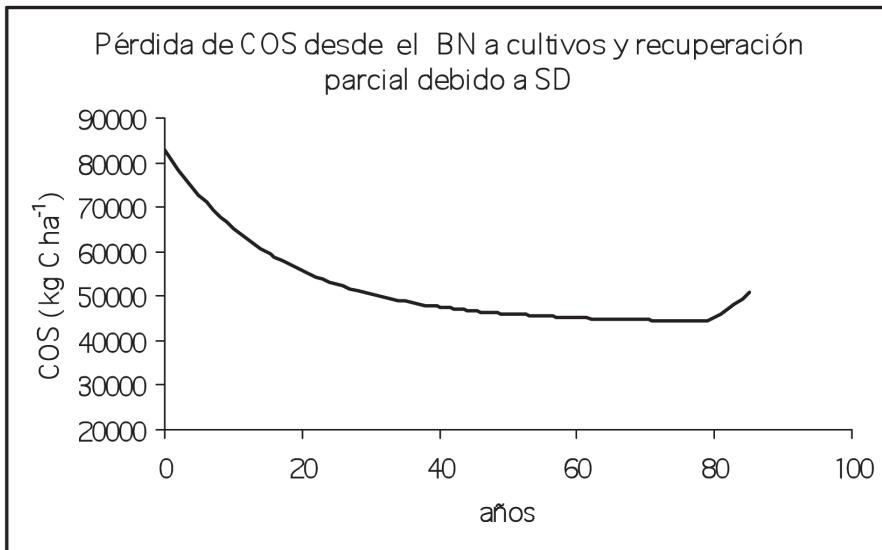


Figura 10. Simulación de la dinámica a partir del MOS bosque desde el bosque natural (BN, año 0) hasta 80 años de cultivo y recuperación parcial debido al tratamiento SD (siembra directa y rotación maíz-soja, años 80 a 84).

CONCLUSIONES

– La remoción del bosque nativo y la agricultura tradicional continuada por un período prolongado producen una pérdida de COS cercana al 50 % del valor inicial. Esto implica una emisión de 40 Mg de C (como CO₂), por cada hectárea desmontada.

– En los suelos de la zona central de Córdoba, degradados tras muchos años de agricultura tradicional, las rotaciones de gramíneas y leguminosas conducidas con siembra directa transforman al suelo de fuente en sumidero de CO₂.

– Es posible mejorar la calidad de los suelos de la zona con sistemas agrícolas exclusivos.

– El análisis de las fracciones lábiles permite estimar si la MOS está evolucionando o decreciendo antes de que se exprese en el contenido de COS.

Agradecimientos:

A la Secretaría de Ciencia y Tecnología (U.N.C.) y al Proyecto “Bases ambientales para el ordenamiento territorial del espacio rural de la provincia de Córdoba”. Ministerio de Ciencia y Tecnología de la provincia de Córdoba y a la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (R. Argentina).

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abril A, Bartfeld P, Bucher EH. 2005. The effects of fire and overgrazing disturbs on soil carbon balance in the dry Chaco forest. *Forest Ecology & Management* 206: 399-405.
- Abril A., Casado-Murillo N., Alonso S., Noé L. 2004. Características químicas de la cobertura del suelo después de 12 años bajo siembra directa. *Actas II Jornadas Integradas de Investigación y Extensión*, Facultad de Ciencias Agropecuarias UNC, 23 y 24 de Septiembre de 2004. pg. 4.
- Alvarez R., Lavado R.S. 1998. Climate, organic matter and clay content relationships in the Pampa and Chaco soils. *Geoderma* 83: 127-141.
- Andriulo A., Guérif J. y Mary B. 1999. Evolution of soil carbon with various cropping sequences on the rolling pampas. Determination of carbon origin using variations in natural ^{13}C abundance. *Agronomie* 19: 349-364.
- Apezteguía H.P., R.C. Izaurralde, R. Sereno. 2009. Simulation study of soil organic matter dynamics as affected by land use and agricultural practices in semiarid Córdoba, Argentina. *Soil & Tillage Research* 102: 101-108
- Apezteguía H.P., Salas H.P., Lovera E. y Sereno R. 2000. El efecto de labranzas y rotaciones sobre la conservación de la materia orgánica edáfica. *11th International Soil Conservation Organization Conference, ISCO 2000*. Buenos Aires. Abstracts: 2-10, pg. 144.
- Apezteguía H.P., Sereno, R., 2002. Influencia de los sistemas de labranza sobre la cantidad y calidad del carbono orgánico del suelo. *Agricultura Técnica* 62: 418-426.
- Ateca M.R. 1997. Caracterización Agroclimática. En R. Sereno (coordinador). *Manual de Control de la Erosión Hídrica*. Facultad de Ciencias Agropecuarias, Secretaría de Ciencia y Tecnología. Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba 1997.
- Ateca M.R. 2002. Análisis de la distribución de la precipitación en la provincia de Córdoba. ¿Existen evidencias de cambio climático? *XIX Congreso Nacional del Agua* (resúmenes de trabajos preaprobados). Villa Carlos Paz (Córdoba, Argentina).
- Ateca M.R, Sereno R. y Apezteguía H.P. 2001. Zonificación de una superficie cultivada con soja según aspectos fenométricos y consumo de agua del suelo. *Revista Brasileira de Agrometeorología*. 9: 111-116.
- Balesdent J., C.Chenu y M.Balabane. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil Tillage Res.* 53: 215-230.

- Barrios E., Buresh R.J. y Sprent J.L. 1996. Nitrogen mineralization in density fractions of soil organic matter from maize and legume cropping systems. *Soil Biol. Biochem.* 28: 1459-1465.
- Bayer C., Mielniczuk J., Amado T.J.C., Martín-Neto L. y Fernández S.V. 2000. Organic Matter storage in a sandy clay loam Acrisol affected by tillage and cropping systems in southern Brazil. *Soil & Tillage Research* 54: 101-109.
- Bucher EH, Torres PA, Abril A. 2003. Litter quality and litter removal by the native fauna in the Chaco woodland of Argentina. *J. Tropical Ecology* 19: 337-341.
- Capriel P. 1997. Hydrophobicity of organic matter in arable soils: influence of management. *European J. of Soil Science* 48: 457-462.
- Carter M.R.: 2002. Soil quality for sustainable land management: organic matter and aggregation interactions that maintain soil functions. *Agron. J.* 94: 38-47.
- Casas R.R y Mon R. 1988. La degradación de los suelos y su control. Cap. 14 en: Casas R.R. (coord) *Desmonte y habilitación de tierras en la región Chaqueña semiárida*. Oficina Regional de la FAO para América Latina y el Caribe, Santiago de Chile.
- Di Rienzo J.A., Guzmán A.W., Casanoves F. 2002. A Multiple Comparisons Method based on the Distribution of the Root Node Distance of a Binary Tree. *J. of Agricultural, Biological, & Environment Statistics*, 7(2): 1-14.
- Doran J.W. 2002. Soil health and global sustainability: translating science into practice. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 88: 119-127.
- Ellert B.H., Bettany J.R. 1995. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Canadian J. of Soil Science* 75: 529-538.
- Franzluebbers A.J. 2002. Soil organic matter stratification as an indicator of soil quality. *Soil & Tillage Research* 66: 95-106.
- Galantini J.A. 2001. Contenido y calidad de las fracciones orgánicas del suelo bajo rotaciones con trigo en la Región Semiárida Pampeana. *R.I.A.*, 30: 125-146.
- Gorgas J.A., Tassile, J.L. (eds.) 2006. *Recursos Naturales de la Provincia de Córdoba. Los Suelos, Nivel de Reconocimiento*. Agencia Córdoba Ambiente y EEA INTA Manfredi, Argentina.
- Gregorich E.G., Kachanovsky R.G., y Voroney R.P. 1989. Carbon mineralization in soil size fractions after various amounts of aggregate disruption. *J. Soil Sci.* 28: 417-423.
- InfoStat. 2002. *Infostat/Estudiantil*, versión 2.0. Grupo Infostat/F.C.A. Universidad Nacional de Córdoba. Ed. Brujas, Córdoba, Argentina.
- IPCC, 2007: *Cambio climático 2007: Informe de síntesis*. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático Pachauri, R.K. y Reisinger, A. (directores de la publicación). IPCC, Ginebra (Suiza), 104 pp.
- Janzen H.H., Campbell C.A., Brandt S.A., Lafond G.P., Townley Smith L. 1992. Light-fraction organic matter in soils from long-term crop rotations. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 1799-1806.

- Janzen H.H., C.A. Campbell, R.C. Izaurralde, B.H. Ellert, N. Juma, W.B. McGill, R.P. Zentner. 1998. Management effects on soil C storage on the Canadian prairies. *Soil Till. Res.* 47: 181-195.
- Jastrow J.D. 1996. Soil aggregate formation and the accrual of particulate and mineral-associated organic matter. *Soil Biology & Biochemistry* 28: 665-676.
- Jenkinson D.S., Harkness D.D., Vance E.D., Adams D.E., Harrison A.F. 1992. Calculating net primary production and annual input of organic matter to soil from the amount and radiocarbon content of soil organic matter. *Soil Biol. Biochem.* 24: 295-308.
- Krüger H.R. 1996. Sistemas de labranza y variación de propiedades químicas en un Haplustol éntico. *Ciencia del suelo* 14: 53-55.
- Lal R, Griffin M, Apt J, Lave L, Morgan M.G. (2004) Managing soil carbon. *Science* 304: 393.
- Luti R., Bertrán de Solís M.A., Galera M.F., Müller de Ferreira N., Berzal M., Nores M., Herrera M.A., Barrera J.C., 1979. Vegetación. En: *Geografía Física de la Provincia de Córdoba*. Vázquez J.B., Miatello R.A., Roqué M.E., (Dir.). Editorial Boldt, Buenos Aires. Pp. 297-368
- Mann L.K. 1986. Changes in soil carbon after cultivation. *Soil Science* 142: 279-288.
- McCallister D.L., Chien W.L. 2000. Organic carbon quantity and forms as influenced by tillage and cropping sequence. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.*, 31: 465-479.
- Moscatelli G. y Puentes I. 1996. Caracterización edáfica de la región. En Buschiazzo D.E., Panigatti J.L. y Babinec F.J. (eds.). *Labranzas en la región semiárida Argentina*. INTA C.Reg La Pampa-San Luis y SAGPyA, Argentina.
- Mrabet R. 2002. Stratification of soil aggregation and organic matter under conservation tillage systems in Africa. *Soil Tillage Research* 66: 119-128.
- Nannipieri P. 1993. *Ciclo della sostanza organica nel suolo: Aspetti agronomici, chimici, ecologici e selvicolturali*. Patrón Editore, Bolonia (Italia). 334 pp.
- Nelson D.W., Sommers L.E. 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. En Sparks D.L. (ed.). *Methods of Soil Analysis: Chemical Methods. Part 3*. SSSA Book Series number 5. Madison, Wisconsin, USA. pp. 961-1010.
- Núñez Vázquez F., Salas H.P., Bachmeier O., Robledo W., Lovera E.F., Rollán A. 1996. Labranzas en la Región Central de la Provincia de Córdoba. En: Buschiazzo D.E., Panigatti J.L. y Babinec F.J. (eds.) *Labranzas en la región semiárida Argentina*. INTA C.Reg La Pampa-San Luis y SAGPyA, R. Argentina.
- Nyborg M., Solberg E.D., Malhi S.S. and Izaurralde R.C. 1995. Fertilizer N, crop residue, and tillage alter soil C, N contents after a decade. En R. Lal, J. Kimble, E. Levine, B.A. Stewart (eds.) *Advances in Soil Science: Soil Management and Greenhouse Effect*. Lewis Publishers, CRC Press, Boca Raton, Florida. Pp. 93-100.
- Oades J.M. 1984. Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management. *Plant & Soil*, 76: 319-337.
- Post W.M., Izaurralde R.C., Mann L.K., Bliss N. 2001. Monitoring and verifying changes of organic carbon pools. En: Rosemberg N.J., Izaurralde R.C. (ed.) *Storing carbon in agricultural soils: a multi-purpose environmental strategy*. Kluwer Academic Publishers, Amsterdam. Pp. 73-100.

- Quiroga A.R., Monsalvo M., Buschiazzo D.E. y Adema E. 1996. Labranzas en la Region Semiárida Pampeana Central. En: Buschiazzo, D.E., J.L. Panigatti y F.J. Babinec (eds.) *Labranzas en la región semiárida Argentina*. INTA Centro Regional La Pampa-San Luis y Secretaría de Agricultura Pesca y Alimentación. Pp. 81-92.
- Rosenberg N.J. e Izaurralde R.C. 2001. *Storing carbon in agricultural soils: a multi-purpose environmental strategy*. Kluwer Academic Publishers, Amsterdam, 117 pp.
- Shukla M.K., Lal R., Ebinger M. 2004. Soil quality indicators for the north appalachian experimental watersheds in coshocton ohio. *Soil Science*. 169: 195-205.
- Soil Survey Staff. 1998. Keys to Soil Taxonomy. *USDA*, Washington.
- Steinbach H., Álvarez R. 2005. Cambios en los contenidos de carbono de los suelos pampeanos por introducción de la siembra directa. *INPOFOS, Informaciones Agronómicas*, 25: 16-23.
- Strickland T.C., Sollins P. 1987. Improved method for separating light- and heavy-fraction organic material from soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51: 1390-1393.
- Tian H., Hall C.A.S. y Qi Y. 1998. Modeling primary productivity of the terrestrial biosphere in changing environments: toward a dynamic biosphere model. *Critical Reviews in Plant Sciences*. 15: 541-557.
- Trumbore S.E., Chadwick O.A., Amundson R. 1996. Rapid exchange between soil carbon and atmospheric carbon dioxide driven by temperature change. *Science* 272: 393-396.
- Turchenek L.W., Oades J.M. 1979. Fractionation of organo-mineral complexes by sedimentation and density techniques. *Geoderma*. 21: 311-343.
- Wise M, Calvin K., Thomson A, *et al.* (2009) Implications of limiting CO₂ concentrations for land use and energy. *Science*, 324: 1183-1186.
- Zach A., Tiessen, H., Noellemeyer, E., 2006. Carbon turnover and Carbon¹³ natural abundance under land use change in semiarid savanna soils of La Pampa, Argentina. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70: 1541-1546.

FRACCIONAMIENTO Y ACUMULACIÓN DE CARBONO ORGÁNICO EN TRES SUELOS VOLCÁNICOS DEGRADADOS DE MÉXICO

Aurelio Báez Pérez^{1, 3}, Claudia I. Hidalgo Moreno¹, Francisco Matus Baeza², Christian Prat⁴ y Jorge D. Etchevers Barra¹

¹Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, km. 36,5 Carretera México-Texcoco Montecillo 56230 (Estado de México, México). ²Departamento de Ciencias Químicas, Universidad de La Frontera, P.O. Box 54-D, Temuco (Chile). ³Dirección actual: INIFAP, Campo Experimental Bajío. Carretera Celaya-San Miguel Allende km 7.5, Celaya 381100 (Guanajuato, México). ⁴I.R.D., IRD-LTHE, BP 53, Grenoble 38041, Cedex 9. (Francia). <pbaez@colpos.mx>, <jetchev@colpos.mx>.

Resumen: Para comprender los mecanismos de acumulación y distribución de C en los agregados y partículas elementales del suelo se precisa estudiar la interacción del C con la fracción mineral de éste, relacionándolo con la capacidad de captura de C del suelo. Se evaluaron tres suelos volcánicos deteriorados: Un Acrisol de la cuenca de Cointzio (Michoacán, México); un Andosol de la misma zona (cuya capa superficial se había perdido tendiendo actualmente a Cambisol); y, un tepetate de Tlalpan (originalmente una toba volcánica) habilitado para la agricultura aproximadamente 15 años atrás y ya transformado en suelo (Tlaxcala, México). En los tres sitios se evaluó el COS asociado a los agregados y partículas elementales en dos tipos de manejo agronómico: (1) Tradicional (como lo hace el agricultor, con monocultivo de gramíneas y bajos insumos de fertilizantes); y (2) con adición regular de abonos químicos y orgánicos, y leguminosas en rotación. Las muestras de suelo recolectadas se separaron primero, mediante tamizado en húmedo, en dos fracciones: 2000-250 μm y <250 μm ; la primera se dividió en arenas gruesas y materia orgánica particulada (MOP). La segunda, se fraccionó en: arena fina (250 a 50 μm), limo (50 y 2 μm) y arcilla (<2 μm), empleando una sonda ultrasónica previamente calibrada para aplicar 0, 228, 455, 910 y 1365 J mL^{-1} (energía que se aplicó a la suspensión de suelo durante 0, 10, 20, 40 y 60 minutos, respectivamente). Las partículas dispersadas por la sonda se colocaron en columnas de vidrio y se separaron de acuerdo a la ley de Stokes. Se midió el COS en cada fracción mediante combustión seca automatizada. La proporción de partículas elementales separadas por este método se comparó con la obtenida mediante el método de referencia de la pipeta. El efecto de la energía aplicada en la dispersión de la fracción <250 μm varió en función de la proporción limo y arcilla y de la naturaleza misma de los minerales secundarios presentes en cada suelo. La arena gruesa sólo contuvo trazas de COS en el tepetate y el Acrisol, mientras que en el Andosol esa fracción aportó a la masa de suelo alrededor de 2 g kg^{-1} de COS (independientemente del sistema de cultivo). La MOP, que contiene C potencialmente mineralizable, representó alrededor de 4 g kg^{-1} en el Andosol (que fue el mayor de todos los casos). En el tepetate el COS estuvo asociado principalmente a la arcilla (2.9 g C kg^{-1}) y el limo (1.7 g C kg^{-1}) con el manejo orgánico. En el Acrisol el limo y la arcilla

contuvieron una cantidad semejante ($p > 0.05$) de COS (aproximadamente 19 g C kg^{-1}) en ambos sistemas de cultivo. En el *Andosol*, el COS se acumuló mayormente en el limo, con cerca de 28 g C kg^{-1} , es decir, cerca de 60 % de las reservas de COS contenidas en este suelo deteriorado. El COS mostró diferencias significativas ($p < 0.05$) por tipo de manejo sólo en el tepetate con el tratamiento orgánico, lo cual indica que estos materiales volcánicos tienen capacidad de almacenar más C en su matriz mineral (por la ausencia casi absoluta que presentan de este elemento). El *Acrisol* y el *Andosol* no mostraron diferencias significativas ($p > 0.05$) con el tratamiento orgánico, lo cual sugiere que se requiere un mayor ingreso de residuos orgánicos en estos suelos para lograr que la tasa de acumulación del COS supere la tasa de mineralización de la materia orgánica edáfica en las condiciones edafoclimáticas en que se encuentran estos suelos.

Palabras clave: Captura de carbono, fraccionamiento, tepetates, *Andosoles*, *Acrisoles*.

Fractionation and accumulation of organic carbon in three Mexican volcanic degraded soils

Abstract: *The study of mechanisms of accumulation and distribution of carbon (C) within the soil aggregates and soil elementary particles is necessary for establish the nature of the interaction of C with the mineral size-fractions. This phenomenon is related to the C sequestration by soil and climate change mitigation. Three volcanic degraded soils were evaluated: an Acrisol of the Cointzio basin, Michoacán; México; an Andosol of the same area, which had lost its surface layer, currently tending to Cambisol; and a tepetate of Tlalpan, Tlaxcala, México (originally a volcanic tuff) conditioned for agriculture about 15 years ago, and which turned into soil. In all three sites the SOC associated with aggregates and elementary particles was evaluated in two types of agricultural management: (1) traditional, as the farmer does, with monoculture of grasses and low inputs of fertilizers; 2) with regular additions of organic and chemical fertilizers and use of legumes in rotation. The soil samples collected were first tly separated by wet sieving into two fractions: 2000-250 μm and <250 μm . The first was divided into coarse sands and particulate organic matter (POM). The second was divided in: fine sand (250 to 50 μm), silt (50 and 2 μm), and clay (<2 μm), for which an ultrasonic probe previously calibrated was used to apply 0, 228, 455, 910, and 1365 J m^{-1} , energy obtained by using the probe in the soil suspension during 0, 10, 20, 40, and 60 minutes respectively. The particles dispersed by the probe were placed in glass columns and separated according to the law of Stokes. Then C was measured in each fraction using automated dry combustion. The proportion of elementary particles separated by this method was compared with that obtained by using the pipette method as a reference. The effect of the energy used in the dispersion of the fraction <250 μm varied depending on the silt and clay proportion and the nature of secondary minerals present in the soil.*

Coarse sand contained only traces of SOC in the tepetate and Acrisol, while in Andosol this fraction contributed about 2 g C kg^{-1} of C to the soil mass in both cropping systems. The POM containing potentially mineralizable C accounted for 4 g C kg^{-1} in the Andosol, which was the largest of the cases. In the tepetate, SOC was associated mostly with clay (2.9 g C kg^{-1}) under the organic management. In Acrisols, silt and clay had a similar amount ($p > 0.05$) of SOC (approximately 19 g C kg^{-1}) in both cropping systems. In the Andosol, SOC accumulated mostly in silt, with about 28 g C kg^{-1} , i.e. approximately 60 % of the SOC reserves contained in this degraded soil. The SOC showed significant differences ($p < 0.05$) by type of management only in the tepetates grown with the organic treatment, indicating that these volcanic materials have the capacity to store more C in their mineral matrix, due to the almost total absence of this element. Acrisols and Andosols showed no significant differences ($p > 0.05$) under the organic treatment, suggesting that a greater input of organic residues is required in these soils to ensure that the accumulation rate of SOC exceeds the mineralization rate of the soil organic matter under the soil and climatic conditions of these soils.

Key words: Carbon sequestration, fractionation, tepetates, Andosols, Acrisols.

INTRODUCCIÓN

La distribución, estabilización y nivel de saturación del C orgánico del suelo (COS) es función de la interacción de factores físicos, químicos y biológicos (Lal, 2004). El COS es un elemento que incide directamente en su fertilidad; sin embargo, la capacidad de la matriz del suelo para retenerlo está determinada por su textura y mineralogía, por el aporte y calidad de los residuos orgánicos y por los factores climáticos imperantes (Matus y Maire, 2000). Varios autores postulan que la proporción de limo y arcilla son las fracciones que determinan la capacidad de adsorción de C en los suelos (Van Veen y Kuikman, 1990; Hassink, 1994; Matus *et al.*, 2008). Se sabe que el COS puede ser estabilizado principalmente por tres mecanismos: a) Por protección física dentro de los agregados del suelo; b) por la interacción órgano-mineral (protección química); y c) por la transformación bioquímica de la materia orgánica del suelo (MOS) a formas recalcitrantes (Six *et al.*, 2002). Six y Jastrow (2002) postularon que las características físico-químicas inherentes de cada suelo en particular determinan la máxima capacidad de protección y acumulación de C. Sin embargo, la acumulación de COS varía también en función del grado de saturación de los suelos (Hassink y Whitmore, 1997).

En los sistemas agrícolas la perturbación a la que son sometidos los suelos por las prácticas de manejo agronómico repercute directamente en su estructura física y en las reservas de COS. Estas últimas al perderse paulatinamente provocan su deterioro físico, químico y biológico, lo cual impacta directamente en su fertilidad. Por lo anterior la continua incorporación de residuos orgánicos

(RO) es fundamental en la sostenibilidad de agroecosistemas y la acumulación de reservas de COS. Sin embargo, esto último está también influenciado, en parte, por la proporción y composición de los minerales de la arcilla y por la protección física a nivel de microagregados contra el ataque microbiano (Baldock y Skjemstad, 2000). Para determinar el potencial de acumulación de COS en suelos deteriorados es necesario estudiar su acumulación a nivel de las fracciones elementales de arena, limo y arcilla.

Los suelos volcánicos en México se ubican principalmente en las serranías del eje neovolcánico transversal, el cual atraviesa el país de oriente a occidente. Los *Andosoles* y las tobas volcánicas llamadas localmente *tepetates* son abundantes. Se estima que los primeros ocupan 1,2 % del territorio nacional (FAO-UNESCO-ISRIC, 1998), mientras que los segundos (llamados localmente *tepetates*), abarcan 11,4 % (Guerrero *et al.*, 1992). Si bien existen distintos tipos de *tepetates* que han sido clasificados en función de la naturaleza del material que los constituyen y de los procesos que intervinieron en su formación, el que se utilizó para este estudio fue del tipo fragipán (denominado así por la similitud que presenta con estos materiales). Los *tepetates* son tobas volcánicas con distintos grados de intemperización formadas por procesos geológicos y pedológicos (Hidalgo, 1995; Etchevers *et al.*, 2006). Estos materiales pueden acondicionarse en sustratos cultivables mediante prácticas de roturación mecánica y un manejo agronómico adecuado (Báez *et al.*, 2002)

Por otra parte los *Acrisoles* de la cuenca de Cointzio (Michoacán, México) cubre 223 km², esto es 33 % de su superficie (Medina-Orozco, 2008), mientras que en el total de México éstos cubren cerca de 10.000 km² (INEGI, 2004), aunque no todos son de origen volcánico. En la cuenca de Cointzio los *Acrisoles* presentan frecuentemente la pérdida del horizonte A debido a procesos erosivos. El horizonte B presenta restricciones físicas y químicas para el desarrollo de cultivos debido a la dureza que presenta en estado seco. Contienen más de 60 % de arcilla y pH ácido (alrededor de 5,0). La implementación de prácticas agronómicas (como encalado, adición de materia orgánica y uso de leguminosas) pueden contribuir a mejorar dichas limitaciones para la producción agrícola. En la misma cuenca la deforestación y el cambio de uso de suelo provocaron una drástica modificación en las propiedades físico-químicas de los *Andosoles*. La característica principal de estos suelos es la presencia de alofanos como mineral abundante de la fracción arcillosa, lo que les confiere una consistencia muy particular conocida como “tixotropía” (Shoji *et al.*, 1996). Por lo anterior estos suelos presentan una estructura muy porosa, con una densidad aparente (*Dap*) muy baja (entre 0,5 y 0,8 kg dm⁻³), y una elevada permeabilidad. Sin embargo, la desecación de este tipo de suelos (ocasionada por la deforestación y cambio de uso de suelo), provoca una retracción irreversible de los agregados. En estas condiciones su capacidad de retención de humedad puede reducirse hasta en 60 % de la inicial y el suelo se convierte en una masa polvorienta e hidrófoba, con pérdida de sus mejores características físicas.

Para estudiar la cantidad de COS asociado a las distintas fracciones granulométricas es necesario efectuar la separación física de las fracciones elementales (arena, limo y arcilla), lo cual es posible mediante el empleo de energía aplicada a través de una sonda ultrasónica calibrada (Matus y Maire, 2000).

El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto del manejo agronómico en la acumulación de COS a través de sus fracciones elementales en tres suelos volcánicos deteriorados.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitios de estudio

El estudio se efectuó en dos sitios del eje neovolcánico transversal de México (Fig. 1). El primero correspondió a Tlalpan (Tlaxcala) localiza a los 19° 20' N y 98° 20' O y a una altitud de 2600 m, en la vertiente oriental del eje neovolcánico transversal (Fig. 1). El clima del lugar es templado sub-húmedo: C (w1) (w). La temperatura media anual es de 14,0 °C, con una máxima de 19 °C y una mínima de -2 °C. La precipitación media anual es de 543 mm a⁻¹ (concentrada principalmente en verano), pero con una distribución de las lluvias muy irregular (Fechter-Escamilla *et al.*, 1997). El segundo se localiza en la cuenca de Coinzio ubicada entre los 19° 33' 5" y 19° 37' 8" N y 101° 9' y 101° 15' O". De acuerdo a la clasificación de Köppen modificada por García (1984) el clima de la región corresponde a templado subhúmedo, con lluvias en verano Cb(w2)(w)(i)g. La temperatura media anual es de 13,8 °C. La precipitación media anual es cercana a los 900 mm a⁻¹, de la cual más del 90 % se distribuye de Mayo a Agosto.

Se estudiaron tres suelos de origen volcánico (Fig. 1): (a) Un tepetate cultivado de Tlalpan (Tlaxcala), en una parcela con 15 años de cultivo, textura franca y pH neutro. Los minerales primarios están constituido principalmente por vidrio volcánico, mientras que los minerales secundarios corresponden a arcillas del tipo haloisita, principalmente tubulares (Hidalgo *et al.*, 2010). También abundan materiales amorfos con bajo grado de cristalización; (b) Un *Acrisol* que se recolectó en Átecuaro (Michoacán), con textura arcillosa, pH ácido, arcillas del tipo caolinita y clorita rica en Fe, así como abundante presencia de óxidos de hierro; los principales componentes férricos son akaganeita, goethita y hematita, los cuales le confieren al suelo un color rojo intenso. (c) Un *Andosol* cultivado del mismo sitio, con alto grado de perturbación, pH ácido, textura franco limoso y con arcillas del tipo alófono; actualmente presenta características semejantes a las de un *Cambisol*.

En cada suelo se examinaron dos tipos de manejo agronómico bajo condiciones de temporal: (1) Tradicional (como lo hace el agricultor), con monocultivo de maíz (*Zea mays* L.) o trigo (*Triticum aestivum* L.) y bajos insumos de fertilizantes químicos y orgánicos; (2) con adición regular de abonos químicos y orgánicos

(compostas) y empleo de leguminosas como frijol (*Phaseolus vulgaris* L.) y haba (*Vicia faba* L.). En la cuenca de Cointzio (donde se sitúan los Andosoles y Acrisoles) los agricultores practican un sistema de cultivo que denominan “año y vez”, que consiste en cultivar la tierra durante un año y dejarla en descanso en otro. Los suelos considerados en este estudio se cultivaron de manera continua durante cuatro años. El manejo agronómico se presenta en el Tabla 1.

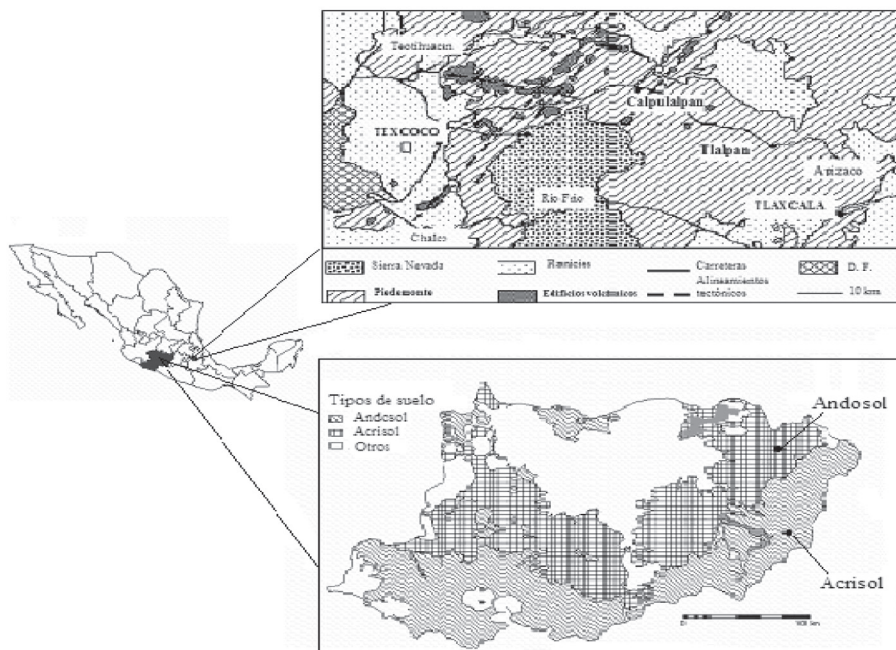


Figura 1. Localización de los suelos recolectados en el Eje neovolcánico de México. (a) Tlalpan (Tlaxcala) y (b) Cuenca de Cointzio (Michoacán).

Muestreo de suelos

Se recolectaron muestras de suelo compuestas por 22 submuestras en cada tipo de suelo de 0-20 cm de profundidad con un barreno de acero inoxidable. Se consideraron dos modalidades de manejo agronómico: tradicional (TT) y orgánico (TO). El primero de estos correspondió a parcelas cultivadas como lo hacen comúnmente los agricultores de la zona donde se colectaron los suelos, con monocultivos de gramíneas, retirada de rastrojos y una dosis complementaria de fertilizantes químicos nitrogenados. El segundo correspondió a parcelas experimentales donde en los últimos tres años (2004 a 2006) se practicó la rotación o asociación de cultivos (gramínea-leguminosa); se adicionaron anualmente más de tres toneladas por hectárea de composta, con la aplicación de una dosis complementaria de fertilizantes químicos nitrogenados y fosfatados.

Tabla 1. Manejo agronómico de las parcelas experimentales (Méjico).

SUELO	TRAT.	ÁREA (m ²)	FERTILIZACIÓN				AÑOS DE CULTIVO			
			2002	2003	2004	2005	2002	2003	2004	2005
Tepetate	TT	1300	23-00-00	23-00-00	80-00-00	61-23-00	H+V	Av+V	M+F	T
Tepetate	TO	1400	3 Mg/MS ha ⁻¹ (Co)	15 Mg EF ha ⁻¹	2 Mg MS ha ⁻¹	3 Mg Co ha ⁻¹	H+V	Av+V	M+F	T
Acrisol	TT	1240	23-00-00	23-00-00	81-00-00	65-23-00	H+V	Av	M+F	M
Acrisol	TO	1230	3 Mg/MS ha ⁻¹ (Co)	15 Mg EF ha ⁻¹	3 Mg MS ha ⁻¹	3 Mg Co ha ⁻¹	H+V	Av+V	M+F	M
Andosol	TT	1450	23-46-00	23-00-00	81-00-00	67-23-00	H+V	Av	M+F	M
Andosol	TO	1200	23-46-00	15 Mg EF ha ⁻¹	3 Mg MS ha ⁻¹	4 Mg Co ha ⁻¹	H+V	Av+V	M+F	M

Av: avena, C: convencional, Co: composta, EF: estiércol fresco, F: frijol, H: haba, V: veza, T: trigo, TO: tratamiento orgánico, TT: tratamiento tradicional, MS: materia seca.

Tabla 2. Fraccionamiento de tres suelos del Eje Neovolcánico Transversal (ENT) de México mediante dos métodos.

Suelo	Método de la pipeta*						Ultrasonido (1365 J mL ⁻¹)					
	TRADICIONAL			ORGÁNICO			TRADICIONAL			ORGÁNICO		
	Arena	Limo	Arcilla	Arena	Limo	Arcilla	Arena	Limo	Arcilla	Arena	Limo	Arcilla
Tepetate	36	36	28	44	33	23	39±0.6	29±0.1	32±1.2	46±1.1	26±0.5	28±0.0
Acrisol	10	37	53	7	37	56	12±0.4	32±0.6	56±1.8	15±0.1	32±0.1	53±1.0
Andosol	33	51	16	21	61	18	24±0.7	49±0.3	27±0.7	16±0.5	50±0.5	29±0.5

*: No hicieron repeticiones.

Fraccionamiento físico

El suelo se separó primero en dos fracciones: 2000-250 μm y <250 μm . La primera estuvo constituida por la materia orgánica particulada (MOP) y por arena gruesa (AG). La segunda por arena fina (AF), limo (L) y arcilla (AR). Se colocaron 50 g de suelo seco al aire y tamizado en malla de 2 mm en vasos de acero inoxidable de 500 mL; se les agregó 180 mL de agua destilada y se dejaron reposar durante 24 h a temperatura ambiente. A cada vaso se adicionaron 10 esferas de vidrio de 5 mm de diámetro y se colocaron en un agitador de vaivén de acción recíproca regulado a 60 ciclos min^{-1} por 16 h; la separación se hizo por tamizado en húmedo a través de una malla de 250 μm . Las fracciones se secaron en vasos de vidrio de 600 mL en estufa a 60 °C de 7 a 10 días. La fracción <250 μm se disgregó en un mortero de ágata, se tomó una muestra de 10 g y se colocó a un vaso de precipitado de 250 mL. Se adicionaron 100 mL de agua destilada y se dejó saturar la muestra por 12 h a temperatura ambiente. La suspensión en agua fue sometida a cinco niveles de energía con una sonda de ultrasonido: 0, 228, 455, 910 y 1365 J mL^{-1} energías que se lograron haciéndola funcionar por 0, 10, 20, 40 y 60 min, respectivamente. Las muestras sonicadas fueron colocadas en columnas de vidrios y las partículas de limo (50 a 2 μm) y arcilla (<2 μm) se separaron por medio de un sifón después de un tiempo determinado de agitación y reposo, siguiendo la Ley de Stokes. Las fracciones recolectadas después de cada proceso de agitación fueron puestas en vasos de precipitado de 600 mL y se secaron lentamente en una estufa a 60 °C. Las muestras secas se homogenizaron y se disgregaron en un mortero de ágata. Las partículas más gruesas correspondientes a las arenas finas (250 a 50 μm) se recolectaron después de separar completamente las partículas más finas. La concentración de C en cada fracción de tamaño se determinó con un analizador automatizado para carbono total TOC-5050A Shimadzu. Como referencias para definir la máxima dispersión del suelo se usaron muestras de los mismos suelos que fueron sometidas a análisis de partículas elementales por el método de la pipeta (Van-Reeuwijk 1996).

Análisis estadístico

Se evaluaron tres suelos con dos tipos de manejo agronómico. Se obtuvo un total de seis tratamientos con tres repeticiones. Se relacionó la proporción de arena fina, limo y arcilla de cada tratamiento con la energía de sonicación y con la concentración de C medido para cada fracción separada. Se efectuó un análisis estadístico completamente al azar para evaluar el efecto de la energía aplicada entre tratamientos. Se efectuó la comparación de medias mediante el método de Tukey con $\alpha = 0,05$.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Comparación de métodos

Los resultados de las fracciones relativas de arena, limo y arcilla se presentan en la Tabla 2.

Ambos métodos, de fraccionamiento granulométrico (el de la pipeta y el ultrasonido con 1365 J mL^{-1}), proporcionaron resultados semejantes ($p > 0,05$), con coeficientes de correlación del orden de $r = 0,73$, $r = 0,96$ y $r = 0,87$ para los tepetates, *Acrisoles* y *Andosoles*, respectivamente. De manera general, el tepetate cultivado con tratamiento orgánico (TO) presentó 6 % más arena y 5 % menos arcilla, respecto al TT. Esta diferencia se debió a la natural heterogeneidad que presentan estos materiales volcánicos, por lo cual no se puede atribuirse esta diferencia al TO. El *Acrisol*, por su parte, presentó una proporción semejante de las fracciones elementales con ambos métodos y ambos tipos de manejo agronómico. Los porcentajes de arena, limo y arcilla determinados con el método de referencia (pipeta) para evaluar la textura del suelo fueron semejantes ($p < 0,05$) a los obtenidos por sonicación, tanto para el tepetate como para el *Acrisol*. En el *Andosol* difirió ligeramente en la proporción de arena y arcilla. Se obtuvo aproximadamente 10 % más arcilla con el método de sonicación. Sin embargo, en ambos casos la clase textural fue franco limosa.

Las propiedades físicas de los *Andosoles* están condicionadas por su mineralogía (Shoji *et al.*, 1993). Su contenido de arcilla y arena son generalmente inferiores a 25% y su estructura está formada por agregados muy finos (de tamaño limo y arena fina), como consecuencia de la formación de los complejos orgánico-metálicos que son el origen de este grupo de suelos. Estos complejos presentan un alto grado de dificultad para romperse con un análisis granulométrico convencional, por lo cual el fraccionamiento físico por sonicación proporcionó una mejor dispersión de los microagregados del suelo ($<250 \mu\text{m}$) con una mínima alteración del COS asociado a éstos.

Fraccionamiento físico

Los resultados del fraccionamiento físico en los suelos evaluados se presentan en la Tabla 3.

La masa de suelo recuperada (después de efectuar el proceso de separación de distintas fracciones) fluctuó entre 96 y 99 %. Los suelos mostraron diferentes proporciones de materia orgánica particulada (MOP), arena, limo y arcilla. La MOP (fracción fácilmente mineralizable que contribuye con la liberación de nutrientes) varió en función del tipo de manejo agronómico solamente en el tepetate cultivado, el cual se ubicó en el nivel más bajo, con alrededor de 0,2 % con el manejo tradicional. El tepetate con manejo orgánico tuvo 0,5 % de MOP en promedio, igual que el *Acrisol* con ambos tipos de manejo.

En el *Andosol* ésta fracción representó alrededor de 1 % de la masa total de suelo. La cantidad de MOP en suelos agrícola está determinada por el manejo agronómico, la calidad y cantidad de los residuos de cosecha incorporados y por las condiciones climáticas (Zagal *et al.*, 2002). El *Andosol* y *Acrisol* (que se sitúan en la cuenca de Coitzio) reciben anualmente más del doble de precipitación que los tepetates de Tlaxcala (menos de 500 mm anuales). Esta condición necesariamente propicia un mayor grado de mineralización de la MOP en estos suelos. Para lograr una mayor acumulación es necesario que los ingresos externos de residuos orgánicos sean mayores a las pérdidas por efecto de la mineralización, lixiviación y erosión. Lo anterior sugiere que para las condiciones edafoclimáticas imperantes en la Cuenca de Coitzio se requiere un mayor ingreso de materia orgánica para lograr una mayor acumulación MOP en el tratamiento orgánico.

La arena gruesa (fracción mineral del suelo que corresponde a las partículas de 2000-250 μm) constituyó 10 % de la masa de suelo en los tepetates cultivados, 14 % en el *Andosol* y menos de 5 % en el *Acrisol*.

Los resultados del fraccionamiento de las partículas <250 μm (que separaron mediante sonicación) mostraron, de manera global, que la proporción de arcilla aumentó de manera logarítmica en función de la energía aplicada, del mismo modo que disminuyeron las fracciones de limo y la arena fina (Fig. 2). Es evidente que la arcilla se encuentra asociada al limo y la arena fina con diferente fuerza de cohesión. En el tepetate y el *Acrisol* después de aplicar 228 J mL^{-1} de energía; el porcentaje de arenas finas no experimentó cambios significativos ($p \leq 0,05$). Lo anterior indica que las partículas <2 μm adheridas a las arenas finas fueron separadas casi por completo con esa cantidad de energía. En el *Andosol*, en cambio, se requirieron 910 J mL^{-1} para lograr separarlas completamente, a pesar de que las arenas finas en este suelo representaron solamente el 10 % de la masa total.

En el tepetate y el *Andosol* la energía aplicada fue de 910 J mL^{-1} con ultrasonidos, lo que permitió dispersar los suelos de manera similar o cercana a lo obtenido por el método de la pipeta (Tabla 2). Sin embargo, en el *Acrisol* se requirió de los 1365 J mL^{-1} de energía para lograr este propósito, debido a la mayor cantidad de arcilla que contiene este tipo de suelo. En los tepetates parte de las arcillas presentes son de bajo grado de cristalización. Estos materiales volcánicos poseen además una baja concentración de MOS y, por tanto, una baja actividad biológica (Etchevers *et al.*, 1992), por lo cual la cohesión entre las partículas de la matriz mineral es muy débil por falta de cementantes orgánicos (Báez *et al.*, 2007). Aparentemente la situación anterior influye en la formación de agregados y microagregados con baja estabilidad. En los tepetates, después de la roturación mecánica, se genera un sustrato constituido únicamente de fragmentos, los cuales presentan una dureza y estabilidad mayor que los frágiles agregados que se forman lentamente con los años de cultivo.

En el *Andosol* el limo constituye más de 60 % de la masa de suelo, mientras que la fracción arcillosa fluctuó entre 16 y 18 %. Este suelo fue desforestado para establecer maíz y otros cultivos. Probablemente haya perdido parte de su fracción fina por efectos erosivos, además haber sido expuesto a la desecación, situación que no ocurre en forma natural cuando el suelo se encuentra con una cubierta vegetal boscosa, constituida principalmente por pinos (*Pinus spp*). En época de sequía (cuando no hay cultivos) el suelo se encuentra bastante suelto y se observa un arrastre significativo de partículas finas por el viento. El *Acrisol* se caracteriza por la abundancia de partículas inferiores a 2 μm (más de 60 %) y de óxidos de Fe que le atribuye el color rojo intenso. Lo anterior contribuye a que este suelo presente una fuerte cohesión entre las partículas (comparado con los casos anteriores) por lo cual se requirió mayor energía para dispersarlo completamente.

Carbono asociado a las fracciones <250 μm

El contenido de COS asociado a las fracciones de arena fina, limo y arcilla presentó un comportamiento característico para cada tipo de suelo (Figura 3). El COS asociado a los limos se mantuvo constante, de manera general, con la aplicación de los diferentes niveles de energía ultrasónica en cada tipo de suelo. Sin embargo, el COS asociado con la fracción arcillosa mostró una tendencia a disminuir en función de la cantidad de energía aplicada. Este comportamiento ha sido descrito por Christensen (1992). Hassink y Whitmore (1997) explicaron que esta situación ocurre principalmente en suelos arcillosos, donde los microagregados presentan una estructura masiva y el área por unidad de peso de la arcilla es menor, por lo cual el C se adsorbe menos en esta fracción. El caso del tepetate no es un sustrato arcilloso, pero presentó este tipo de comportamiento.

El COS en el tepetate cultivado se acumuló de manera primaria en la fracción arcillosa y de manera secundaria en el limo en ambos tipos de manejo agrícola. Las arenas finas prácticamente no retuvieron COS después de aplicar 445 J mL^{-1} . Con 228 J mL^{-1} de energía persistieron microagregados <250 μm , que retenían trazas de C. Lo anterior explica la fragilidad que tienen los agregados en estos sustratos volcánicos (Báez *et al.*, 2007). El manejo orgánico en estos tepetates mostró un aumento sustancial de las reservas de COS respecto al manejo tradicional.

El *Acrisol* tuvo un comportamiento diferente al del tepetate. El COS se asoció de manera primaria en la fracción limosa en ambos tipos de manejo agronómico (2,9 %) y, de manera secundaria, en la fracción arcillosa. Las arenas finas acumularon hasta 0,5% de COS. En este tipo de suelos con pH ácido (5,0) las arcillas del tipo caolinita son dominantes (Hidalgo *et al.*, 2010). La abundante precipitación (>1000 mm anuales) propicia condiciones de intemperismo que derivan en la desnaturalización de los minerales arcillosos, de ahí la abundancia de óxidos de Fe y Al que ocasionan un acomplejamiento en sus propiedades químicas del suelo.

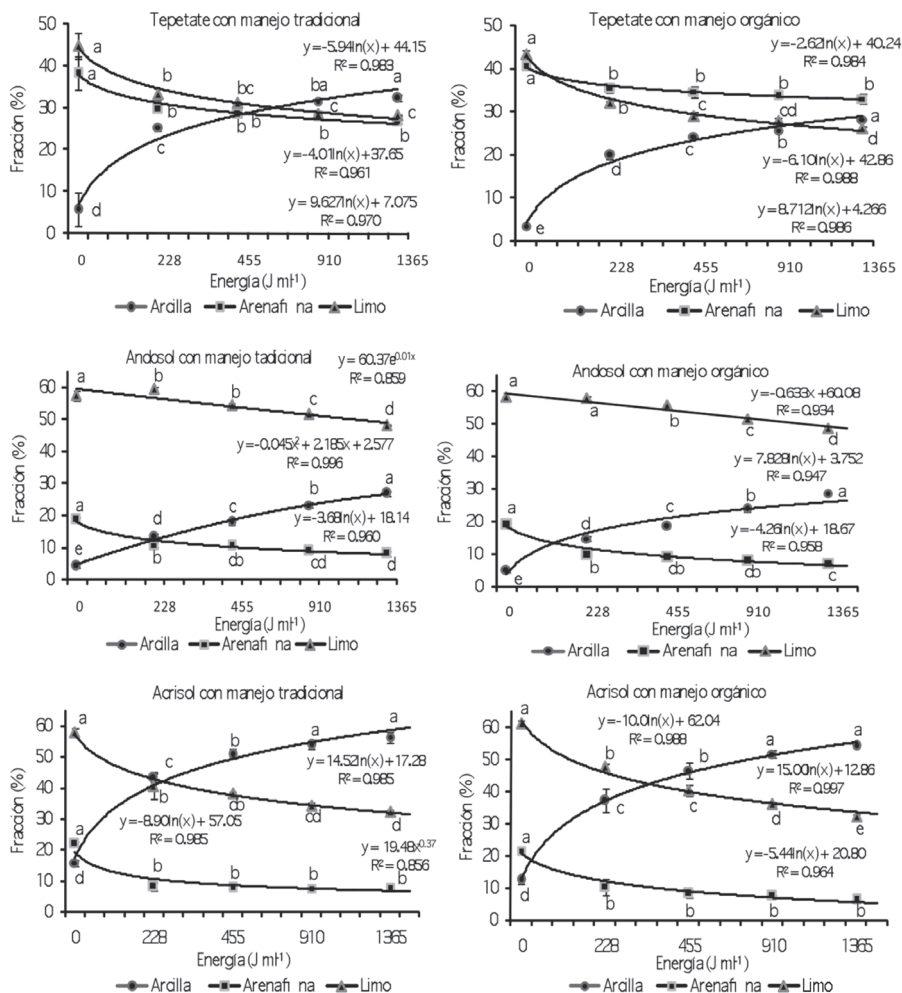


Figura 2. Fraccionamiento de microagregados (<250 μm) de tres suelos del eje neovolcánico de México bajo dos manejos agronómicos distintos (promedio de tres repeticiones). Letras semejantes son estadísticamente iguales en la aplicación de energía para cada fracción ($p \leq 0,05$).

En el *Andosol* el contenido de COS fue el más alto ($\approx 6\%$). Este elemento se asoció en igual proporción tanto en la fracción limosa como en la arcillosa. Sin embargo, debido al menor contenido de arcilla que tiene este suelo (28 %) la cantidad de COS asociada al limo resulta de mayor importancia. La fracción de arena fina acumuló cerca de 1 % de C, lo cual es un aporte importante comparado con lo observado en los otros suelos.

Tabla 3. Resultados del fraccionamiento físico y recuperación de masa de los suelos volcánicos evaluados.

		MANEJO TRADICIONAL						MANEJO ORGÁNICO					
MOP	Arena gruesa	Energía	Arena fina	Limo	Arcilla	Total	MOP	Arena gruesa	Energía	Arena fina	Limo	Arcilla	Total
		%		%		%		J mL ⁻¹		%		%	
Tepetate													
0,2	10	0	38a	45a	6d	99	0.5	10	0	40a	43a	3e	97
0,2	9	228	30b	33b	25c	98	0.5	10	228	35b	32b	20d	97
0,2	9	455	29b	31cb	29b	98	0.4	10	455	35b	29c	24c	98
0,2	9	910	28b	29c	32ba	98	0.5	10	910	34b	28cd	26b	97
0,1	10	1365	27b	28c	32a	97	0.4	10	1365	33b	26d	28a	98
Andosol													
1,4	14	0	19a	57a	4e	96	0.9	13	0	19a	58a	5e	97
1,1	14	228	11b	59a	13d	98	0.8	13	228	10a	58a	15d	96
1,4	15	455	10cb	55b	18c	99	0.8	12	455	9b	56b	19c	96
1,3	14	910	9cd	51c	23b	99	0.7	12	910	8cb	51c	24b	96
1,2	14	1365	8d	48d	27a	99	0.6	11	1365	7c	49d	29a	96
Acrisol													
0,3	2	0	22a	58a	16e	98	0.4	3	0	22a	61a	12e	98
0,5	3	228	8b	41b	43d	95	0.4	3	228	10b	48b	37d	98
0,5	2	455	8b	38cb	51c	100	0.4	3	455	8cb	40c	47c	98
0,5	2	910	8b	34cb	54b	99	0.5	3	910	8cb	36d	52b	98
0,6	3	1365	8b	32c	56a	100	0.5	2	1365	6c	32e	54a	96

MOP: Materia orgánica particulada. Letras semejantes son estadísticamente iguales en la aplicación de energía de cada fracción. ($\alpha = 0,05$).

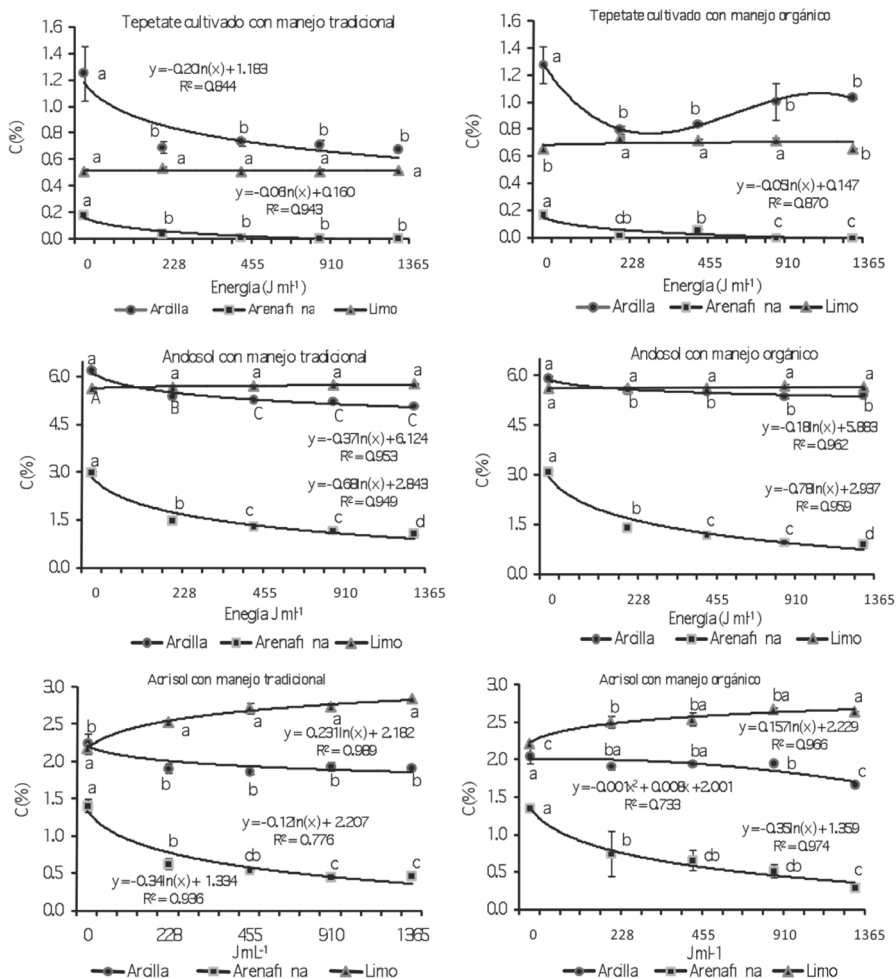


Figura 3. C orgánico en arena fina, limo y arcilla de tres suelos del eje neovolcánico de México bajo dos manejos agronómicos distintos (promedio de tres repeticiones). Letras semejantes son estadísticamente iguales en la aplicación de energía para cada fracción ($p \leq 0,05$).

Balace de COS en los suelos

El C que aporta las distintas fracciones a las reservas orgánicas del suelo es función de la proporción que éstas guardan dentro del mismo. Su expresión en g C kg⁻¹ indica el aporte real de C con el que contribuye cada fracción a las reservas orgánicas de este elemento en el suelo (Tabla 4 y Fig. 4).

De manera global el *Andosol* presentó el nivel más alto en el contenido de COS. Fue 2,5 mayor a lo encontrado en el *Acrisol* y 14 veces mayor al

Tabla 4. C orgánico asociado a las fracciones >250 µm y <250 µm en los suelos evaluados (promedio de tres repeticiones).

MANEJO TRADICIONAL						MANEJO ORGÁNICO									
Suelo	MOP	Arena gruesa	Energía	Arena fina	Limo	Arcilla	Total	Suelo entero	MOP	Arena gruesa	Energía	Arena fina	Limo	Arcilla	Total
		J mL ⁻¹		g C kg ⁻¹				g C kg ⁻¹		J mL ⁻¹				g C kg ⁻¹	
Tepetate															
3.3	0.4	0.1	0	0.7a	2.3a	0.7a	4.1	4.3	0.9	0.1	0	0.6a	2.8b	0.4a	4.9
3.3	0.4	0.0	228	0.1b	1.8a	1.8b	4.0	4.3	1.1	0.1	228	0.1cb	2.4a	1.6b	5.2
3.3	0.4	0.0	455	0.0b	1.6a	2.1b	4.1	4.3	1.0	0.1	455	0.2b	2.1a	2.0b	5.4
3.3	0.5	0.0	910	0.0b	1.5a	2.2b	4.3	4.3	1.2	0.1	910	0.0c	2.0a	2.6b	5.9
3.3	0.3	0.0	1365	0.0b	1.5a	2.2b	4.0	4.3	1.1	0.0	1365	0.0c	1.7b	2.9b	5.8
Andosol															
46.7	3.7	2.0	0	5.6a	32.4b	2.7a	46.3	48.5	3.0	2.2	0	6.0a	32.7a	2.9a	46.8
46.7	3.8	2.0	228	1.6b	33.6a	7.1b	48.2	48.5	3.0	2.1	228	1.4b	32.5a	8.2b	47.2
46.7	4.5	2.0	455	1.3c	31.2a	9.5c	48.4	48.5	2.9	1.9	455	1.1c	31.2a	10.2b	47.3
46.7	4.4	1.7	910	1.0c	29.5a	12.2c	48.8	48.5	2.5	1.9	910	0.8c	29.2a	12.9b	47.3
46.7	4.5	2.0	1365	0.8d	27.9a	13.7c	49.0	48.5	2.0	2.0	1365	0.6d	27.6a	15.5b	47.7
Acrisol															
19.9	1.1	0.1	0	3.1a	12.6a	3.1a	20.0	18.8	1.2	0.3	0	2.9a	13.6c	2.6a	20.6
19.9	1.4	0.3	228	0.5b	10.3a	8.2a	20.8	18.8	1.2	0.2	228	0.8b	12.0b	7.2ba	21.4
19.9	1.4	0.2	455	0.4cb	10.4a	9.5a	21.9	18.8	1.1	0.2	455	0.5cb	10.3ba	9.1ba	21.2
19.9	1.3	0.2	910	0.3c	9.4a	10.4a	21.7	18.8	0.9	0.2	910	0.4cb	9.7ba	10.1b	21.3
19.9	1.5	0.2	1365	0.4c	9.2a	10.8a	22.1	18.8	0.7	0.2	1365	0.2c	8.5a	9.0c	18.6

MOP: materia orgánica particulada. Letras semejantes son estadísticamente iguales en la aplicación de energía de cada fracción. ($p \leq 0.05$).

de los tepetates cultivados. La fracción entre 2000-250 μm (correspondiente a la arena gruesa) presentó solamente traza de COS en el tepetate y el Acrisol con ambos tipos de manejo agronómico, mientras que en el *Andosol* esta fracción guardó alrededor de 2 g C kg^{-1} suelo.

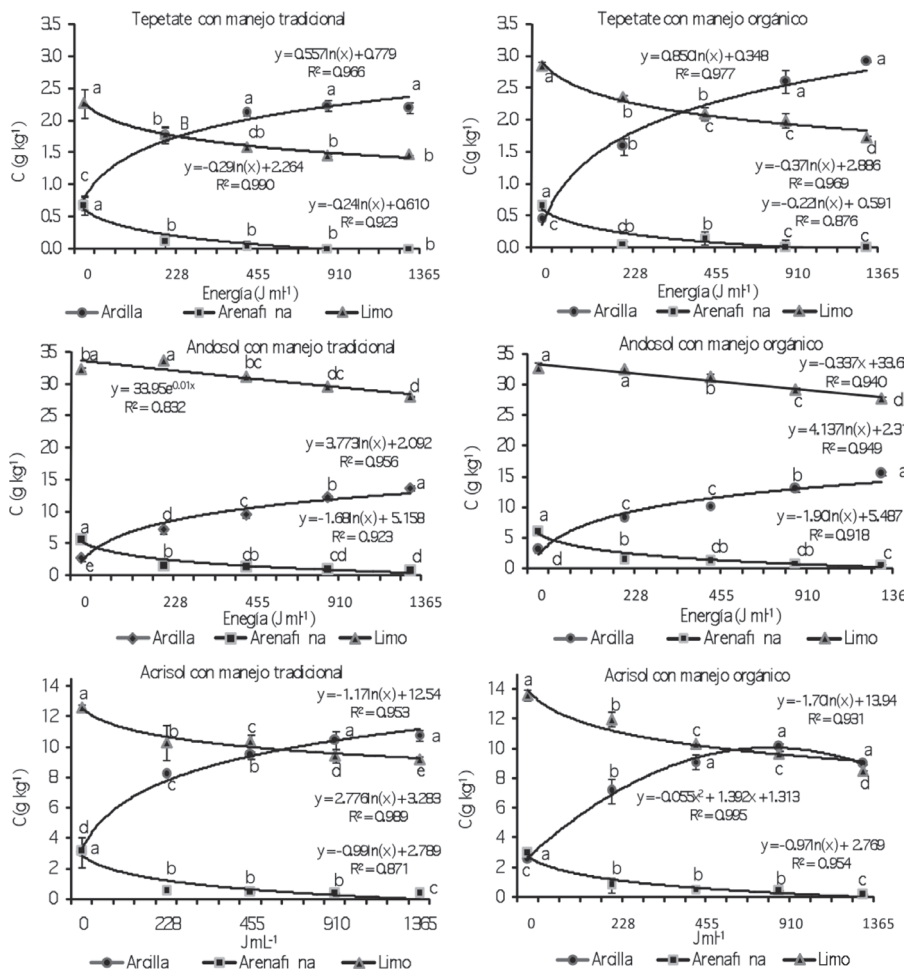


Figura 4. Balance de C orgánico en tres suelos del eje neovolcánico de México bajo dos manejos agronómicos distintos (promedio de tres repeticiones). Letras semejantes son estadísticamente iguales en la aplicación de energía para cada fracción ($p \leq 0,05$).

La MOP (fracción potencialmente mineralizable), tuvo una concentración de COS en el tepetate con TO ($1,1 \text{ g C kg}^{-1}$) equivalente al doble de la encontrada con el TT. El *Andosol* presentó el mayor contenido de COS en esta fracción, entre 2.5 y 4.5 g C kg^{-1} , y fue de tres a cuatro veces mayor a la

encontrada en el tepetates con TO y el acrisol con ambos tipos de manejo agrícola. Las condiciones climáticas en la cuenca de Cointzio (con más de 1000 mm de precipitación anual) conducen a un mayor potencial de mineralización de la materia orgánica respecto a la de los tepetates de Tlaxcala, con menos de mitad de precipitación anual. Esta es una de las principales causas por las que no hubo diferencias en las reservas de COS entre ambos tipos de manejo agronómico tanto para el *Acrisol*, como para el *Andosol*.

Las partículas <250 μm (correspondientes a las arenas finas, limos y arcillas) presentaron un contenido de COS diferente en cada fracción y en cada tipo de suelo. En el tepetate la fracción arcillosa independientemente del tipo de manejo agrícola se asoció con más del 60 % del COS contenido en la masa total de suelo, mientras el resto se encontró asociado al limo. Las arenas finas en estos sustratos volcánicos fueron completamente inertes. Antes de aplicar energía con el ultrasonido el *Acrisol* mostró una concentración de COS semejante entre el limo y la arcilla (Fig. 4) para ambos tipos de manejo (2,2 %). Aparentemente el C asociado a la arcilla se fue transfiriendo al limo a medida que se aplicaba energía con el ultrasonido y adsorbió 20 % más C que la fracción arcillosa (Fig. 4). Este comportamiento fue contrario a lo observado en el tepetate. La proporción de arcilla en el *Acrisol* representó más de 60 % del total de la masa de suelo por lo que, al efectuar el balance del contenido total de COS, el limo y la arcilla en este suelo aportaron una cantidad semejante de COS (menos de 50 % cada una) y una pequeña porción (alrededor del 2 %) se encontró asociada a la fracción arenosa. En el *Andosol*, por su parte, más de 60 % del COS se encontró asociado a los limos, alrededor de 35 % a las arcillas y 5 % con la fracción arenosa. Limo y arcilla fueron entonces las fracciones donde se almaceno más del 95 % de COS en los suelos evaluados.

CONCLUSIONES

La energía aplicada a una suspensión de suelo para separarlo en fracciones de arena fina (50-250 μm), limo (2-50 μm) y arcilla (<2 μm) fue diferente en cada tipo de suelo. Esta dependió, en parte a la proporción limo y arcilla y a la naturaleza misma de los minerales.

La acumulación de COS en cada tipo de suelo estuvo en función de la capacidad de adsorción del limo y arcilla y de la proporción relativa de dichas fracciones. En el tepetate el COS se asoció mayormente en la fracción arcilla (1,3%), en el *Acrisol* al limo (2,9 %) y en el *Andosol* fue semejante en ambas fracciones (5,8 %).

La transferencia arcilla procedentes de las fracciones arena fina y limo, después de aplicar diferentes niveles de energía, fue muy evidente y junto con estas también la transferencia de C. La proporción de arcilla aumentó logarítmicamente en el tepetate y *Acrisol* en función de la energía aplicada, mientras que la proporción de limo y arena fina disminuyó de manera inversa. En el *Andosol* este comportamiento fue lineal.

El COS mostró diferencias significativas ($p < 0,05$) por tipo de manejo solamente en el tepetate. Esto sugiere que el tepetate puede almacenar más COS con mayor adición de materia orgánica. En el *Acrisol* y *Andosol* mostraron una acumulación de COS semejante en ambos tipos de manejo. El *Acrisol* y el *Andosol* no mostraron diferencias significativas ($p > 0,05$) con el tratamiento orgánico, lo cual sugiere que se requiere un mayor ingreso de residuos orgánicos en estos suelos para lograr que la tasa de acumulación del COS supere la de mineralización de la MOS en las condiciones edafoclimáticas en que se encuentran estos suelos.

Agradecimientos

Agradecemos al proyecto *REVOLSO* (financiado por la U.E. N°. ICA4-CT-2001-10052) y al CONACYT (Méjico) por el financiamiento otorgado para realizar esta investigación.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Báez A. J.D., C. Etchevers, C. Hidalgo, V. Prat, Ordaz y R. Núñez. 2002. C orgánico en tepetates cultivados de México. *Agrociencia* 36:643-653.
- Báez A., J. D. Etchevers, C. Prat y C. Hidalgo. 2007. Formation of aggregates and carbon sequestration in ameliorated tepetates in the Río Texcoco basin, Mexico. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas* 24:487-497.
- Baldock J. A. y J.O. Skjemstad. 2000. Role of the soil matrix and minerals in protecting natural organic materials against biological attack. *Org. Geochem.* 31:697-710.
- Christensen B.T. 1992. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. *Advance of Soil Science* 20:1-89.
- Etchevers J.D., R.M. López, C. Zebrowski y D. Peña. 1992. Fertilidad de los tepetates de la vertiente occidental de la sierra nevada (México). *Terra* 10 (Número especial): 379-384.
- Etchevers J.D., C. Hidalgo, C. Prat y P. Quantin. 2006. Tepetates of Mexico. En: *Encyclopedia of soil science*. Lal R. (ed.). Marcel Dekker, Nueva York. Pp. 1745-1748.
- FAO-UNESCO-ISRIC. 1998. *Mapa de suelos dominantes, escala 1:4000000*; primera aproximación. SEMARNAP/CP/INEGI, México D. F.
- Fechter-Escamilla E.U., A. Vereá y G. Werner. 1997. Erosión hídrica en un suelo volcánico endurecido (tepetate t3) en bloque de Tlaxcala, México. En: *III Simposio Internacional: Suelos Volcánicos y Endurecidos*. Zebrowski, C., Quantin, P y Trujillo, G. (eds.). ORSTOM. Quito (Ecuador). Pp. 351-358.
- García E. 1984. *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köpen*. Universidad Nacional Autónoma de México (México), pp: 16-21.
- Guerrero-Eufracio E.L., J.L. Luna y E.C. Ochoa. 1992. Distribución de los tepetates de la República Mexicana. Escala 1:4000, 000. *Terra* 10 (Número especial): 131-136.

- Hassink J. 1994. Effects of soil texture and grassland management on soil organic C and N and rates of C and N mineralization. *Soil Biology & Biochemistry* 26:1221-1231.
- Hassink J. y A.P. Whitmore. 1997. A model of the physical protection of soil organic matter in soils. *Soil Science Society of America J.* 61:131-139.
- Hidalgo C.I. 1995. *Étude des horizons indurés à comportement de fragipan, appelés tepetates, dans les sols volcaniques de la vallée de México*. Tesis doctoral. O.R.S.T.O.M., París (Francia).
- Hidalgo C., J.D. Etchevers, A. Martínez-Richa, H. Yee-Madeira, H. A. Calderón, R. Vera-Graziano y F. Matus. 2010. Mineralogical characterization of the fine fraction (<2 µm) of degraded volcanic soils and tepetates in Mexico. *Applied Clay Science* 49:348-358.
- I.N.E.G.I. 2004. *Conjunto de datos vectoriales de la carta fisiográfica, escala 1:1000,000*. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. México. Aguascalientes (México).
- Lal R. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304:1624-1627.
- Matus F.J. y C.R. Maire. 2000. Relación entre la materia orgánica y textura del suelo y tasa de mineralización de carbono y nitrógeno. *Agricultura Técnica de Chile* 60:112-126.
- Matus F., C. Lusk y C.R. Maire. 2008. Effects of soil texture, C input rates and litter quality on free organic matter and N mineralization in Chilean rain forest and agricultural soils. *Comm. in Soil Science and Plant & Soil Analysis* 39:187-2001.
- Medina-Orozco L., M. Bravo-Espinosa, C. Prat, M. Martínez-Menes, E. Ojeda-Trejo y B.E. Serrato-Barajas. 2008. Pérdida de suelo, agua y nutrientes en un acrisol bajo diferentes sistemas agrícolas en Michoacán, México. *Agricultura Técnica en México* 34:201-2011.
- Shoji S., M. Nanzio y R.A. Dalhgren. 1993. *Volcanic ash soils. Genesis, properties, and utilization*. Developments in Soil Science 21. Elsevier, Amsterdam. Pp. 8-30.
- Shoji S., M. Nanzio, R.A. Dalhgren y P. Quantin. 1996. Evaluation and proposed revisions of criteria for andosols in the world reference base for soil resources. *Soil Science* 161:605-615.
- Six J., R.T. Conant, E.A. Paul y K. Paustian. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturations of soils. *Plant & soil* 241:155-176.
- Six J. y J.D. Jastrow. 2002. Organic matter turnover. En: *Encyclopedia of soil science*. Lal R. (Ed.). Marcel Dekker, Nueva York. Pp. 936-942.
- Van-Veen J.A. y P.J. Kuikman. 1990. Soil structural aspects of decomposition of organic matter by micro-organisms. *Biogeochemistry* 11:213-233.
- Van-Reeuwijk L.P. (ed.). 1996. *Procedures for soil analysis*. 5ª edn. International Soil Reference and Information Centre, Wageningen (Holanda).
- Zagal E., N. Rodríguez, I. Vidal y A.B. Flores. 2002. La fracción liviana de la materia orgánica de un suelo volcánico bajo distinto manejo agronómico como índice de cambios de la materia orgánica lábil. *Agricultura Técnica de Chile* 62:284-296.

CARACTERIZACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA HUMIFICADA EN LOS SEDIMENTOS DEL CAUCE DE LA CUENCA MATANZA RIACHUELO (R. ARGENTINA)

Martha Bargiela y Alicia Fabrizio de Iorio

Cátedra de Química Analítica Departamento de Recursos Naturales y Ambiente. Facultad de Agronomía. U.B.A. Av. San Martín 4453. Buenos Aires C1417DSE (Argentina). Correo electrónico: <bargiela@agro.uba.ar>.

Resumen: Para comprender el ciclo global del C es necesario tener un conocimiento detallado de la composición y la dinámica del conjunto de los materiales orgánicos presentes en los diferentes compartimentos de la Litosfera y que constituyen la materia orgánica sedimentaria. En este trabajo se estudiaron las características fisicoquímicas de sedimentos del cauce principal de la cuenca Matanza-Riachuelo (R. Argentina) de sitios con diferente uso de la tierra, junto con las fracciones de carbono orgánico, las relaciones C/N (para determinar el origen posible de la materia orgánica) y las propiedades características de los espectros IR correspondientes. De acuerdo a las relaciones C/N de los sedimentos se observan orígenes diferentes de la materia orgánica sedimentaria, fundamentalmente autóctona (algógena específicamente) en la cuenca alta y una mezcla con materia orgánica depositada de la escorrentía en los sitios de la cuenca media. En los sitios altamente contaminados se encuentran bajas relaciones C/N con un alto contenido de proteínas asociadas a las sustancias húmicas. En los sitios ubicados en el cauce del Riachuelo los contenidos de ácidos húmicos (pese a ser mayores que en todas las demás ubicaciones) se corresponden con un porcentaje menor de materia orgánica total. La alta contaminación del Riachuelo podría estar conformada entonces también por una mezcla orgánica no húmica fácilmente oxidable. El estudio de los espectros infrarrojos de las diferentes fracciones mostraron la interrelación de la materia orgánica con los metales. Se encuentra que los ácidos fúlvicos presentan sitios sin ocupar. La mayor complejación se encuentra asociada a los ácidos húmicos. Se observaron características alifáticas propias de ácidos húmicos de zonas contaminadas en los sitios correspondiente al Riachuelo, además de la presencia de restos de proteínas en mayor concentración en las fracciones de mayor peso molecular, probablemente debido a su encapsulamiento en sitios hidrofóbicos de las sustancias húmicas.

Palabras clave: Sustancias húmicas, sedimentos de cauce, ríos.

Characterization of humified organic matter in bottom sediments of the Matanza Riachuelo basin (Argentina)

Abstract: In order to understand the C global cycle it is necessary to have a detailed knowledge of the composition and dynamics of the set of the organic materials that are present in different compartments from the lithosphere which constitute the sedimentary organic matter. In this work we studied the physicochemical characteristics of the bed sediments from the main channel of the Matanza-Riachuelo river basin (Argentina), on sites with different land use, along with the organic matter fractions, the C/N ratio (in order to determine the possible organic matter source) and the corresponding IR spectra. According to C/N ratio it was observed different sources from sedimentary organic matter, mostly autochthonous (allogenic specifically) in the upper basin, and a mixture with allochthonous organic matter deposited of the run-off in the middle basin sites. In the highly contaminated locations C/N ratios are related to proteins associated to humic substances. In the Riachuelo, the humic acid contents, in spite of being greater than in all the other locations, are responsible for a smaller percentage of total organic matter. The organic contamination at the Riachuelo sediments could be a mixture of easily oxidable nonhumic organic matter. The study of the IR spectra of the different fractions showed the relation of organic matter with metals. Fulvic acids present unoccupied sites. The higher complexation is associated to humic acids. They were observed aliphatic properties at humic acids with similar characteristics of contaminated zones the in Riachuelo sites, in addition to the presence of rest of proteins in greater molecular weight fractions, attributable to their encapsulation into hydrophobic domains of humic substances.

Key words: humic substances, bottom sediments, rivers.

INTRODUCCIÓN

Para comprender el ciclo global del C es necesario tener un conocimiento detallado de la composición y la dinámica del conjunto de los materiales orgánicos presentes en los diferentes compartimentos de la Litosfera y entre ellos los que constituyen la Materia Orgánica Sedimentaria (MOS) de todos los ecosistemas acuáticos (Cole *et al.*, 2007).

Los sedimentos son el registro de los procesos que ocurren en la columna de agua y constituyen el depósito final de la materia orgánica (MO) autóctona y alóctona que existe en un sistema. La materia orgánica de origen natural puede ser producida *in situ* o transportada de la cuenca de drenaje por transporte eólico o escorrentía. También existen desechos de origen antropogénico ricos en residuos orgánicos (RO) como los desechos urbanos y efluentes agroindustriales. Las sustancias orgánicas en los sedimentos acuáticos son usualmente diferentes a la materia orgánica humificada de los suelos, debido a los diferentes procesos edáficos (Cotano y Villate, 2006).

Es importante el estudio de los parámetros químicos de los sedimentos de fondo de río, no sólo porque aporta información sobre la composición del sedimento, sino también porque la presencia de materia orgánica, junto con la actividad bacteriana, influyen en las condiciones físicoquímicas que prevalecen en los mismos. La presencia de MOS depende de varios factores principales: El aporte del material orgánico de los organismos bentónicos y plantónicos que habitan en las aguas, la velocidad de su descomposición una vez depositado y el movimiento de las aguas en las cuales el material orgánico se deposita (De la Lanza, 1984; Barros y Iorio, 2000).

Las interacciones de la MOS con los metales resultarán de importancia en la biodisponibilidad y movilidad de estos elementos. Para el estudio de estas interacciones es importante conocer los grupos funcionales que se encuentran sobre el esqueleto carbonado (que permiten la identificación del material).

Entre los métodos analíticos de caracterización utilizados las técnicas espectroscópicas (no destructivas) son las más útiles, siendo directamente aplicables a muestras líquidas y también a sólidas. La espectroscopía infrarroja (IR) es una herramienta muy poderosa para la determinación de las estructuras moleculares porque provee fácilmente información directa sobre la presencia de grupos funcionales. Puede producir transiciones en los estados vibracionales y rotacionales asociados con el estado electrónico basal de la molécula. Ciertos grupos funcionales (como -OH, -NH₂, -CH₃), presentan bandas de absorción en el espectro infrarrojo entre rangos de frecuencia bien definidos. Por esto la espectroscopía infrarroja brinda información sobre las propiedades estructurales y funcionales de las moléculas de materia orgánica (Schnitzer, 1982; Chen *et al.*, 2002).

La formación de los complejos metal-sustancias húmicas puede ser estudiado por el corrimiento observado en las frecuencias vibracionales de los espectros IR correspondientes. Esto puede ser usado para identificar la absorbancia de los grupos funcionales involucrados en el complejamiento y posiblemente proveer información del tipo de interacción que se produce entre el metal y la sustancia húmica en el complejo formado (Calace *et al.*, 1999; Barros y Iorio, 2000).

Por lo tanto con el objetivo de **caracterizar la materia orgánica de los sedimentos de cauce** del sistema Matanza-Riachuelo (R. Argentina); para ello se estudiaron las características físicoquímicas de los sedimentos de diferentes sitios, las fracciones de C orgánico, las relaciones C/N para determinar su posible origen y las propiedades características de los espectros IR de las fracciones de la materia orgánica.

MATERIALES Y MÉTODOS

El sistema Matanza-Riachuelo es el colector principal de una cuenca que cubre aproximadamente 2200 km² con 232 cauces de arroyos afluentes. La longitud total del colector es de 64 km antes de desaguar en el Río de

la Plata. Sus límites naturales son: al Norte, la Cuenca del Río Reconquista; al Sur y al Oeste la Cuenca del Río Salado y al Este el Río de la Plata. La cuenca está incluida dentro de la llanura chaco-pampeana, en el subdominio de la Pampa Ondulada Baja Argentina. Se caracteriza por un paisaje de llanura que se desarrolla a cotas inferiores a 35 m sobre el nivel del mar con escasas pendientes. En el tramo superior el río discurre sin mayores dificultades, perdiendo sus características naturales cuando ingresa a la planicie baja (Malpartida, 2003) donde se encuentran zonas de bañados e inundables.

El desordenado proceso de ocupación de la cuenca contribuyó a la alteración de su fisonomía ambiental original. Se distinguen tres zonas con características diferentes: Una altamente urbanizada (cuenca baja); otra periurbana o urbana en vías de expansión (cuenca media); y un área rural (cuenca alta) donde todavía se encuentran condiciones ambientales más satisfactorias.

La región se caracteriza por tener un clima templado húmedo, con precipitaciones abundantes y de distribución bastante regular. La temperatura media oscila alrededor de los 17,0 °C ; los inviernos suelen ser suaves (temperatura media próxima a los 9,0 °C), pero los veranos son bastantes cálidos (con temperaturas medias oscilantes entre 23-24 °C). En general todos los meses del año tienen lluvias, los valores excepcionales los que tienen relación directa con las inundaciones. La media pluviométrica anual es alrededor de 1000 mm año⁻¹, cuya distribución es de 28,2, 27,6 y 17,9 % para el otoño, verano e invierno, respectivamente; el mes más lluvioso suele ser Marzo, que acumula el 11,3 % del total anual (Malpartida, 2003).

En el río Matanza-Riachuelo se pueden distinguir tres tramos: El primer tramo está comprendido desde las nacientes y los Partidos de General Las Heras y Cañuelas hasta la zona de Ezeiza; el segundo entre este último punto y el Puente Uriburu; y el tercero desde éste último hasta la desembocadura (km 0).

Desde sus nacientes hasta el km 25 (donde el curso ha sido rectificado artificialmente) los principales contaminantes son los originados por los recintos confinados de producción animal (García *et al.*, 2001), plantas elaboradoras de productos lácteos y las prácticas agrícolas. A estos se suman los de algunas actividades industriales (principalmente frigoríficos y curtiembres) que vuelcan los efluentes en su curso sin las previsiones ambientales adecuadas para la preservación del suelo y los cursos de agua. El resto de la contaminación de la Cuenca procede de las aguas cloacales del uso doméstico, los basurales a cielo abierto, las aguas pluviales contaminadas y de fuentes difusas. Los contaminantes más importantes encontrados en la cuenca son carga orgánica y metales pesados (lorio *et al.*, 2006; lorio *et al.*, 2007).

Normalmente los cauces de la cuenca Matanza Riachuelo tienen niveles superiores a los de la capa freática sólo durante las lluvias y hasta poco tiempo después del cese de las mismas; es decir, son influentes mientras se evacuan los excedentes hídricos superficiales generados. Fuera de la época de lluvias se comportan como efluentes. Prácticamente toda el agua que circula por ellos proviene de los niveles freáticos.

Sitios de muestreo

Se establecieron sitios de muestreo de sedimentos del cauce distribuidos en el curso principal del Río Matanza, desde las nacientes hasta la desembocadura. Los mismos se seleccionaron teniendo en cuenta los usos de la tierra (Fig. 1).

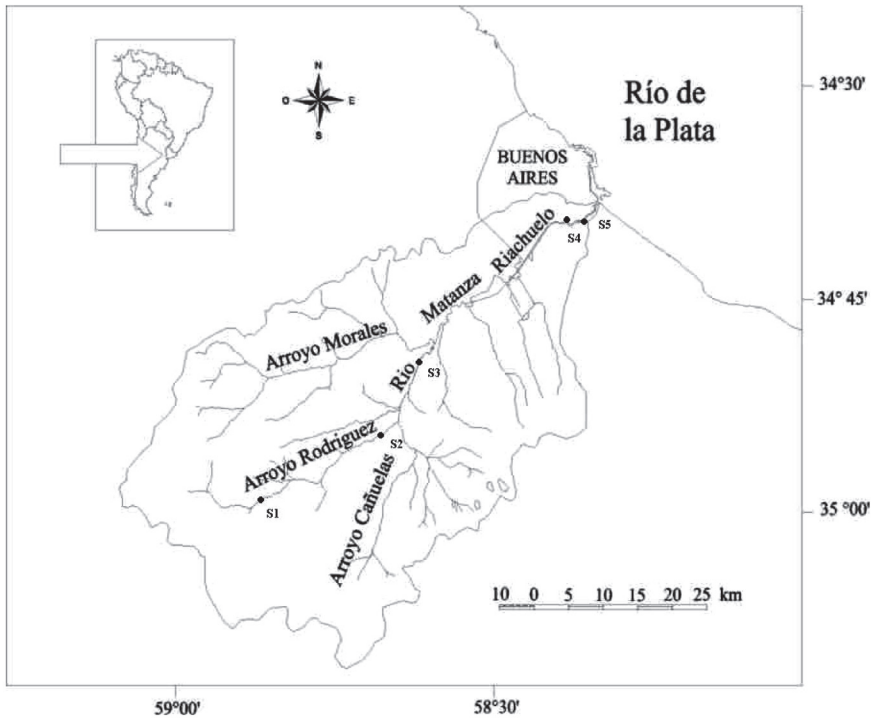


Figura 1. La Cuenca Matanza-Riachuelo (Provincia de Buenos Aires, Argentina).

El sitio ubicado sobre el Arroyo Rodríguez (**S1**: Lat. 34° 57' 18,14" S, Long. 58° 49' 85,54" O) representa la cuenca alta; su uso de la tierra es principalmente agropecuario, predominantemente ganadería extensiva realizada sobre campo natural y/o pasturas implantadas, con parcelas ocupadas en gran parte por pastizales naturales de tipo herbáceo, matorrales y arbustos. También se realizan actividades intensivas, siendo importante la horticultura. El paisaje presenta planicies suavemente onduladas con escasas cubetas. Los suelos presentes en su mayor parte corresponden a los siguientes subgrupos: *Argiudol típico*, *Natracualf típico*, *Argialbol argiácuico*, *Natracualf mólico* y *Argiudol ácuico*. El plano aluvial está formado por complejos indiferenciados. (INTA, 1997; Massobrio *et al.*, 2000).

S2 (Lat. 34° 39' 30" S; Long. 58°23'55"O) también está ubicado en la cuenca alta del Río Matanza-Riachuelo, sobre el cauce principal a la altura de

la ruta 3, en una zona de actividad agrícola, con cultivos de soja en los alrededores. Los suelos corresponden a los mismos subgrupos que los del sitio **S1**.

S3 (Lat. 34° 51' 17,88" S, Long. 58° 37' 55,87" O) se encuentra aguas abajo de la desembocadura del arroyo Chacón, receptor de efluentes industriales con tratamiento inadecuado. Es característico de la zona periurbana; las tierras que bordean la margen izquierda del río son utilizadas clandestinamente para el depósito de desechos, funcionando hornos de ladrillos y asentamiento poblacionales que viven de estas prácticas. El paisaje es de lomas bajas donde se encuentran *Hapludoles thaptoárgicos* y, en las depresiones, *Natracuoles típicos*, *Natracualfes típicos* y *Natralboles típicos* (Morello *et al.*, 2000; Massobrio *et al.*, 2000).

En los sitios correspondientes a la zona del Riachuelo nos encontramos con **S4** (Lat. 34° 39' 30" S; Long. 58° 23' 55" O) que corresponde una zona de meandros, donde es esperable una acumulación de contaminantes, existiendo en sus orillas un basural a cielo abierto. Debido a las características del lugar se encuentra acumulación de plantas acuáticas. En la orilla crece *Ricinus comunnis*.

El último (**S5**: Lat. 34° 39' 29.21" S; Long. 58° 22' 52.48" O) es una zona netamente urbana. Tanto en **S4** como en **S5** los suelos de los alrededores están altamente modificados antrópicamente.

Análisis de los sedimentos

Se tomaron tres muestras compuestas de diez submuestras de sedimentos superficiales (0 a -10 cm) en todos los sitios.

El carbono orgánico (Corg) se estimó por el método de Walkley y Black, determinando el carbono fácilmente oxidable (Allison, 1965). El contenido de N orgánico de los sedimentos se determinó por el método de Kjeldahl (Page, 1982).

Además se obtuvo el contenido de Carbono orgánico total de los extractos de sustancias húmicas totales (CT) y de ácidos fúlvicos (CF) por adaptación del método de Golterman *et al.* (1978), calculándose el contenido de C en ácidos húmicos (CH) por diferencia.

Las sustancias húmicas se obtuvieron de acuerdo al procedimiento convencional de Schnitzer (1986) modificado por Bargiela e Iorio (2008). Se observaron las características de los espectros IR de las distintas fracciones húmicas por espectroscopía de infrarrojo de transformada de Fourier (FTIR) usando pellet de KBr (Page, 1982) en un espectrofotómetro FT-IR Nicolet Magna 550.

El contenido de arcilla, limo y arena se determinó por el método de Gee y Gauder (1986), estableciéndose las clases texturales de los mismos. Se determinó conductividad eléctrica (CE). El pH se midió potenciométricamente con electrodo combinado de vidrio, utilizando una relación 1:5 (sedimento-agua). La capacidad de intercambio catiónico (CIC) se determinó después de la saturación con NH₄Ac (Page, 1982).

Análisis estadístico

Los valores de los parámetros fueron analizados estadísticamente entre sitios por medio de un análisis de varianza. En caso de presentarse diferencias significativas se realizó la comparación de medias, utilizando el test de Tukey ($p < 0,05$).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Características fisicoquímicas de los sedimentos

Los resultados de las determinaciones fisicoquímicas de los sedimentos se presentan en la **Tabla 1**.

Como puede observarse en la **Tabla 1** se obtuvieron valores de pH de levemente alcalinos a ácidos en la cuenca baja (producto del alto contenido de MOS). Los potenciales redox bajos también se encontraron relacionados con la cantidad de materia orgánica, indicando en los sitios correspondientes a la cuenca media y baja (**S3**, **S4** y **S5**) un estado de anoxia inducido por la degradación química y microbiológica de la materia orgánica y la escasa renovación de oxígeno desde la columna de agua (oxígeno disuelto de la columna de agua en los tres sitios: $0,0 \text{ mg L}^{-1}$); el potencial redox fue menor en S5, por ser zona de acumulación, detectándose una gran presencia de sulfuros (tanto en sedimentos como en el agua, Iorio *et al.*, 2006).

Tabla 1. Características fisicoquímicas de los sitios en estudio (R. Argentina).

Sitios	S1	S2	S3	S4	S5
pH	7,4± 0,7	6,05 ± 0,5	8,5 ± 0,6	6,4± 0,5	6,21± 0,5
CE (mS)	0,92± 0,05	1,3± 0,2	3,1± 0,1	1,8± 0,1	3,6 ± 0,2
CIC (cmol _c kg ⁻¹)	28,0± 0,1	29,8 ± 0,1	67,3± 0,2	48,6 ± 0,1	56,7 ± 0,2
Eh (mv)	+40± 5	-70± 5	-250± 20	-210± 20	-400± 25
Arcilla (%)	20,1	35,25	28,9	23,00	10,50
Limo (%)	46,3	50	40,1	70,80	62,50
Arena (%)	5,3	14,75	10,7	6,20	27,00
Textura	F	F-A-L	F-A	F-L	F-L

CE: conductividad eléctrica. CIC: capacidad de intercambio catiónico, Eh: potencial redox. F: franco. F-A: franco arcilloso. F-A-L: franco arcillo limoso. F-L franco limoso

Relación C/N

En la **Tabla 2** se observan los datos de concentraciones (g kg^{-1} sedimento) de C y N orgánicos de los sedimentos y la relación C/N correspondiente. Las concentraciones de C aumentan desde las nacientes a la desembocadura mostrando los valores más elevados en la zona urbana con una alta contaminación orgánica (Bargiela, 2009; Iorio *et al.*, 2006)

Las relaciones C/N se encuentran por debajo de 10 en S1 y S2, siendo la máxima relación la encontrada en S3 (por encima de 20), disminuyendo en los dos sitios correspondientes a la cuenca baja por el elevado contenido de N de la materia orgánica contaminante.

Tabla 2. Concentraciones de C y N orgánicos (g kg^{-1} sedimento) de los sedimentos y la relación C/N correspondiente

Sitios	Corg	Norg	C/N
S1	10,0a	1,4a	7,2
S2	19,7b	2,2b	9,00
S3	30,2c	1,5b	20,1
S4	70,1d	5,9c	11,9
S5	89,4e	8,2d	10,9

El N se considera uno más de los indicadores de abundancia de la materia orgánica, ya que es prácticamente inexistente en la porción mineral de los sedimentos. Al igual que el Corg tiene su origen principal en el material detrítico alóctono y el tejido de los microorganismos autóctonos, siendo ésta la razón principal por la cual existe una fuerte correlación positiva entre los contenidos de materia orgánica y de N total (N_t) en la columna sedimentaria (Stein, 1991; Luque Marín, 2003).

La relación entre el corg y el Nt (C/N), además de ser un indicador de condiciones tróficas de los cuerpos de agua, sirve igualmente como indicador de procedencia de la materia orgánica. La materia orgánica autóctona es más rica en compuestos proteínicos de bajo peso molecular, ricos en N y de baja proporción C/N (típicamente <10), en tanto que la materia orgánica alóctona terrestre se encuentra enriquecida en material húmico, que tiene un peso molecular más elevado, es rica en compuestos de C y la proporción C/N tiende a ser mucho más elevada, con valores que oscilan entre 20 y 30. Los valores entre 10-20 corresponderían a mezclas de materia orgánica de los dos tipos anteriores o a la presencia de compuestos xenobióticos antrópicos (Stein, 1991; Luque Marín, 2003; Schmidt *et al.*, 2009).

Las relaciones de C/N por debajo de 10,0 en S1 y S2 se relacionarían con la materia orgánica autóctona primordialmente; la pendiente de las dos zonas (especialmente en S1) favorece el transporte del material de escorrentía sin deposición. En S3 la relación muestra que el origen de la materia orgánica en este sitio es una mezcla de formación *in situ* y deposición por escorrentía de materia orgánica alóctona en diferentes proporciones. S3 es una zona de acumulación cercana a áreas inundables, dado que disminuye la pendiente; aquí contribuye la anoxia que no permite la descomposición de la materia orgánica fresca.

En el caso de S4 y S5 las relaciones más bajas pueden deberse a la presencia de materia orgánica antropogénica, siendo estos dos sitios (por su ubicación en el Riachuelo) los más contaminados con carga orgánica, con un contenido de proteínas propio de desechos cloacales (Lingbo *et al.*, 2005)

Contenido de ácidos húmicos y fúlvicos en cada uno de los sitios: En la **Tabla 3** se presentan los valores de las concentraciones de C en ácidos húmicos y fúlvicos (g C kg⁻¹ sedimento) y la proporción de C orgánico que corresponde a cada uno.

Tabla 3. Concentraciones de C (g C kg⁻¹ sedimento) y fracción que corresponde de C orgánico (gC/gCorg) a cada una de las fracciones de las sustancias húmicas de los sitios

Sitios	CH	CF	CH/Corg	CF/Corg	CH/CF
S1	0,47 a	3,6 a	0,05	0,36	0,13
S2	3,0 b	0,8 b	0,15	0,04	3,8
S3	1,4 c	0,8 b	0,05	0,03	1,8
S4	3,8 d	0,6 c	0,05	0,008	6,3
S5	4,0 d	0,6 c	0,04	0,007	6,6

CH: C de ácidos húmicos CF: C de ácidos fúlvicos

Las relaciones entre los ácidos húmicos (CH) y la materia orgánica entre 5,0 y 15 % son similares a las obtenidas por Nriagu y Coker (1980) en sedimentos del lago Ontario. Pero en S1 la proporción de materia orgánica correspondiente a ácidos fúlvicos (CF) resultó mayor a la de los ácidos húmicos, al contrario de lo visto por Nriagu y otros autores en sedimentos (veáanse relaciones CH/CF).

En el caso de los dos sitios ubicados en el cauce del Riachuelo nos encontramos que los contenidos de ácidos fúlvicos responden con un porcentaje menor de materia orgánica total (alrededor de un 0,8 %), no aumentando en proporción el porcentaje de ácidos húmicos. La alta contaminación del Riachuelo podría estar conformada entonces, además, por una mezcla orgánica no húmica fácilmente oxidable.

Tremblay y Gagne (2007) encontraron mayores valores de las fracciones húmicas en sedimentos del estuario de St. Lawrence que los encontrados en la cuenca alta en nuestro trabajo (4–28 % para ácidos húmicos y 2–14 % para ácidos fúlvicos), siendo siempre mayor la proporción de ácidos húmicos.

Los resultados opuestos a los observados en literatura y el bajo grado de humificación que se han obtenido en este trabajo en S1 pueden deberse a la mayor presencia de materia orgánica autóctona en los sitios de la cuenca alta. Pempkowiak *et al.* (1998) encontraron valores bajos en sedimentos del Mar Báltico y lo atribuyeron a una entrada importante de materia orgánica lábil originada en el proceso de producción primaria.

Datos similares a los encontrados en el presente trabajo para S1 fueron reportados por Barros *et al.* (2000) en la cuenca del Reconquista (donde el contenido de ácidos fúlvicos fue mayor que los ácidos húmicos) en el Arroyo La Choza correspondiente a la zona rural de la cuenca, con un aporte fundamental de materia orgánica autóctona y una inversión en la relación aguas debajo de la Presa Roggero (antes de entrar a la zona urbana en Cascallares, donde hubo mayor humificación debido a la fuerte oxigenación de la zona).

S3 es una zona de acumulación con malas condiciones para la humificación. La presencia de ácidos húmicos por tanto se explica por la deposición del material de escorrentía fundamentalmente y no por la formación *in situ*. Algo similar sucede en S2 aunque en menor medida, dado que en este último sitio es mayor la presencia de materia orgánica autóctona como se observó en las relaciones C/N; además no es tan propensa a la sedimentación como S3. También en S3 se observó un aumento de la conductividad eléctrica en el agua que produce la coagulación de los ácidos húmicos y fúlvicos de manera diferencial, contribuyendo a su acumulación (Bargiela, 2009). Esta situación se manifestó en otras zonas de la cuenca con variaciones de salinidad, reflejándose en la disminución de los complejos organometálicos disueltos.

Con respecto a los dos sitios ubicados en el Riachuelo el comportamiento de la materia orgánica observado en otros trabajos con respecto a la complejación de los metales y a sus propiedades de óxido reducción (Lauro *et al.*, 2009, Lauro *et al.*, 2010), refleja que nos encontramos con una calidad diferente de materia orgánica, donde pueden estar involucrados componentes antrópicos sintéticos, como se observará en los espectros IR.

Análisis Infrarrojo de las distintas fracciones

La asignación de las bandas correspondientes a los espectros IR se efectuó siguiendo las indicaciones de Bellamy adaptadas por Iorio (1999).

Las principales bandas y picos de absorción son:

- Una banda ancha a $3100-3600\text{ cm}^{-1}$ correspondiente a OH y NH unidos por puente de H. Una disminución en la intensidad de esta

- banda puede deberse a que el oxígeno de los grupos OH fenólicos esté involucrado en uniones metálicas.
- Un pico débil a $3000-3100\text{ cm}^{-1}$ correspondiente a tensiones de enlaces C-H aromáticos.
 - Una banda a $2800-3000\text{ cm}^{-1}$ que corresponde a tensiones de enlaces C-H alifáticos, siendo una banda de intensidad media.
 - Un pico a 1710 cm^{-1} (tensiones de C=O de carboxilos y de carbonilos cetónicos); la reducción de intensidad de esta banda puede atribuirse a la presencia de la mayoría de estos grupos como sales, lo que se evidenciaría por la aparición de nuevas bandas intensas a $1640-1620\text{ cm}^{-1}$ y 1400 cm^{-1} atribuibles a vibraciones antisimétricas y simétricas del ion COO^- .
 - En la región comprendida entre 1600 y 1660 cm^{-1} la absorción puede deberse a vibraciones C=C aromáticas, C=O de amidas secundarias, estructuras cetónicas conjugadas y los anteriormente mencionados COO^- antisimétricos. La intensidad de la absorción en esta región tiene una relación inversa con el contenido de HCOO y directa con la intensidad del color de las sustancias húmicas.
 - Un pico u hombro a $1490-1590\text{ cm}^{-1}$: deformación NH_2 de amidas.
 - Una banda a $1300-1500\text{ cm}^{-1}$: deformación de la unión CH alifática.
 - La fuerte absorción a 1200 cm^{-1} tiene una relación directa con la intensidad de la banda a $1710-1720\text{ cm}^{-1}$; es factible asignarla a estiramientos CO y deformaciones OH de los grupos COOH, fenoles, éteres aromáticos y ésteres.
 - Una banda aguda a $1130-1080\text{ cm}^{-1}$ se puede atribuir a vibraciones metal oxígeno de hidroxilatos en complejos de iones metálicos tales como Cu(II), Fe(III), Zn(II), etc. de los ácidos húmicos y fúlvicos (Iorio, 1999).

En las Fig. 2 (de a hasta e) se presentan los espectros infrarrojos correspondientes a los ácidos fúlvicos de cada uno de los sitios.

Comparando los espectros se observa que la banda a 3400 cm^{-1} tiene una intensidad importante en todos los sitios. Los picos correspondientes a tensiones alifáticas a 2900 cm^{-1} se observan como hombros.

El estudio de los espectros en S3 en profundidad (Bargiela, 2009) muestra una mayor formación de sales desde la capa superficial del sedimento con respecto a los sitios de la cuenca alta S1 y S2, de acuerdo con la mayor presencia de metales en la zona (Rendina, 2002). Es interesante, además, la resolución de los picos al disminuir los puentes hidrógeno, distinguiéndose el correspondiente a los grupos OH y NH.

Se observó la presencia de picos indicativos de grupos NH de amidas ($1490-1590\text{ cm}^{-1}$) en los sitios de la cuenca baja correspondiente a materiales proteicos.

En el caso de los ácidos húmicos (cuyos espectros se presentan en las Fig. 3, de a hasta e) las bandas correspondientes a tensiones alifáticas a 2900 cm^{-1} en S3, S4 y S5 son picos definidos que permiten concluir que los ácidos húmicos son paradójicamente, más alifáticos que los ácidos fúlvicos.

Los ácidos húmicos altamente alifáticos como los observados en este trabajo han sido encontrados en barro cloacal y en suelos contaminados con desechos orgánicos, además de en ríos contaminados (Mansuy *et al.*, 2001; Song *et al.*, 2001).

La similitud de los espectros estudiados en S3 con los correspondientes a los ácidos húmicos del plano aluvial (Bargiela y Iorio, 2008) permite deducir una deposición reciente de esa capa superficial donde no se ha podido producir una diagénesis tan importante como para diferenciar la materia orgánica en condiciones distintas de óxido-reducción. Además se presenta una migración diferencial en la columna de agua de los componentes más ligeros que no llegaron a depositarse. Esto corrobora el origen de la mayor presencia de ácidos húmicos, no por formación *in situ*, sino por deposición de materia orgánica alóctona.

La formación de complejos metálicos en los ácidos húmicos es importante en todos los sitios, pero dado los niveles de materia orgánica en la cuenca baja los grupos funcionales que conforman los sitios de unión no se encuentran saturados, mientras que en la cuenca alta no hay niveles de metales tan elevados (Bargiela *et al.*, 2009). Es lo que parece observarse tanto en los picos de tensiones de C=O de carboxilos y de carbonilos cetónicos a 1710 cm^{-1} (donde no hay metales unidos) y de vibraciones antisimétricas y simétricas del ion COO^- a 16400 cm^{-1} y 1400 cm^{-1} . No se encontró, salvo en S1 y S2, el pico de 1200 cm^{-1} correspondiente a estiramientos CO y deformaciones OH de grupos COOH, fenoles, éteres aromáticos y esterés, de intensidad relacionada a la de la banda de 1710 cm^{-1} .

Los picos indicativos de grupos NH de amidas en los sitios de la cuenca baja (correspondiente a materiales proteicos) exhiben una absorción más fuerte en ácidos húmicos que en ácidos fúlvicos. Este tipo de estructuras se han observado en la fracción hidrofóbica de los tratamientos de efluentes de agua de desecho, lo que se interpretó como un indicador de actividad microbiana intensa. El N orgánico existe (en su mayoría) en las sustancias húmicas como grupos amida, probablemente de proteínas, que se habrían unido como productos de condensación. Ciertos autores sugirieron que la sobrevivencia de las proteínas en los ácidos húmicos se atribuyen a su encapsulamiento en dominios hidrofóbicos de los ácidos húmicos (Lingbo *et al.*, 2005). Este tipo de absorciones se encontraron en sedimentos del arroyo Cañuelas en la misma cuenca afectado por la descarga de los efluentes cloacales de esa localidad, influyendo en la relación con los metales (Bargiela, 2009). La presencia de estos restos proteicos está de acuerdo con esa menor relación C/N obtenida en estos dos sitios, que no está relacionada con materia orgánica de origen algal.

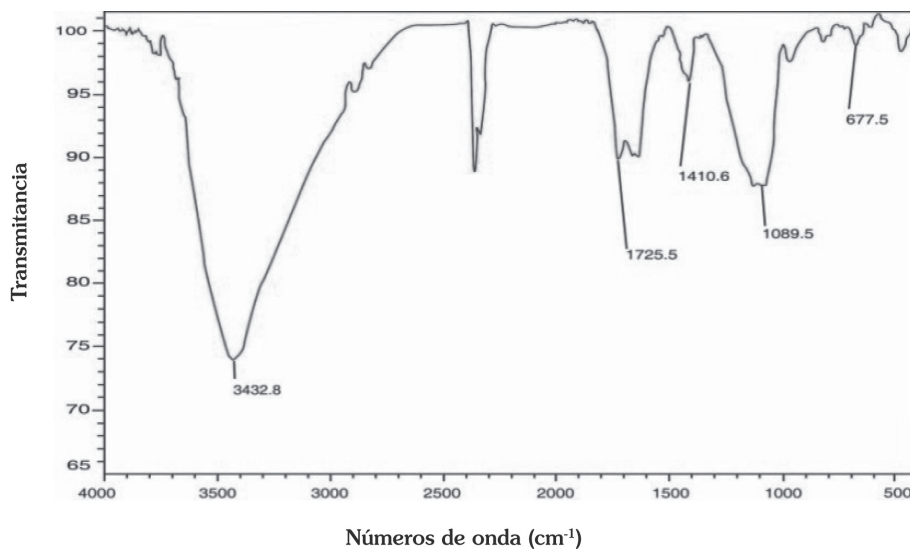


Figura 2a. Espectro IR de los ácidos fúlvicos de S1.

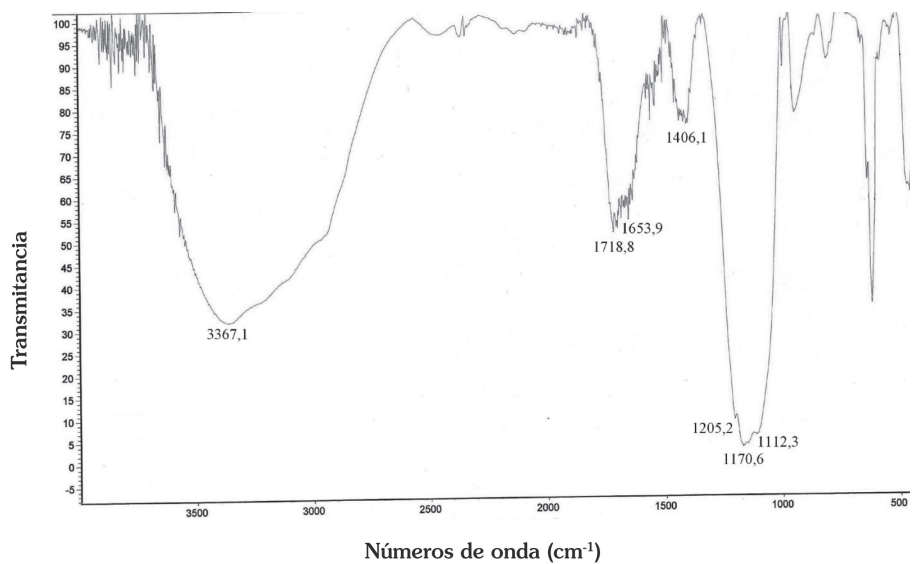


Figura 2b. Espectro IR de los ácidos fúlvicos de S2.

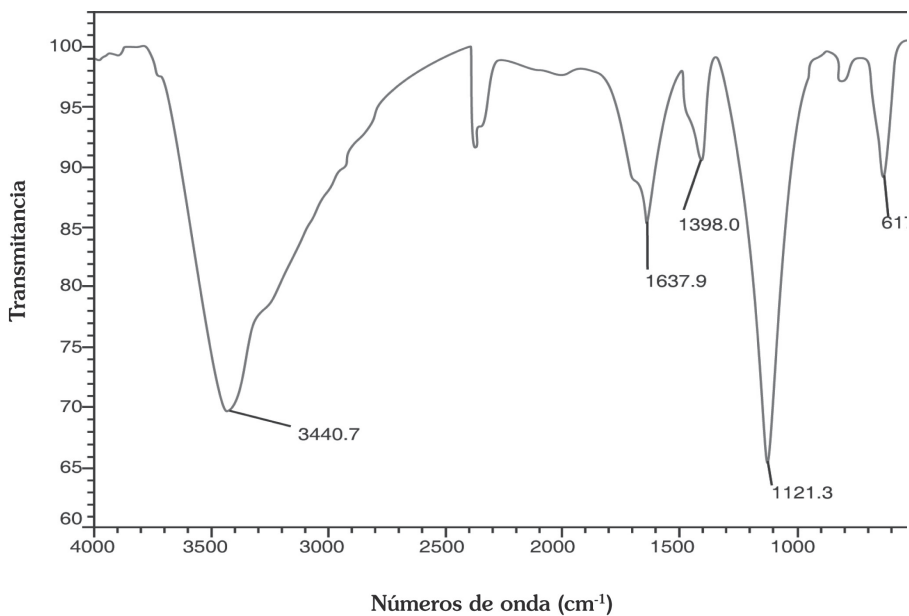


Figura 2c. Espectro IR de los ácidos fúlvicos de S3.

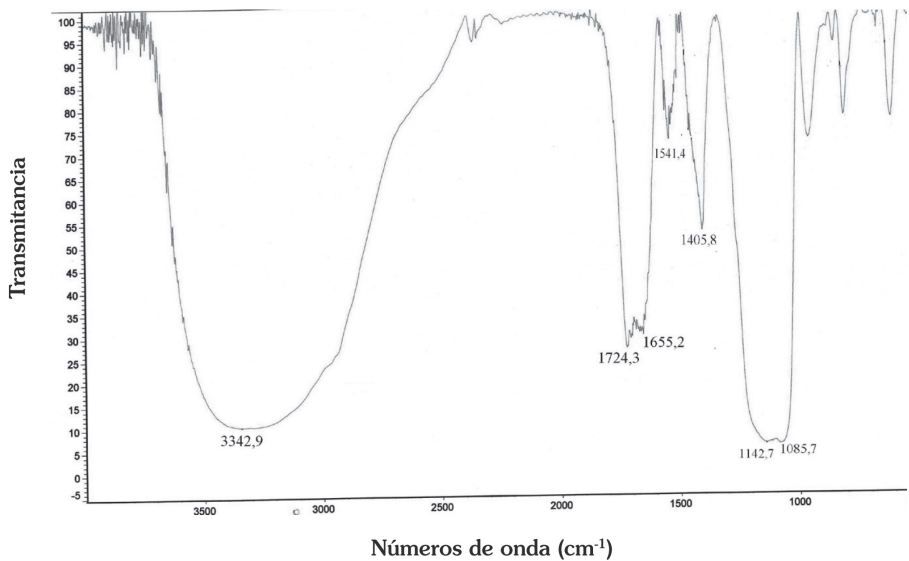


Figura 2d. Espectro IR de los ácidos fúlvicos de S4.

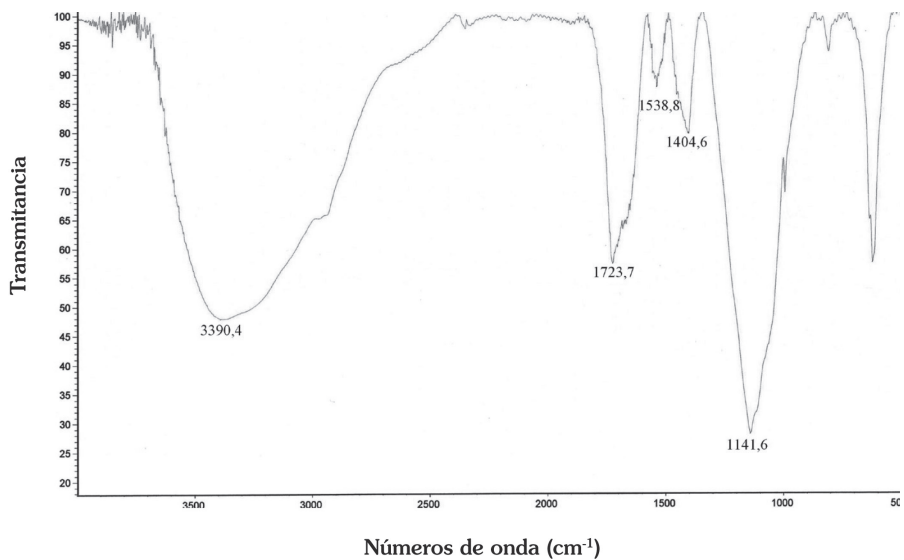


Figura 2e. Espectro IR de los ácidos fúlvicos de S5.

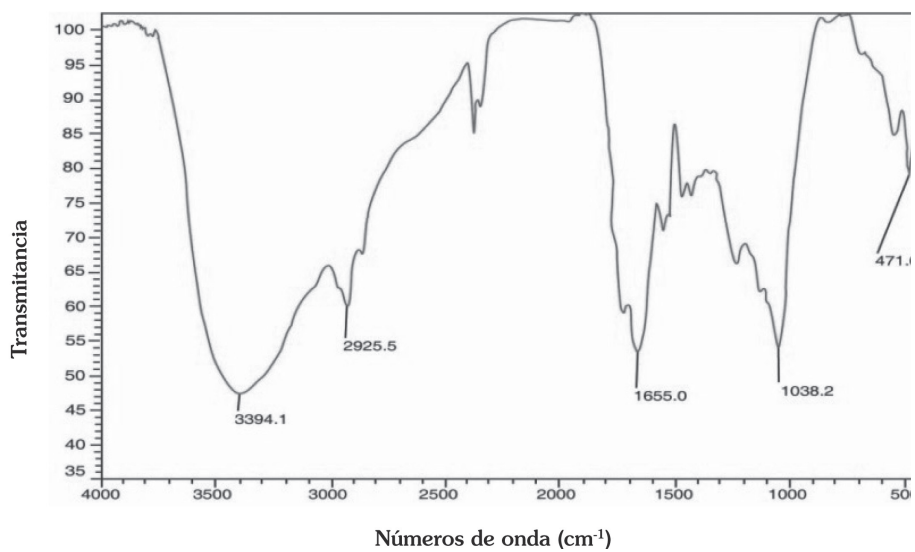


Figura 3a. Espectro IR de los ácidos fúlvicos de S1.

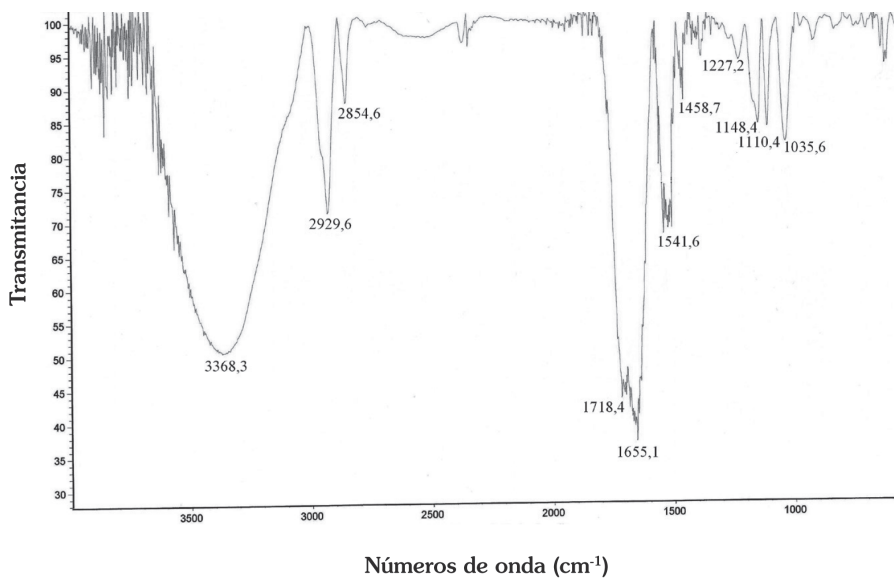


Figura 3b. Espectro IR de los ácidos húmicos de S2.

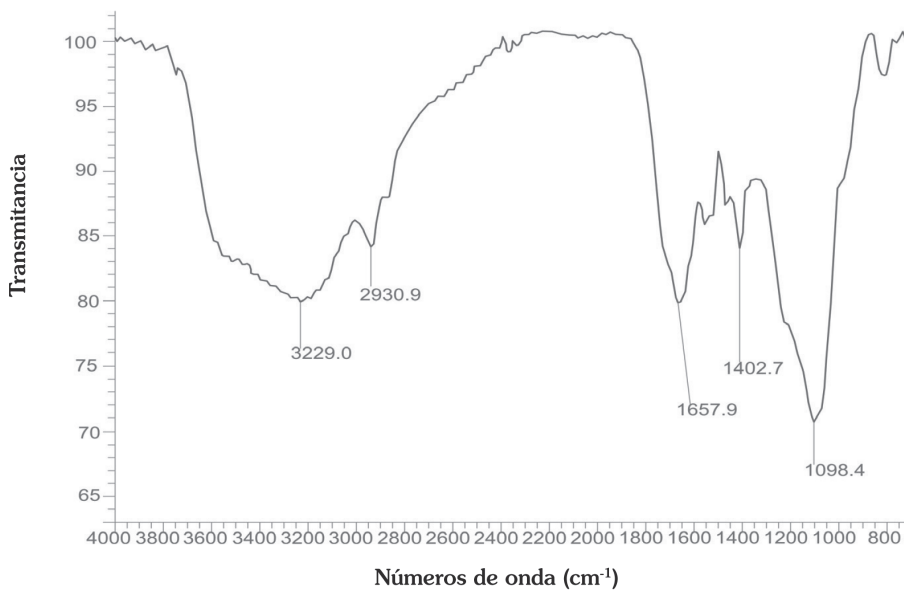


Figura 3c. Espectro IR de los ácidos húmicos de S3.

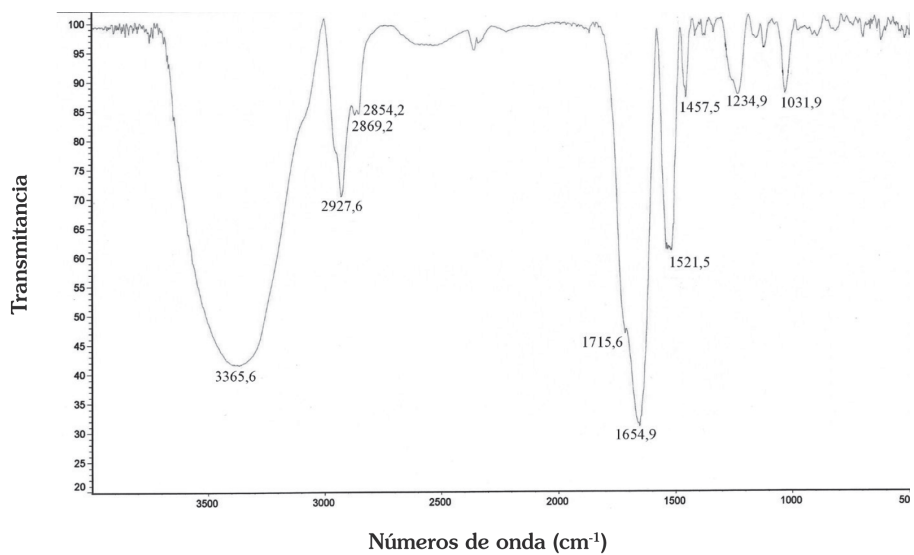


Figura 3d. Espectro IR de los ácidos húmicos de S4.

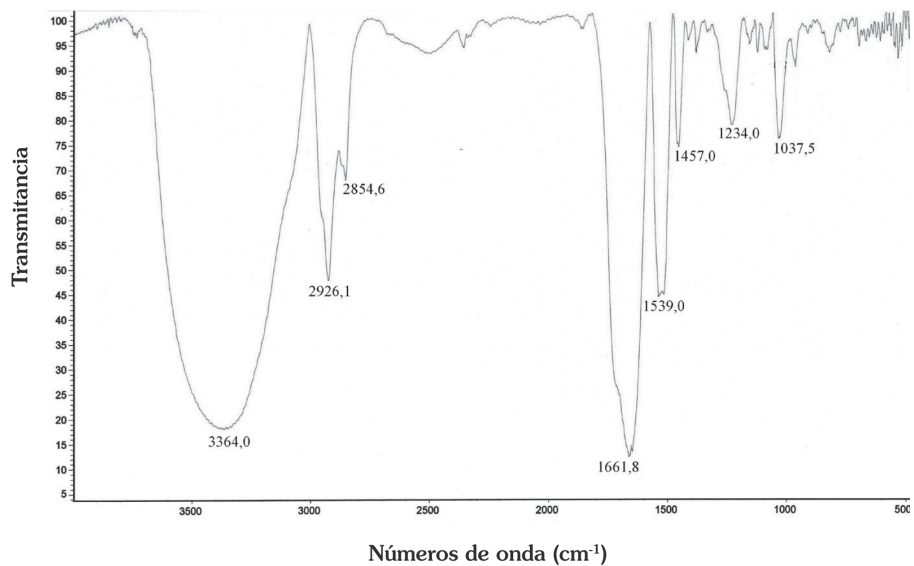


Figura 3e. Espectro IR de los ácidos húmicos de S5.

La fuerte intensidad del pico a 1130-1080 cm^{-1} indica la presencia de hidroxilatos, lo que confirma que los ácidos se encuentran como sales metálicas; en los ácidos húmicos se encuentran menores intensidades de absorción en esa zona. También podría relacionarse con la presencia de restos de polisacáridos en los ácidos fúlvicos (Lingbo *et al.*, 2005).

CONCLUSIONES

La distribución de la materia orgánica sedimentaria se relacionó con los potenciales *redox* determinados en cada sitio, además de la posible deposición del material orgánico.

De acuerdo a las relaciones C/N de los sedimentos se observan orígenes diferentes de la materia orgánica sedimentaria, fundamentalmente autóctona (algogénica específicamente) en la cuenca alta y una mezcla con materia orgánica depositada de la escorrentía en los sitios de la cuenca media. En los sitios altamente contaminados se encuentran relaciones C/N explicados por un alto contenido de proteínas asociadas a las sustancias húmicas.

El estudio de los espectros infrarrojos de las diferentes fracciones en los sitios estudiados mostraron la relación de la materia orgánica con los metales. Se encuentra que los ácidos fúlvicos presentan grupos funcionales capaces de complejar sin ocupar por iones metálicos. La mayor complejación se encuentra asociada a los ácidos húmicos. Además se observaron características alifáticas propias de ácidos húmicos de zonas contaminadas.

En este estudio se observaron características relacionadas con la carga orgánica contaminante en los sedimentos correspondientes a la zona del Riachuelo. Resulta de importancia estudiar con mayor profundidad la materia orgánica fácilmente oxidable y no humificada de los sedimentos de esa zona, relacionada, también con el alto grado de contaminación.

Agradecimientos:

Este trabajo forma parte del proyecto UBACyT G055 (convocatoria 2008-2010). Se agradece la subvención otorgada por la ANPCYT en el marco del Programa de Modernización Tecnológica Contrato préstamo BID PICT 00356 (Convocatoria 2007).

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Allison L.E. 1965. Organic carbon. En: *Methods of Soil Analysis (Part 2) Chemical and Microbiological Properties*. 2^a edn. C.A. Black (ed.). America Society of Agronomy. Madison, Wisconsin (USA). Pp. 1367-1378.
- Bargiela 2009. *Influencia de la relación entre metales pesados y las sustancias húmicas de ríos de llanura sobre la movilidad de estos elementos*. Tesis de

- Maestría en Ciencias del suelo, E.P.G. Dr Alberto Soriano, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires.
- Bargiela M. y A. F. de Iorio, 2008. Espectros IR de sustancias húmicas de sedimentos del cauce de arroyos de la Cuenca del Río Matanza Riachuelo (Buenos Aires, Argentina). En: *Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la Argentina*. J.A. Galantini (ed.) A.A.C.S., pp. 197-209.
- Bargiela M., A. Lauro Delucchi, S. Pool, G. Fernández, A. Fabrizio de Iorio. 2009. Distribución de Zn y Ni en las fracciones de la materia orgánica en sedimentos del cauce de la Cuenca Matanza Riachuelo (Argentina). *IV Simposio Internacional de Medio Ambiente* (Pro atividade para a sustentabilidade), Rio de Janeiro (Brasil).
- Barros M.J. y A.F. de Iorio. 2000. Espectros IR de ácidos húmicos, fúlvicos y complejos órgano-metálicos fraccionados de materia orgánica de suelos en tres posiciones del relieve. *Revista Internacional Información Tecnológica*. 11 (4): 139-146.
- Barros M.J., A. F. de Iorio y A.E. Rendina. 2000. Cromo y cadmio asociados con ácidos húmicos y fúlvicos en sedimentos de ríos. *Revista Internacional Información Tecnológica*. 11 (5): 85-88.
- Calace N., M. Capolei, M. Lucchese y B.M. Petronio. 1999. The structural composition of humic compounds as indicators of organic carbon sources. *Talanta*. 49: 277-284.
- Cole J.J, Y.T. Prairie, N.F. Caraco, W.H. McDowell, L.J. Tranvik, R.G. Striegl, C.M. Duarte, P. Kortelainen, J.A. Downing, J.J. Middelburg y J. Melack. 2007. Plumbing the Global Carbon Cycle: Integrating Inland Waters into the Terrestrial Carbon Budget. *Ecosystems* 10: 171-184
- Cotano U. y F. Villate 2006. Anthropogenic influence on the organic fraction of sediments in two contrasting estuaries: A biochemical approach. *Marine Pollution Bulletin*. 52: 404-414
- Chen J.; G. Baohua; E.J. Le Boeuf; H. Pan y S. Dai. 2002. Spectroscopic characterization of the structural and functional properties of natural organic matter fractions. *Chemosphere*. 48: 59-68.
- De la Lanza E. G. 1984. Materia orgánica en los sedimentos del sistema lagunar Huizache y Caimanero: Importancia, Comportamiento y Significado en modelos de predicción. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, 13: 251-286 (UNAM, México).
- García A.R., A.F. de Iorio, F. Bado y M. Bargiela. 2001 Riesgo potencial de contaminación del arroyo Morales por influencia de una producción ganadera intensiva. *Revista Internacional de Información Tecnológica*. 11 (3): 37-42.
- Gee G.W. y J.W. Gauder. 1986. Particle-size analysis. en *Methods of soil analysis*. Part I. 2da. ed. Madison (Wisconsin). A. Klute (ed.) Pp. 383-412.
- Golterman H., R. Clymo y M. Ohndtad. 1978. *Methods for the physical and chemical examination of freshwaters*. Blackwell, Oxford, 166 pp.
- I.N.T.A. 1997. *Carta de Suelos de la República Argentina*. Hoja 3560-18. Gral. Las Heras. Buenos Aires.
- Iorio A.F. de. 1999. *Distribución y dinámica de las formas químicas de cobre en relación con el hierro y el manganeso en un Natracuol de la Pampa Deprimida*.

- Tesis: *Magister Science* en Ciencias del Suelo, Escuela para graduados Dr Alberto Soriano, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. 150 pp.
- Iorio A. F. de; L. de Cabo; S. Arreghini; A.R. García; M.J. Barros; R. Serafini; S. Korol; J. Moretton y A. Rendina. 2006. Contaminantes en el Riachuelo y en el estuario del Río de La Plata (Buenos Aires, Argentina). Efecto de las precipitaciones. En: Gallardo Lancho J.F. (ed.). *Medio Ambiente en Iberoamérica. Visión desde la Física y la Química en los albores del siglo XXI*. Badajoz (España). Tomo 1, pp. 297-306.
- Iorio A.F. de, L. de Cabo, S. Arreghini, A. García, M. Bargiela, M.J. Barros, A. Magdaleno, V. Gemini, S. Rossi, M.S. Fortunato, R. Serafini, M. de Siervi, M. Paz, S. Korol, J. Moretton y A. Rendina. 2007. Dinámica de los contaminantes en el Riachuelo (Buenos Aires, Argentina). *XXI Congreso Nacional del Agua CONAGUA*, S.M. Tucumán (Argentina).
- Lingbo L., Y. Song, H. Congbi y S. Guangbo. 2005. Comprehensive characterization of oil refinery effluent-derived humic substances using various spectroscopic approaches. *Chemosphere* 60: 467-476.
- Luque Marín J.A. 2003. El lago de Sanabria: Un sensor de las oscilaciones climáticas del Atlántico Norte durante los últimos 6000 años. Tesis Memoria Programa de Doctorado: Geología económica y Ambiental. Departamento de Geoquímica, Petrología y Prospección Geológica Facultat de Geologia. *Universitat de Barcelona* (España).
- Malpartida A.R., 2003. La cuenca del Río Matanza Riachuelo. Revisión de antecedentes de recursos naturales, compuestos xenobióticos y otros polutantes de la cuenca. *Multimedios Ambiente Ecológico*. 144 pp.
- Mansuy L., Y. Bourezgui, E. Garnier Zarli y V.J.E. Reveille. 2001. Characterization of humic substances in highly polluted river sediments by pyrolysis methylation-gas chromatography-mass spectrometry. *Organic Geochemistry*, 32: 223-231.
- Massobrio M., M. Castiglioni, C. Chagas, O. Santanatoglia, A. Bujan, M. Yáñez y B. Marchetti. 2000. Estimación del riesgo de degradación física y química en una subcuenca del Río Matanza-Riachuelo. Argentina. *11 Conferencia de la organización internacional de la conservación del suelo*, Buenos Aires. Vol. 1: 83.
- Morello J., G.D. Buzai, G.A. Baxendal, S.A. Matteucci, A.F. Rodríguez, A.R. Godagnone y R.R. Casas. 2000. Urbanización y consumo de tierra fértil. *Ciencia Hoy* 10(55). Buenos Aires.
- Nriagu J.O. y R.D. Coker. 1980. Trace metals in humic and fulvic acids from lake Ontario sediments. *Environmental Science and Technology*. 14: 443-446
- Page A.L., R.H. Miller y D. Keeny. 1982. *Methods of soil analysis*. Part 2. Wisconsin, USA. American Society of Agronomy. Soil Science Society of America. Madison (USA).
- Pempkowiak J., P. Szypryt y J. Kozuch. 1998. Rates of diagenetic changes of humic substances in Baltic surface sediments. *Environmental International*. 24: 589-594.
- Rendina A. 2002. *Distribución geoquímica de metales pesados en sedimentos del río Matanza y principales arroyos afluentes*. Tesis: *Magister Science* en Ciencias del Suelo, Escuela para graduados Dr. Alberto Soriano, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. 143 pp.

- Stein R. 1991. *Accumulation of organic carbon in marine sediments*. Springer-Verlag 34: 217 pp. Berlín.
- Schmidt F., M. Elvert, Boris P. Koch, M. Witt y K.-U. Hinrichs. 2009. Molecular characterization of dissolved organic matter in pore water of continental shelf sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. Vol. 73, (11):1. 3337-3358.
- Schnitzer M. 1982. Organic matter characterization. En: *Methods of soil analysis*. Part 2, 2ª edición. Page A.L. (ed.). Agronomy. 9: 581-594.
- Schnitzer M. 1986. Binding of humic substances by soil mineral colloids. En: *Interactions of soil minerals with natural organics and microbes*. S.S.S.A. Special Publ. 17 Madison. WI. (USA) Huang P.M. y Schnitzezer M. (eds.). Soil Science Society of America. Pp. 77-101.
- Song Z., E. Chouparova, K.W. Jones, H. Feng y N.S. Marinkovic. 2001. FTIR Investigation of Sediments from NY/NJ Harbor, San Diego Bay, and the Venetian Lagoon. *NSLS Activity Report* 2001; 112-116.
- Tremblay L. y J.P. Gagné. 2007. Distribution and biogeochemistry of sedimentary humic substances in the St. Lawrence Estuary and the Saguenay Fjord, Québec *Organic Geochemistry* 38: 682-699.

IMPACTO DEL REEMPLAZO DE PASTIZALES POR PLANTACIONES DE *Eucalyptus grandis* EN EL CARBONO ORGÁNICO EDÁFICO EN VERTISOLES DE ARGENTINA

M. A. García^a, O. A. Bachmeier^b y A. Rollán^b

^a Área Forestales, I.N.T.A. Concordia. Concordia, Entre Ríos 3200 (Argentina). <mariagarcia@correo.inta.gov.ar>.

^b Facultad de Ciencias Agropecuarias. Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba 5000 (R. Argentina). <arollan@agro.uncor.edu>.

Resumen: La transformación de tierras agrícolas en sistemas forestales altera el contenido de carbono orgánico del suelo (COS), provocando cambios en su calidad, cantidad y distribución espacial. En virtud de ello se evaluó el efecto de la transformación de pastizales a plantaciones de eucalipto sobre la cantidad y calidad del COS en los primeros 50 cm de profundidad en *Vertisoles* de la provincia de Entre Ríos (República Argentina). Se determinaron COS, relación de humificación (R_h), grado de humificación (G_h) y grado de polimerización (G_p) en 15 sitios: 11 rodales de *Eucalyptus grandis* de 1 a 9 años de edad, con y sin raleo; y 4 pastizales con uso ganadero. El COS de los suelos hasta los -50 cm varió entre 57,9 y 163,5 Mg C ha⁻¹ en las forestaciones sin raleo, entre 112,8 y 160,6 Mg C ha⁻¹ en los rodales raleados y de 76,9 a 154,5 Mg C ha⁻¹ en los pastizales. Las plantaciones jóvenes (1 a 3 años) presentaron valores de COS significativamente mayores que las plantaciones adultas (8 y 9 años) sin diferenciarse de los pastizales; sin embargo, el C de la materia humificada aumentó significativamente en las plantaciones adultas con respecto a las plantaciones jóvenes y los pastizales. Los valores de COS, R_h , G_h y G_p no se diferenciaron significativamente entre los rodales raleados a las distintas edades evaluadas (4, 6 y 8 años), ni respecto de los pastizales. El COS de las plantaciones de 4 y 8 años sin raleo fue significativamente menor al de las plantaciones de esas edades raleadas, la R_h y el G_h de las plantaciones de 6 años sin raleo resultaron significativamente menores que en las plantaciones de la misma edad raleadas, mientras que el G_p en las plantaciones con distintos manejos no se diferenciaron en ninguna de las edades analizadas. En conclusión, la transformación de pastizales a plantaciones de eucalipto no afecta el COS acumulado en los primeros 3 años de establecimiento, pero al avanzar la edad de la plantación el COS fijado disminuye en las plantaciones sin raleo, aunque aumentando la calidad de la fracción humificada. Por otro lado, los raleos favorecen la conservación del COS en cantidad y calidad hasta la edad adulta.

Palabras clave: Forestación, humificación, grado de polimerización.

Impact of the replacement of grasslands by plantations of *Eucalyptus grandis* on soil organic carbon in Vertisols of Argentina

Abstract: We evaluated the effect of the transformation of grasslands to eucalypt plantations on soil organic carbon (SOC) quantity and quality in Vertisols of Entre Ríos Province (Argentina). SOC, humification quotient (Q_h), Degree of humification (D_h), and Degree of polymerization (D_p) were determined on soil samples from 11 stands, aged 1 to 9, thinned and un-thinned, and 4 grasslands with cattle breeding. SOC up to -50 cm depth varied between 57.9 and 163.5 Mg C ha⁻¹ in un-thinned stands, from 112.8 to 160.6 Mg C ha⁻¹ in thinned stands, and from 76.9 to 154.5 Mg C ha⁻¹ in grasslands. Young plantations (ages 1 to 3) had significantly more SOC than adult stands (ages 8 and 9), but remained undifferentiated from grasslands; nevertheless, C from humic substances increased significantly with stand age. For the data of SOC, Q_h , D_h , and D_p in thinned stands no differences were found among ages considered (4, 6, and 8) nor with respect to grasslands. SOC in 4 and 8 years old, and Q_h and D_h in 6 years old un-thinned plantations were significantly lower than those parameters in thinned plantations of the same ages, respectively. Concluding, the transformation from grasslands to eucalypt plantations affects SOC content depending on the age and management of the stands: no thinning decreases SOC and increases humic substances quality with stand age; thinning, on the contrary, promotes SOC and humic substances conservation up to plantations mature ages.

Key words: forestry, grasslands with cattle breeding, humification, degree of polymerization.

INTRODUCCIÓN

En la provincia de Entre Ríos (Argentina), hacia el Oeste de la zona tradicionalmente forestal, se extienden aproximadamente un millón de hectáreas de suelos que se caracterizan por su riqueza en arcillas expandibles, lo que impacta negativamente sobre sus propiedades físicas. Entre ellos, los *Vertisoles* resultan potencialmente aptos para las plantaciones de *Eucalyptus grandis* como sumideros de carbono. La comercialización del C almacenado en el Mercado de carbono podría constituir un ingreso adicional que mejore la rentabilidad de los proyectos de inversión forestal (Olschewski y Benítez 2005), compensando de esta forma el prolongado tiempo de retorno de esta inversión.

Actualmente la mayoría de estas tierras se encuentran bajo sistemas pastoriles o con cultivos agrícolas. Su transformación en sistemas forestales alterará el contenido de carbono orgánico edáfico (COS) (Jug *et al.* 1999; Guo y Gifford 2002), a la vez que producirá cambios en su calidad, cantidad y distribución espacial (Paul *et al.* 2002). Las plantaciones forestales afectan de diferente manera el COS de acuerdo al sistema que reemplazan. Existen

evidencias científicas de que los cambios pueden ocurrir en cualquier sentido. Según Guo y Gifford (2002) si la transformación es de pastizales naturales a forestaciones, los stocks de COS decaen; si la transformación es de sistemas agrícolas a forestales los stocks de COS se incrementan; sin embargo, esto no siempre ocurre así. En caso de que no se disponga de información específica el Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC) y el Programa de Inventarios Nacionales de Gases de Efecto Invernadero (NGGIP) (IPCC-NGGIP 2003) suponen que entre pastizal y bosque no hay cambios en el contenidos de COS.

En una plantación forestal en crecimiento el balance de C permanece en desequilibrio por largo tiempo (Polglase *et al.* 2000), afectando procesos edáficos como la incorporación de C fresco, su descomposición (Robertson y Paul 2000) y la respiración edáfica, una de las principales causas de pérdida de COS (Maestre y Cortina 2003; Lal 2004). Se reconoce que casi todas las prácticas silvícolas pueden afectar el COS de alguna manera (Zerva 2004).

Los principales mecanismos de secuestro de C por el suelo incluyen la humificación y la agregación (Lal 2007). De los componentes de la materia orgánica las sustancias húmicas muestran una mayor habilidad relativa para promover la formación de agregados estables, siendo sus efectos más persistentes (Swift 1991). La materia orgánica edáfica (MOS) está ligada a la fracción mineral mediante enlaces de diversa estabilidad y la fracción más estable permanece protegida durante miles de años (Jandl 2005). Se ha comprobado que en los *Vertisoles* el principal mecanismo responsable de la estabilidad relativa de la materia orgánica recalcitrante es la asociación de sus grupos funcionales con superficies de minerales arcillosos (formando complejos arcillo-húmicos, muy estables, insolubles y de tamaño relativamente grande). Esta interacción físico-química con los componentes inorgánicos del suelo la torna inaccesible a la degradación enzimática (Ruiz *et al.* 1997), dado el efecto protector de las arcillas montmorilloníticas, altamente reactivas respecto a la fase orgánica.

Durante los primeros estadios de la humificación las propiedades de la MOS dependen principalmente de la composición química de la biomasa aportada por los vegetales (Almendros *et al.* 1982). En general, a mayor complejidad química de esos residuos se favorece la formación de compuestos de C estables y resistentes a la biodegradación. En el caso particular de los restos de eucaliptos la degradación de la hojarasca ocurre lentamente en comparación con otras especies, debido a las elevadas concentraciones de lignina y compuestos aromáticos que la caracterizan (Duryea *et al.* 1999), favoreciendo una lenta humificación (Howard *et al.* 1998; Eichhorn y Hütermann 1999).

La bibliografía respecto al estudio de captura del carbono en sistemas forestales indica que resulta poco práctico estudiar durante décadas los cambios del C en los suelos; una alternativa válida es considerar series de parcelas de diferentes edades suponiendo que cada una corresponde a un punto en el tiempo. Al ser los sitios independientes (aunque compartiendo los materiales

parentales edáficos, el clima y la pedogénesis) el estudio simultáneo de la cronosecuencia permite inferir acerca del comportamiento del C en el tiempo (Yanai *et al.* 2003).

En la Provincia de Entre Ríos (Argentina) los pastizales naturales muestran signos marcados de degradación. La presencia de malezas quitando superficie efectiva de aprovechamiento es un indicador claro de ese deterioro (Landi 2000). A ello se suma el efecto del sobre-pastoreo y de quemas reiteradas. Estas condiciones, sumadas a los bajos niveles productivos, la falta de asociación de los productores y la escasez de líneas de crédito para el sector (Instituto de Investigaciones Económicas 2002) han contribuido a la transformación de los pastizales degradados a plantaciones de eucalipto.

A pesar de que el cambio de uso de los *Vertisoles* sigue extendiéndose no existen antecedentes científicos acerca del efecto del reemplazo de pastizales con uso ganadero por plantaciones de eucalipto sobre el COS en esta región. Por ello el objetivo de este trabajo fue evaluar el impacto del reemplazo de pastizales por plantaciones de *Eucalyptus grandis* sobre la cantidad y calidad del COS en *Vertisoles* de la Provincia de Entre Ríos (Argentina).

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio comprende los departamentos Concordia, Federal y Federación de la Provincia de Entre Ríos, en la República Argentina (Fig. 1). Los suelos predominantes pertenecen al Sub Grupo de los *Peludertes argiacuólicos*, del Orden *Vertisol* (*USDA Soil Taxonomy*). Estos suelos poseen una característica distintiva: Tienen más de 300 g kg⁻¹ de arcilla en todos los horizontes sub-superficiales hasta una profundidad de -50 cm. Pueden además presentar un elevado porcentaje de arena (de hasta 250 g kg⁻¹), originada por aportes eólicos de las arenas del Río Uruguay sobre los materiales limo-calcáreos pre-existentes (INTA-Gobierno de Entre Ríos 1993).

El contenido de COS en estos suelos es de 26 g C kg⁻¹ en el horizonte superficial (0-28 cm), descendiendo a 11 g C kg⁻¹ en la profundidad de -28 a -43 cm, y a 1,0 g C kg⁻¹ entre -1,0 m y -1,16 m. Las arcillas presentes son del tipo montmorillonítico, finas, expandibles, responsables de un drenaje deficiente. Debido a la baja permeabilidad de los horizontes sub-superficiales, parte considerable del agua escurre superficialmente, generando problemas de erosión (INTA-Gobierno de Entre Ríos 1993).

Siguiendo la metodología de Yanai *et al.* (2003), entre 2005 y 2008 se seleccionaron 11 rodales de *Eucalyptus grandis* de 1 a 9 años, con y sin raleo, y cuatro pastizales con uso ganadero (colindantes a esas plantaciones), los cuales se tomaron como línea de base o edad "cero". Para la selección de los rodales se tuvo en cuenta que su uso anterior haya sido ganadería de cría bajo manejos similares. Los 15 sitios (11 rodales + 4 pastizales) se muestrearon según diseño anidado; en cada sitio se instalaron dos transectas,

separadas para asegurar la independencia de las muestras (el factor “transecta” está anidado en el factor “edad”). Sobre las progresivas de cada transecta se sortearon tres parcelas cuadradas de 400 a 600 m². Las transectas se instalaron con ciertas restricciones: El punto de inicio debía encontrarse a no menos de 20 m del borde de la forestación o del pastizal, en las partes más altas de los lotes y en dirección perpendicular a la pendiente principal. En cada parcela se tomaron muestras compuestas de suelo, a las profundidades 0 a 10 cm (25 sub-muestras), -10 a -25 cm (25 sub-muestras) y -25 a -50 cm (10 sub-muestras). Las muestras de suelo se secaron al aire, molieron y tamizaron por malla de 2 mm. Se determinó el contenido de COS por combustión seca (Nelson y Sommers 1996) con analizador automático de carbono marca *LECO* (modelo CR-12). Se determinó, además, el contenido de sustancias húmicas, ácidos húmicos y ácidos fúlvicos por el método de extracción alcalina (Schnitzer 1982) y densidad aparente del suelo (Dap) por el método del cilindro calibrado (Blake y Hartge 1986), tomando muestras de suelo inalteradas (con su porosidad y contenido natural de raíces).

Con los resultados de las determinaciones de Dap, COS, sustancias húmicas, ácidos húmicos y ácidos fúlvicos se calcularon: masa de COS, C de las sustancias húmicas (Ecuación 1), relación de humificación (R_h ; Gigliotti *et al.* 2005; Ecuación 2), el grado de humificación (G_h ; Orlov 1995; Ecuación 3) y grado de polimerización y condensación (G_p ; Roig *et al.* 1988; Ecuación 4). Para los cálculos se tomaron los contenidos de carbono en ácidos húmicos (56,4 %) y en ácidos fúlvicos (49,5 %) según Paul y Clark (1996):

$$C_{sh} = C_{af} + C_{ah} \quad (\text{Ecuación 1})$$

$$R_h (\%) = \frac{C_{sh}}{COT} \times 100 \quad (\text{Ecuación 2})$$

$$G_h (\%) = \frac{C_{ah}}{COT} \times 100 \quad (\text{Ecuación 3})$$

$$G_p = \frac{C_{ah}}{C_{af}} \quad (\text{Ecuación 4})$$

donde: C_{sh} : contenido de C de las sustancias húmicas (g C kg⁻¹).

C_{ah} : contenido de C de los ácidos húmicos (g C kg⁻¹).

C_{af} : contenido de C de los ácidos fúlvicos (g C kg⁻¹).

COS: C orgánico edáfico (g C kg⁻¹).

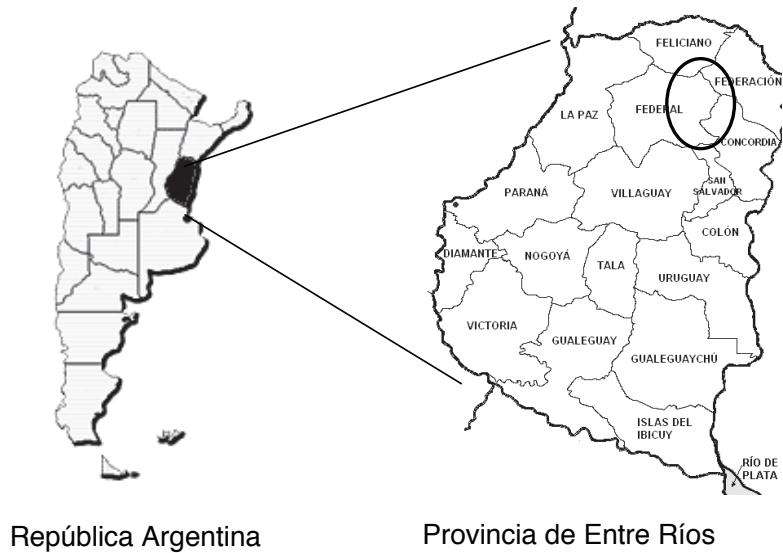


Figura 1. Situación del área de estudio. El óvalo indica la posición de las parcelas experimentales en los Departamentos Concordia, Federal y Federación de la Provincia de Entre Ríos (Argentina).

Análisis estadísticos

Los datos de masa de COS, R_h , G_h y G_p para los primeros -50 cm del perfil del suelo se sometieron a un análisis de varianza (ANOVA) según diseño de muestreo anidado y se contrastaron las medias de las variables medidas de acuerdo al manejo de las plantaciones (sin raleo o raleadas) y a la clase de edad: cero (pastizales de referencia), plantaciones jóvenes (de 1 a 3 años), plantaciones intermedias (de 4 a 6 años) y plantaciones adultas (de 8 y 9 años). En primer lugar se analizaron los datos de COS total y de sustancias húmicas de las plantaciones sin raleo y los pastizales con uso ganadero, contrastándose las medias de las clases de edad definidas. Seguidamente, se seleccionaron los sitios con raleo y se compararon con los pastizales con ganadería. Por último, se analizaron los datos de las plantaciones raleadas y las plantaciones sin raleo de igual edad mediante el contraste de las medias para cada edad. Todos los análisis se realizaron con InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2005).

RESULTADOS

Carbono orgánico total del suelo:

Los suelos de las plantaciones sin raleo presentaron valores acumulados de COS entre 57,9 y 163,5 Mg C ha⁻¹ en la capa de suelo de 0 a -50 cm. En las plantaciones raleadas el COS acumulado presentó valores entre 112,8

y 160,6 Mg C ha⁻¹ en la capa de suelo de 0 a -50 cm, mientras que en los pastizales los contenidos de COS del suelo variaron entre 76,9 y 154,5 Mg C ha⁻¹. En este estudio, hasta los 50 cm de profundidad los valores de COS de las plantaciones jóvenes sin raleo (1, 2 y 3 años) no se diferenciaron del COS de los pastizales, pero resultaron significativamente mayores ($p < 0,01$) que el COS de las plantaciones adultas (8 y 9 años), como se observa en la Fig. 2. Estas diferencias se mantuvieron en las capas de 0 a -10 cm y de -10 a -25 cm (analizadas separadamente), por lo que es posible inferir que no hubo un efecto de dilución por su menor concentración en las capas más profundas del perfil de suelo. Se observó que en las plantaciones adultas sin raleo el COS era significativamente menor respecto a los valores de los pastizales ($p < 0,01$). En cuanto a las plantaciones raleadas (de 4, 6 y 8 años de edad) y a los pastizales ninguno de los contrastes planteados fue significativo ($p > 0,05$; Fig. 3).

Al analizar el efecto del manejo y edad de las plantaciones sobre la fijación de C (o sea, comparar las plantaciones con y sin raleo de diferentes edades) se observó que el COS (0 a -50 cm) de las plantaciones de 4 años sin raleo fue significativamente menor ($p < 0,0001$) que el de plantaciones de la misma edad pero raleadas, diferencia que se observó también entre las plantaciones de 8 años sin raleo y con raleo ($p < 0,001$). En cambio no se detectaron diferencias significativas en el COS entre las plantaciones de 6 años con raleo y sin raleo (Fig. 4). La diferencia inicial en COS, a favor de las plantaciones raleadas, obedeció al aporte de material vegetal que tuvo lugar en el momento del raleo.

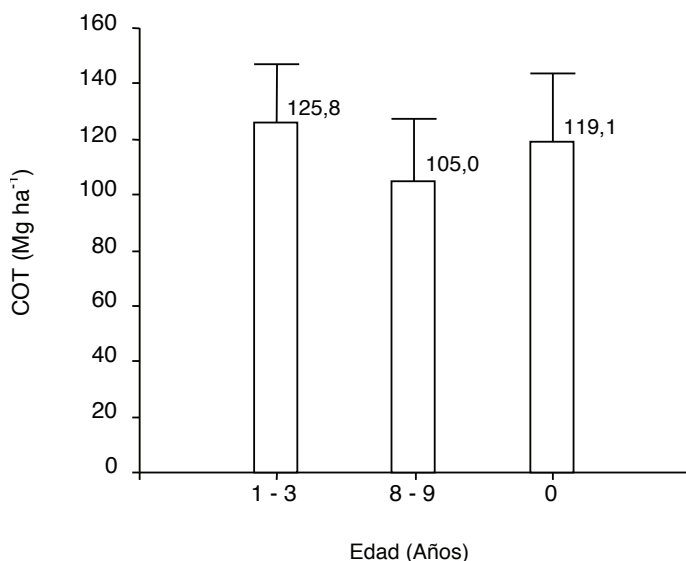


Figura 2. Carbono orgánico total (COT) de pastizales, plantaciones jóvenes (1 a 3 años) y plantaciones adultas (8 y 9 años) sin raleo. Las barras indican el error estándar.

Relación de humificación, grado de humificación y grado de polimerización:

Al analizar el C de las sustancias húmicas de 0 a -50 cm comparando los suelos de los pastizales y las plantaciones de eucalipto sin raleo (Fig. 5) se observó que la relación de humificación (R_h) y el grado de humificación (G_h) de plantaciones jóvenes (1, 2 y 3 años) fueron significativamente menores ($p < 0,0001$) a los de las plantaciones adultas (8 y 9 años). Con respecto al G_p , no se encontraron diferencias significativas entre los pastizales y las forestaciones de distintas edades sin raleo, ni tampoco se diferenciaron las plantaciones jóvenes de las adultas.

En el análisis de plantaciones raleadas y pastizales tanto R_h como G_h y G_p no se diferenciaron de acuerdo a las edades, ni fueron significativos los contrastes entre pastizales, plantaciones jóvenes y plantaciones adultas. Esto sugiere que el C de las sustancias húmicas extraíbles y de los ácidos húmicos no se ven afectados significativamente por el raleo.

Por último, en la comparación entre plantaciones de acuerdo al manejo y edad se observó que la R_h de las plantaciones de 6 años sin raleo (0,7 %) fue significativamente menor ($p < 0,01$) que la relación de humificación de las plantaciones raleadas de la misma edad (3,2 %). De modo similar, el G_h de las plantaciones de 6 años sin raleo (0,5 %) fue significativamente menor ($p < 0,01$) que el G_h de las plantaciones raleadas de esa edad (3,0 %). Sin embargo, las plantaciones no se diferenciaron en el grado de polimerización y condensación de las sustancias húmicas de acuerdo al manejo en ninguna de las edades consideradas.

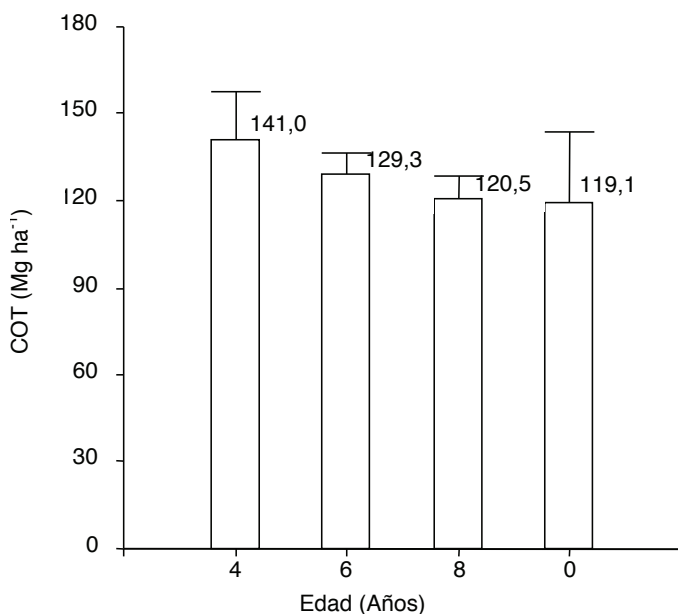


Figura 3. Carbono orgánico total (COT) de pastizales y de plantaciones raleadas jóvenes, intermedias y adultas. Las barras indican el error estándar.

DISCUSIÓN

Carbono orgánico total del suelo:

El uso previo del suelo afecta el COS y los cambios tras reforestar dependen de su edad y de la profundidad del suelo considerada, entre otros factores (Paul *et al.*, 2002; Vesterdal *et al.*, 2002). El descenso significativo del COS en las plantaciones adultas sin raleo con respecto a los valores del pastizal concuerdan con Guo y Gifford (2002) y Paul *et al.* (2002), quienes plantearon que si se transforman pastizales en bosques los almacenes de COS decaen. Estos resultados se deben a la acumulación de mantillo sobre el piso forestal (claramente visible al momento de las experiencias) y a la lenta incorporación posterior de residuos orgánicos al suelo. Si bien la hojarasca de eucalipto favorece (por su composición) la formación de compuestos orgánicos resistentes a la degradación (Howard *et al.* 1998, Duryea *et al.* 1999; Eichhorn y Hütermann 1999), ese proceso ocurre lentamente debido a las elevadas concentraciones de lignina y compuestos aromáticos que la caracterizan (Graça *et al.* 2002).

El hecho de que el COS de las plantaciones raleadas no sea significativamente diferente al de los pastizales con uso ganadero coincide con lo expuesto por Jug *et al.* (1999), quienes explican que al remover parte de la cobertura del dosel, los raleos dejan al suelo expuesto a una mayor radiación y temperatura, aumentando consecuentemente la descomposición de la MOS, generándose condiciones similares a las de los pastizales (Paul *et al.*, 2002).

Por otra parte, los mayores contenidos de COS en las plantaciones raleadas de 4 y 8 años, en comparación con plantaciones de iguales edades sin ralear, se deben probablemente a la incorporación de los residuos de raleo en forma de compuestos orgánicos al suelo. Estos resultados coinciden con los expuestos por Henderson (1995), quien explica que los raleos aumentan el retorno del C al suelo a través de los residuos generados y a la descomposición de las raíces, por lo que aumenta el COS; el mismo autor planteó que los cambios en el contenido de COS dependen de la intensidad del raleo, pero que pueden no ser significativos a largo plazo. Por el contrario, Vesterdal *et al.* (2002) encontraron que en plantaciones de *Picea* raleadas los contenidos de COS eran menores que en plantaciones sin raleo y que el contenido de C estaba relacionado negativamente con la intensidad del raleo; esos autores atribuyeron dichos resultados a las condiciones favorables para el desarrollo de organismos descomponedores generadas por la apertura del dosel en las plantaciones raleadas. Con resultados similares Schedlbauer y Kavanagh (2008) plantearon que el almacenamiento de COS no se relaciona con incrementos en el C acumulado en los compartimentos aéreos. Nilsen y Strand (2008) no encontraron diferencias significativas en el contenido de COS entre tratamientos de distintas intensidades de raleo de rodales de *Picea abies* luego de 33 años de aplicados, atribuyendo a que durante dicho período de tiempo se alcanzó un nuevo equilibrio que impidió detectar diferencias en los contenidos de COS debidas al raleo.

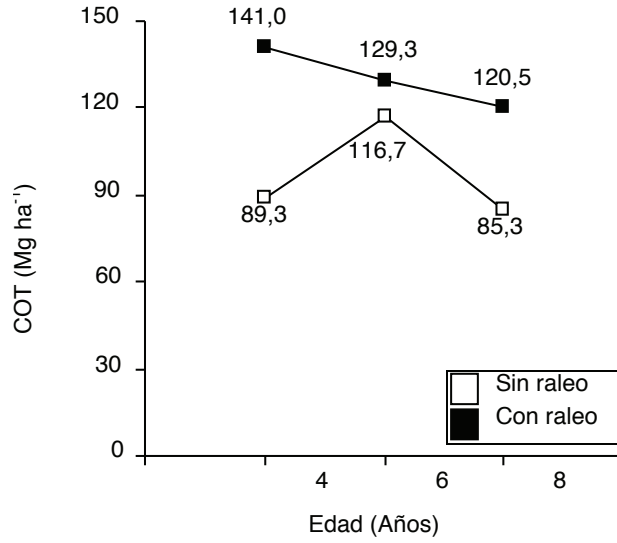


Figura 4. Carbono orgánico del suelo (COT) de plantaciones jóvenes, de edad intermedia y adultas con distinto manejo. (Entre Ríos, Argentina).

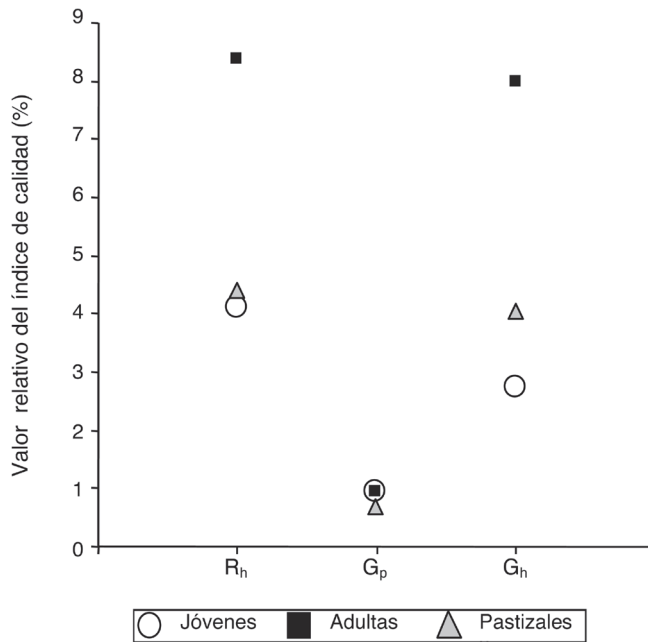


Figura 5. Calidad de la materia orgánica de plantaciones sin raleo en comparación con los pastizales, expresada mediante la relación de humificación (R_h), el grado de humificación (G_h) y el grado de polimerización (G_p).

Relación de humificación, grado de humificación y grado de polimerización:

La R_h y el G_h significativamente menores en plantaciones jóvenes sin raleo (1, 2 y 3 años) con respecto a los de las plantaciones adultas (8 y 9 años) sugieren que a medida que crecen las plantaciones se modifica la humificación, aumentando la fracción extraíble de la MOS. Esto se explica teniendo en cuenta que la degradación de la hojarasca de eucalipto ocurre más lentamente en comparación con otras especies, debido a las elevadas concentraciones de lignina y compuestos aromáticos que la caracterizan (Duryea *et al.*, 1999), lo cual limita la mineralización (Eichhorn y Hütermann 1999; Howard *et al.*, 1998). Además, los *Vertisoles* estudiados presentan problemas de drenaje y de aireación, con reducida actividad microbiana y poseen, por consiguiente, restricciones anaeróbicas para que se produzcan efectivamente los procesos oxidativos involucrados en la humificación (Ruíz *et al.* 1997). Por otra parte, la ausencia de diferencias significativas entre R_h y G_h de las plantaciones raleadas y los pastizales coincide con lo argumentado por Vesterdal *et al.* (2002), quienes indican que la apertura del dosel favorece la mineralización del COS.

La transformación de pastizales degradados en plantaciones de eucalipto no afecta significativamente la calidad del humus, independientemente del manejo silvícola posterior, medido por el grado de polimerización y condensación (G_p). Esto coincide con lo expuesto por Muscolo *et al.* (2007), quienes explican que la apertura de huecos en el dosel propicia mejores condiciones ambientales para el proceso de humificación en comparación con el dosel cerrado. Valores de G_p mayores a 1,0 encontrados en algunas de las plantaciones sin raleo pueden indicar humus de alta calidad, lo que según Duffková *et al.* (2005) es el resultado de la estabilidad a largo plazo de los ácidos húmicos. Es decir, en comparación con los pastizales las sustancias húmicas presentes en las plantaciones de eucalipto pueden alcanzar mayor complejidad. Esto puede deberse a que en los pastizales y en los huecos abiertos en las plantaciones raleadas el suelo está más expuesto a la radiación solar y otros agentes ambientales, favoreciéndose la mineralización como consecuencia del aumento de la temperatura y descenso de la humedad del suelo (Muscolo *et al.* 2007).

CONCLUSIONES

En los *Vertisoles* de la Provincia de Entre Ríos (Argentina) la transformación de pastizales a plantaciones de eucalipto no afecta el COS acumulado en los primeros años de establecimiento. Además, la calidad de la materia humificada no varía significativamente como consecuencia del proceso de cambio de sistema.

En las plantaciones adultas sin raleo el almacén de COS fijado es significativamente menor con respecto a los pastizales que reemplazaron, afectándose la calidad de la materia orgánica humificada remanente.

El manejo de las plantaciones con raleos favorece con el tiempo la conservación del COS y la composición de las sustancias húmicas.

Agradecimientos

A R. Burna, L. Clement, J. Cutro, F. Dalla Tea, N. Grigolatto, J. Merro y S. Petelín por permitir la realización de los muestreos en sus respectivas propiedades; y a E. Almada (†), R. Eyman, D. Kaemena, D. Moledo y W. Moledo por la colaboración en las tareas de campo y de laboratorio.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Almendros G., Ibañez J.J. y A. Polo. 1982. Contribución al estudio del subsistema edáfico en los ecosistemas climáticos del Sistema Central (España). II. Caracterización fisicoquímica del humus en los ecosistemas del Puerto de la Quesera (Macizo de Ayllón). *Revue d'Ecologie et de Biologie du Sol*, 19: 151-162.
- Blake G.R. y K.H. Hartge. 1986. Bulk density. En: A. Klute (Ed.) *Methods of soil analysis*, Part 1. 2nd ed. Agronomy Monograph Nr. 9: 363-375.
- Di Rienzo J.A., Robledo C.W., Balzarini M.G., Casanoves F., González L. y M. Tablada, 2005. *InfoStat*, Software Estadístico Versión 2005. P1. Córdoba, Argentina.
- Duffková R., Kvítek T. y J. Voldřichová. 2005. Soil organic carbon and nitrogen characteristics in differently used grasslands at sites with drainage and without drainage. *Plant Soil Environ.*, 51: 165-172.
- Duryea M.L., English, R.J. y L.A. Hermansen. 1999. A comparison of landscape mulches: chemical, allelopathic, and decomposition properties. *J. Arboric.*, 25: 88-97.
- Eichhorn J. y A. Hütermann. 1999. Mechanisms of humus dynamics and nitrogen mineralization. In: Rastin N & J Bauhaus (Eds.). *Going Underground, Ecological studies in forest soils*. Research Signpost, Trivardim, India. 278-315 pp.
- Gigliotti G., Valentini F., Erriquens F. y D. Said-Pullicino. 2005. Evaluating the efficiency of the composting process: a comparison of different parameters. *Geophys. Res. Abs.*, 7, pg. 09606.
- Graça M.A.S., Pozo J. , Canhoto C. y A. Elosegí. 2002. Effects of eucalyptus plantations on detritus, decomposers, and detritivores in streams. *TheScientificWorld*, 2: 1173-1185.
- Guo L.B. y R.M. Gifford. 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology*, 8: 345-360.
- Henderson G.S. 1995. Soil organic matter: a link between forest management and productivity. En: Bigham J.M. y J.M. Bartels (eds.). *Carbon Forms and Functions in Forest Soils*. Soils Science Society of America, Madison, WI (USA), pp. 419-435.
- Howard P.A.J., Howard D.M. y L.E. Lowe. 1998. Effects of tree species and soil physico-chemical conditions on the nature of soil organic matter. *Soil Biol. Biochem.*, 30: 285-297.

- Instituto de Investigaciones Económicas. 2002. *Balance de la economía argentina en 2002. Un enfoque regional*. Bolsa de Cereales de Córdoba. Córdoba (Argentina). 466 pp.
- INTA- Gobierno de Entre Ríos. 1993. *Carta de Suelos de La República Argentina, Departamento Concordia, Entre Ríos*. Plan Mapa de Suelos. Serie Relevamiento de Recursos Naturales N° 10.
- IPCC- NGGIP. 2003. Orientación sobre las buenas prácticas para uso de la tierra, cambio de uso de la tierra y silvicultura. Penman J., Gytarsky; M., Hiraishi T., Drug T., Kruger D., Pipatti R., Buendía L., Miwa K., Ngara T., Tanabe K. y F Wagner (eds.). Disponible en: <www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gpoglulucf/gpoglulucf/spanish/full.pdf>. Verificado: Septiembre de 2010.
- Jandl R. 2005. Secuestro de carbono en bosques: El papel del suelo. *Revista Forestal Iberoamericana*, 1: 57-62.
- Jug A., C. Hofman-Schielle, F. Makeschin y K.E. Rehfuess. 1999. Short-rotation plantations of balsam poplars, aspen and willows on former arable land in the Federal Republic of Germany. III: Soil ecological effects. *For. Ecol. Manage.*, 121: 85- 99.
- Lal R. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, 304: 1623-1625.
- Lal R. 2007. Carbon Management in Agricultural Soils. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 12: 303-322.
- Landi M. 2000. Pastizales naturales: inventario de recursos y sistemas de pastoreo. 4ª Jornada regional sobre manejo de pastizales naturales. San Cristóbal, Santa Fe. <www.produccion-animal.com.ar/produccion_y_manejo_pasturas/pasturas%20naturales/28-pastizales_naturales.htm>. Verificado: Septiembre 2010.
- Maestre F.T. y J. Cortina. 2003. Small-scale spatial variation in soil CO₂ efflux in a mediterranean semiarid steppe. *Applied Soil Ecology*, 23: 199-209.
- Muscolo A., M. Sidari y R. Mercurio. 2007. Variations in soil chemical properties and microbial biomass in artificial gaps in silver fir stands. *Eur. J. Forest Res.*, 126 (1): 59-65.
- Nelson D.W. y L.E. Sommers. 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. En: Sparks D.L. y J.M. Bartels (eds.). *Methods of Soil Analysis: Chemical Methods*. Part 3. SSSA Book Series Number 5. Madison, Wisconsin (USA). Pp. 961-1009.
- Nilsen P. y L.T. Strand. 2008. Thinning intensity effects on carbon and nitrogen stores and fluxes in a Norway spruce (*Picea abies* Karst.) stand after 33 years. *Forest Ecol. Manage.* 256: 201-208.
- Olschewski R. y P. Benítez. 2005. Secondary forests as temporary carbon sinks? The economic impact of accounting methods on reforestation projects in the tropic. *Ecol. Econ.*, 55: 380-394.
- Orlov D. 1995. Humic status of soils and general theory of humification. En: Orlov D. y D. Grishina (eds.). *Humic substances on soils and general theory of humification*. Balkema, Rotterdam. Pp. 235-286.
- Paul E. y F. Clark. 1996. *Soil Microbiology & Biochemistry*. 2ª edn. Academic Press, New York. 340 pp.

- Paul K.I., P.J. Polglase, J.G. Nyakuengama y P.K. Khanna. 2002. Change in soil carbon following afforestation. *For. Ecol. Manage.*, 168: 241-257.
- Polglase P.J., K.I. Paul, P.K. Khanna, J.G. Nyakuengama, A.M. O'Connell, T.S. Grove y M. Battaglia. 2000. *Change in soil carbon following afforestation or reforestation. Review of experimental evidence and development of a conceptual framework. National Carbon Accounting System, CSIRO Forestry and Forest Products*, Tech. Rep. 20. Australian Greenhouse Office, Canberra, Australia.
- Robertson G.P. y E.A. Paul. 2000. Decomposition and soil organic matter dynamics. En: Sala O.E., Jackson R.B., Mooney H.A. y R.W. Howarth (eds.). *Methods in Ecosystem Science*. Springer Verlag, New York. Pp. 105-115.
- Roig A., A. Lax, J. Cegarra, F. Costa y M. Hernández. 1988. Cation-exchange capacity as a parameter for measuring the humification degree of manures. *Soil Sci.*, 146: 311-316.
- Ruíz M., G. Elizalde y J. Paolini. 1997. Caracterización de las sustancias húmicas presentes en microagregados de suelos de dos toposecuencias. *Agron. Trop.*, 47: 381-395.
- Schedlbauer J.L. y K.L. Kavanagh. 2008. Soil carbon dynamics in a chronosequence of secondary forests in northeastern Costa Rica. *For. Ecol. & Manage.*, 255: 1326-1335.
- Schnitzer M. 1982. Organic matter characterization. En: Page A.L., Miller R.H. y D.R. Keeney (eds.). *Methods of Soil Analysis. Part 2: Chemical and Microbial properties*. ASA N°9, Agronomy Series. ASA, SSSA, Madison (USA). Pp. 581-594.
- Swift R.S. 1991. Effects of humic substances and polysaccharides on soil aggregation. En: Wilson W.S. (Ed.). *Advances in Soil organic matter research: the impact on agriculture and the environment*. R. Soc. Chem. Thomas Graham House, Cambridge. Pp. 153-162.
- Vesterdal L., E. Ritter y P. Gundersen. 2002. Change in soil organic carbon following afforestation of former arable land. *Forest Ecology and Management*, 169: 137-147.
- Yanai R.D., W.S. Currie y C.L. Goodale. 2003. Soil carbon dynamics after forest harvest: an ecosystem paradigm reconsidered. *Ecosystems*, 6: 197-212.
- Zerva A. 2004. Effects of afforestation and forest management on soil carbon dynamics and trace gas emissions in a sitka spruce (*Picea sitchensis* (Bong) Carr.) forest. Dr. Ph. Thesis, The University of Edinburgh. *Atmospheric and Environmental Science PhD Thesis collection*. Universidad de Edimburgo. 271 pp.

NITROGEN MINERALISATION AND CO₂ EVOLUTION FROM *Arachis pintoi* RESIDUES IN AN ACID SOIL FROM BRASIL

Braulio Valles de la Mora¹ y Georg Cadisch²

¹Centro de Enseñanza, Investigación y Extensión en Ganadería Tropical (CEIEGT), Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Nacional Autónoma de México. Apartado postal 136, Martínez de la Torre, Veracruz, 93600 (México). <braulio_36@hotmail.com>.

²Institute of Plant Production and Agroecology in the Tropics and Subtropics, University of Hohenheim, Stuttgart, 70599 (Alemania). <cadisch@uni-hohenheim.de>.

Abstract: The degradation of tropical pastures in Latin America is an obvious fact, which has been attributed, among other factors, to gradual changes in the quality of soil organic matter, resulting in a decrease in N mineralization rates. A yearly application of plant residues to the soil could help to reverse this trend; but then it is necessary to state which plant species are useful for this purpose. To this end, we carried out an experiment to determine the CO₂ evolution and mineralization of N, from legume residues *Arachis pintoi* CIAT 18744, either alone or associated with the grass *Brachiaria arrecta* in a tropical acid soil under greenhouse conditions. We used an acid, sandy-clay soil, which were added residues (leaves + stems, and roots), enriched with N (N¹⁵, KNO₃) or not enriched (N¹⁴) of the legume and grass mentioned, according to the following treatments: (T1) 18744 *Arachis pintoi* (Ap) 100% ¹⁵N, (T2) Ap 66.6%, ¹⁵N + *Brachiaria arrecta* (Ba) 33.3% ¹⁴N, (T3) Ap 33.3%, ¹⁵N + Ba, 66.6%, ¹⁴N, (T4) Ba 100% ¹⁵N, (T5) Ba 66.6%, ¹⁵N + Ap, 33.3%, ¹⁴N, (T6) Ba 33.3%, ¹⁵N + Ap, 66.6%, ¹⁴N, (T7) Ap roots 100%, ¹⁵N, (T8) Ba 100% roots, ¹⁵N, (T9) soil without residues. The N mineralization rate was performed using aerobic incubations leaching tubes at 3, 7, 13, 29, 56, 84, 112, 156, and 174 days, and before opening the tubes, gas samples were taken for CO₂ analysis. Eleven months after planting in pots the grass and legume, the materials were harvested and determinations of N (%), C (%), ¹⁵N (% atoms) δ ¹³C (‰), as well as lignin and acid detergent fiber were done. The experiment was subjected to a completely randomized design with four replications. Soils amended with residues high in C compounds mineralized more CO₂-C compared with shoots of the legume. The lowest values, except T9, were for T8, T1, and T7. Accumulated values of CO₂-C mineralized reflected the availability of C components added in residues with the highest value for T4 with 6,9 mg C g⁻¹ soil, meanwhile, the lower value was for roots of Ap with 2,5 mg C g⁻¹ soil. With respect to the mineralization of N, all treatments except T1, promoted an early immobilization (7-14 days). Soils treated with shoots of *B. arrecta* showed a high capacity to immobilize N, while T1, T7, T8 and T2 + T6 showed positive values of N mineralized with 37, 28, 23, and 5 %, respectively, for the experimental period. Results showed a well defined pattern of CO₂ evolution, and treatments with high content of C

produced significantly higher amounts of CO₂. High quality residues added to soil contributed significantly to the soil fertility.

Key words: Grass and legume residues, Aerobic incubation, N immobilization, Tropical soil.

Mineralización de nitrógeno y evolución de CO₂ de residuos de *Arachis pinto*i en un suelo ácido de Brasil

Resumen: La degradación de pastizales tropicales en América latina es un hecho evidente que ha sido atribuido, entre otras causas, a cambios graduales en la calidad de la materia orgánica del suelo, resultando en una disminución en las tasas de mineralización de N. Una aplicación anual de residuos vegetales podría ayudar a revertir esta tendencia; para lo cual es necesario determinar qué especies vegetales son adecuadas para este propósito. Con este fin se realizó un experimento para determinar la evolución de CO₂ y la mineralización de N a partir de residuos de la leguminosa forrajera *Arachis pinto*i CIAT 18744, sola o asociada a la gramínea *Brachiaria arrecta*, en un suelo ácido de clima tropical, bajo condiciones de invernadero. Se empleó un suelo ácido, arcillo-arenoso, al cual se le añadieron residuos (hojas+tallos, y raíces), con N enriquecido (N¹⁵, KNO₃) y no enriquecido (N¹⁴), de la leguminosa y gramínea mencionadas, de acuerdo a los siguientes tratamientos: (T1) *Arachis pinto*i 18744 (Ap) 100%, ¹⁵N, (T2) Ap 66.6%, ¹⁵N + *Brachiaria arrecta* (Ba) 33.3%, ¹⁴N, (T3) Ap 33.3%, ¹⁵N + Ba 66.6%, ¹⁴N, (T4) Ba 100%, ¹⁵N, (T5) Ba 66.6%, ¹⁵N + Ap 33.3%, ¹⁴N, (T6) Ba 33.3%, ¹⁵N + Ap 66.6%, ¹⁴N, (T7) raíces Ap 100%, ¹⁵N, (T8) raíces Ba 100%, ¹⁵N, (T9) Suelo sin residuos. La tasa de mineralización de N se determinó por medio de incubaciones aeróbicas en tubos de lixiviación a 3, 7, 13, 29, 56, 84, 112, 156 y 174 días. Antes de abrir los tubos se tomaron muestras de gases para análisis de CO₂. Once meses después de la siembra en macetas los materiales fueron cosechados y se realizaron determinaciones de N (%), C (%), N¹⁵ (% átomos) y δ ¹³C (‰); así como lignina y fibra en detergente ácido. El experimento se adaptó a un diseño completamente al azar, con cuatro repeticiones. Los suelos con residuos ricos en C mineralizaron más CO₂-C en comparación con tallos y hojas de la leguminosa. Los valores más bajos, excepto T9, fueron T8, T1 y T7. Los valores acumulados de CO₂-C mineralizado reflejaron la disponibilidad de los componentes de C añadidos en los residuos, con el valor más alto para T4 con 6,9 mg C g⁻¹ suelo, mientras que el menor valor fue para raíces de Ap con 2,5 mg C g⁻¹ suelo. Respecto a la mineralización de N todos los tratamientos, excepto T1, promovieron una inmovilización temprana (7-14 días). Los suelos tratados con hojas y tallos de B. arrecta mostraron una alta capacidad para inmovilizar N; en tanto que T1, T7, T8 y T2+T6 presentaron valores positivos de N mineralizado con 37, 28, 23 y 5 %, respectivamente, para el periodo estudiado. Los resultados mostraron un patrón bien definido de la evolución de CO₂ y los tratamientos con alto

contenido de C produjeron cantidades significativamente altas de CO₂. Los residuos de alta calidad añadidos al suelo contribuyeron de manera significativa a la fertilidad del suelo.

Palabras clave: Residuos de gramínea y leguminosa, inmovilización de N, incubación aeróbica, suelo tropical.

INTRODUCTION

In natural ecosystems the major sources of nitrogen come from atmospheric deposition, N₂-fixing plants, life-free micro-organisms, and N resulting from decomposition of plant residues. In tropical pastures managed extensively the return of nutrients to the soil occurs mainly via plant residues (shoots and roots) production and decomposition. However, when stocking rates are above the carrying capacity of the land (a common situation in Tropical Latin America pastures) the degradation of pastures is evident and the already low productivity declines even more, making it difficult to restore land productivity (Bowman *et al.*, 1999).

In tropical pastures, pasture utilisation is often low due to poor quality and inadequate stocking rate; hence low amounts of senescent materials are recycled. Legumes promote a positive balance of N and contribute to reduced N immobilisation, which is a common problem associated to poor grass quality residues with a high C:N ratio (Giller *et al.*, 1994). Where the herbage yields are potentially higher, the continuous deposition and decay of plant material (above and belowground) constitute a rich source of nutrients that can contribute to improve soil fertility. However, the decomposition of plant material of low quality results in a very-limited N release (Cadisch *et al.*, 1998) and many species such as non-nodulating legumes or species with high polyphenolic compounds are plunderers of the soil N more than improvers of it (Giller, 1998).

Legume residues in particular have received considerable attention in recent years because of their potential to contribute significant amounts of N to subsequent or companion crops (Giller and Wilson, 1991). In pasture systems, an association of grass-legumes could be the best option mainly because grasses will benefit from the nutrients released by legume residues and a maximization of N₂ fixation can be expected. The contrary occurs in pure legume swards as a result of accumulation of mineral N from decomposing residues (Giller *et al.*, 1994). Kumar and Goh (2000) have recorded the recovery of N from legume residues by subsequent cereal crops as much as 50%.

The forage legume *Arachis pintoi* is an acceptable N₂-fixer in acid soils of the tropics (Thomas *et al.*, 1997) and its residues along with those of the tropical grass *Brachiaria arrecta* were used here to evaluate their contribution to decomposition and N mineralisation processes using ¹⁵N-enriched and non-enriched plant residues.

The objectives of this experiment were to evaluate, under laboratory conditions, N mineralisation and CO₂ evolution from residues of the legume *Arachis pintoii* and/or *Brachiaria arrecta* grass applied to an acid soil.

MATERIALS AND METHODS

Soil

An acid sandy-clay (*Acrorthox*) soil from Brazil was used in this experiment and was characterised by Ehaliotis *et al.* (1998) according to Table 1.

Table 1. Characteristics of the soil used in the experiment (Brazil).

Soil type	pH	SOC mg C g ⁻¹	Total N mg N g ⁻¹	C:Nratio	C.E.C. cmol _c kg ⁻¹	sand %	silt %	clay %
Sandy-Clay (<i>Acrorthox</i>)	5.1	9.7	0.7	13.8	1.23	56	13	31

SOC: Soil organic C; C.E.C.: Cation exchangeable capacity.

Plant residues

¹⁵N labeled leaves, stems and roots of *A. pintoii* ecotype CIAT 18744 as well as of *B. arrecta*, and non-labeled shoots of the same species were used. ¹⁵N enriched plant materials were grown in vermiculite and fed twice a week (100 mL week⁻¹) with a ¹⁵N-enriched solution (10.7 mM N; KNO₃ 10 at % ¹⁵N). Additionally a N-free nutrient solution (adapted from Hammer *et al.*, 1978) was applied daily at an approximate rate of 50 mL by pot. The final concentration of the solution was 3 mM K⁺ (K₂SO₄), 1 mM Mg²⁺ (MgSO₄×7H₂O), 0.5 mM H₂PO₄²⁻ (NaH₂PO₄×2H₂O), 1.5 mM Ca²⁺ (CaSO₄×2H₂O) plus 46.2 mg L⁻¹ of EDTA NaFe (13 %) stock solution. Additionally a micro-stock solution (0.5 ml l⁻¹) was included containing (g l⁻¹): H₂BO₃ (2.850), MnSO₄ H₂O (1.538), ZnSO₄×7H₂O (0.219), CuSO₄×5H₂O (0.078), Na₂MoO₄×2H₂O (0.035), and CoSO₄ 7H₂O (0.0096). Non-labeled plant material was taken from stocks available in the greenhouse of Imperial College at Wye (Wye, Kent, United Kingdom) always trying to get similar quality materials in terms of N content as well as C:N ratio to labelled material. Two weeks before harvesting the application of ¹⁵N enriched solution to labeled grass was canceled in order to obtain plant material with low N as occurs under field conditions.

Grass and legume plants for residues were harvested at 11 months of age. Plants were dried for three days at 40 °C and ground to pass through a 3 mm sieve. Determinations of N (%), C (%), atom % ¹⁵N and δ ¹³C (‰) were determined by dry combustion using a *Roboprep* automatic C/N analyzer coupled to a 20-20 mass spectrometer *Europa Sci*. Lignin and ADF (fiber acid detergent) were determined by the method of Goering and van Soest

(1970) based on the removal of the cellulose fraction by hydrolysis with 72 % sulphuric acid. Lignin was determined by weight-loss upon ashing. The resulting chemical characteristics of the residues are presented in Table 2.

Leaching tubes

Leaching tubes (plexing-glass, 21 cm length, 4 cm diameter) were prepared by adding a soil/sand (acid-washed) mixture (60/12 g g⁻¹), mixed thoroughly with or without residues. P as P₂O₅ equivalent to 180 kg ha⁻¹ was added using simple superphosphate fertiliser. Before pouring the mixture into the tubes a perforated glass plate with several holes was placed over the bottom of each tube with a glass-fibre filter paper. Approximately 10 g of fine white sand was poured in a layer on top of the filter paper to prevent blocking of the filter paper by soil particles. Also a layer of 20 g of coarse acid (washed sand was placed on the top of the soil/sand mixture). The leaching tubes were placed in glass jars (36 cm length, 9 cm diameter; volume: 1936 mL) sealed with a metallic cap on which a hole was made covered with a suba-seal cap to allow sampling of gases.

Table 2. Chemical characterization of grass and legume residues applied.

	N (%)	Atom (%) ¹⁵ N	C (%)	δ ¹³ C (‰)	Crude Fibre (%)	Lignin (%)	C:N ratio
Non-enriched							
<i>Ap</i> leaves	3.14	0.3674	42.5	-27.86	22.6	1.8	13.5
<i>Ap</i> stems	1.47	0.3668	41.9	-26.34	33.4	4.9	28.4
<i>Ba</i> leaves	1.13	0.3683	40.6	-12.87	32.5	2.1	35.9
<i>Ba</i> stems	1.11	0.3677	43.5	-12.43	43.8	7.8	39.5
¹⁵N-enriched							
<i>Ap</i> leaves	3.09	8.3050	45.9	-26.49	21.7	4.7	14.8
<i>Ap</i> stems	1.61	9.0937	41.9	-26.15	31.2	3.4	26.0
<i>Ba</i> leaves	1.29	8.7717	37.0	-12.29	27.6	0.8	28.6
<i>Ba</i> stems	0.28	6.8677	41.1	-12.33	41.3	6.5	146.3
<i>Ap</i> roots	2.32	8.5752	38.1	-27.11	43.1	13.2	16.4
<i>Ba</i> roots	1.19	5.1595	38.2	-12.76	37.3	13.2	32.0

Treatments

Soils in leaching tubes were amended with an amount of 143 mg N kg⁻¹ soil of labelled or unlabelled residues (leaves and stems). The following treatments were applied:

- T1 = *Arachis pintoi* 18744 (*Ap*) 100%, ¹⁵N -labelled
- T2 = *Ap* 66.6%, ¹⁵N + *Brachiaria arrecta* grass (*Ba*) 33.3%, ¹⁴N (unlabelled)
- T3 = *Ap* 33.3%, ¹⁵N + *Ba* 66.6%, ¹⁴N
- T4 = *Ba* 100%, ¹⁵N
- T5 = *Ba* 66.6%, ¹⁵N + *Ap* 33.3%, ¹⁴N
- T6 = *Ba* 33.3%, ¹⁵N + *Ap* 66.6%, ¹⁴N
- T7 = Roots *Ap* 100%, ¹⁵N
- T8 = Roots *Ba* 100%, ¹⁵N
- T9 = Soil (no residues)

Residues were ground in a hammer grinder to an approximate size of 3 mm, and diameter of roots was around of 1 mm for both components. Taken in account the proportion (of the total weight of the plant) of leaves and stems in the legume and grass, residues of these components of *A. pintoi* were applied in a proportion of 50/50 (N basis), while in the case of *B. arrecta* the proportion was 30/70. Residues were incorporated into the top 2 cm of the soil/sand mixture, and distilled water was added in an amount of 60 % of its WHC to promote microbial activity. After that, jars were closed, sealed and kept at 28 °C in the dark. All treatments were replicated four times.

Before jars were opened for leaching procedure, gas samples were taken for CO₂ analysis.

CO₂ measurement

A gas sample of 1 mL was taken from every jar and injected immediately into a Infra Red Gas Analyser (Analytical Development Co., Model 225-Mk3). The IRGA was heated to about 44°C to minimize the effect of external temperature changes and was fitted with an H₂O absorbent column filled with soda lime. The sample gas absorbs radiation proportional to the concentration present and the resulting signal is displayed on an external recorder to produce corresponding graphic peaks (mm). Readings were compared with CO₂ gas standards (5 % CO₂ as average standard) to derive CO₂ concentration of the samples. Gas samples were taken daily during the first week, every third day during the second week and after that frequency of sampling gradually decreased to every 30 days. Calculations of CO₂ (%) were as follows:

$$CO_2\% = \frac{(Peak\ sample\ mm - Peak\ blank\ mm) \times CO_2\% \text{ std}}{Peak\ std\ mm} \quad (1)$$

$$blank\ CO_2\% = \frac{Peak\ blank\ mm \times CO_2\% \text{ std}}{Peak\ std\ mm} \quad (2)$$

The CO_2 -C (g) mineralised was calculated as:

$$CO_2\text{-C (g)} = \frac{8.058 \times 10^{-5} \times CO_2\% \times 12 \times 1000}{100} \quad (3)$$

where 8.085×10^{-5} is the number of moles (Ideal Gas Law) in the jar, $CO_2\%$ is the percentage of CO_2 of the sample, and 12 is the molecular weight of carbon.

$$CO_2\text{-C(g) from residues} = CO_2\text{-C(g) treatment} - CO_2\text{-C(g) soil} \quad (4)$$

The percentage of CO_2 -C mineralised derived from residues was estimated as:

$$CO_2\text{-C (% of applied residues)} = \frac{CO_2\text{-C(g) mineralised from residues}}{C (g) \text{ residues applied}} \times 100 \quad (5)$$

Leaching procedure for N mineralisation

The jars were opened on the day 3, 7, 13, 29, 56, 84, 112, 156, and 174. The leaching tubes were treated with 150 mL (in 50 mL increments) of a leaching solution: 1mM $CaCl_2$; 1 mM $MgSO_4$; 0.1 mM KH_2PO_4 and 0.9 mM KCl (Ehaliotis *et al.*, 1998). Leachates were collected in 150 mL plastic bottles. After every leaching, suction was applied for two minutes using a vacuum pump to bring the soil moisture back to approx. 70-80 % WHC. After that the tubes were brought back to jars, closed, sealed and incubated in the dark at 28 °C. The collected leachates were analysed colorimetrically for NH_4 -N and NO_3 -N with an SFA-2 Burkard Sci. autoanalyzer. Net N release (or immobilisation) was computed by subtracting the cumulative N release of unamended (control) tubes from the cumulative total N release of amended treatments and expressed as $\mu g\ N\ g^{-1}\ soil$. Percentage N mineralisation from the residues was calculated from the difference in cumulative amount of mineral N between residues and control treatments, divided by the initial N applied as residues.

Measurement of total N in leachates

Total N in the leachates was determined by Kjeldahl digestion (Anderson and Ingram, 1989) in 6 mL concentrated H_2SO_4 (98 %) after an evaporation period using a Kjeldahl tablet (Se and K_2SO_4) as catalyst and to raise the boiling point.

The samples (40 mL) were heated on a digest block at 80 °C overnight, and then the temperature was slowly raised to 120 °C over the course of 2 days. The samples were allowed to slowly evaporate until only 3-5 cm remained. Once the samples were at 150 °C, they were left for 2 hours. After 2 h at 150 °C the temperature was raised to 350 °C and the samples left for 4 h. After cooling the samples were diluted back to the 40 mL mark and mixed well. Blank samples were included in each batch. The samples were analysed for NH₄-N colourimetrically with an SFA-2 Burkard Sci. autoanalyzer.

EXPERIMENTAL DESIGN

A completely randomised design with four replicates was used. Treatments (6) comprised proportions of ¹⁵N/¹⁴N (33/66, 66/33 and 100% ¹⁵N) residues of leaves and stems of *A. pintoi* and/or *B. arrecta* and 2 additional treatments of labeled (100 % ¹⁵N) residues of roots. A control treatment (no residues) was included. ANOVA procedures and mean comparisons were performed, using the Genstat statistical program (Agricultural Trust Lawes, 1996).

RESULTS

Evolution of CO₂

The process of C mineralisation started as soon as the residues were applied. The respiration being more active during the first period of the incubation (30 days). The CO₂ evolved (mg C g⁻¹ soil, Fig. 1a) after the initial phase of 30 days was less pronounced with a near steady trend after 60 days. Soils amended with residues high in C compounds such as the shoots of *B. arrecta* (T4, C:N ratio 87) mineralised more CO₂-C compared with soils treated with residues of shoots of *A. pintoi* (i.e. treatment 1) that were low in C compounds. Treatment 4 released more than 2-fold the amount of CO₂ than treatments 1, 7, and 8. The ANOVA at the end of the incubation period detected statistical difference ($P \leq 0.001$) among treatments. T4 and the combination of T3+T5 produced more CO₂-C than the other treatments. The lowest values, except the control, were for T8, T1, and T7. The amounts of cumulative CO₂-C mineralised reflected the availability of C compounds added with the plant tissues, being the highest value for T4 with 6.9 mg C g⁻¹ soil, while the lowest amount added was for T7 (*A. pintoi* roots) with 2.5 mg C g⁻¹ soil.

Soils amended with less recalcitrant residues such as roots and shoots of *A. pintoi* (s of 16 and 20, respectively) released most of their C during the first 30 days of the incubation period (Fig. 1b) and up to 80 % by the end of the incubation. On the contrary, residues of low quality such as shoots and roots of *B. arrecta* released C more steadily and lost only approximately 40-50 %

of their C compounds after 6 months, indicating in these cases the presence of C compounds of slow decomposition or even highly recalcitrant. Statistically differences ($P \leq 0.001$) were found between grass and legume treatments.

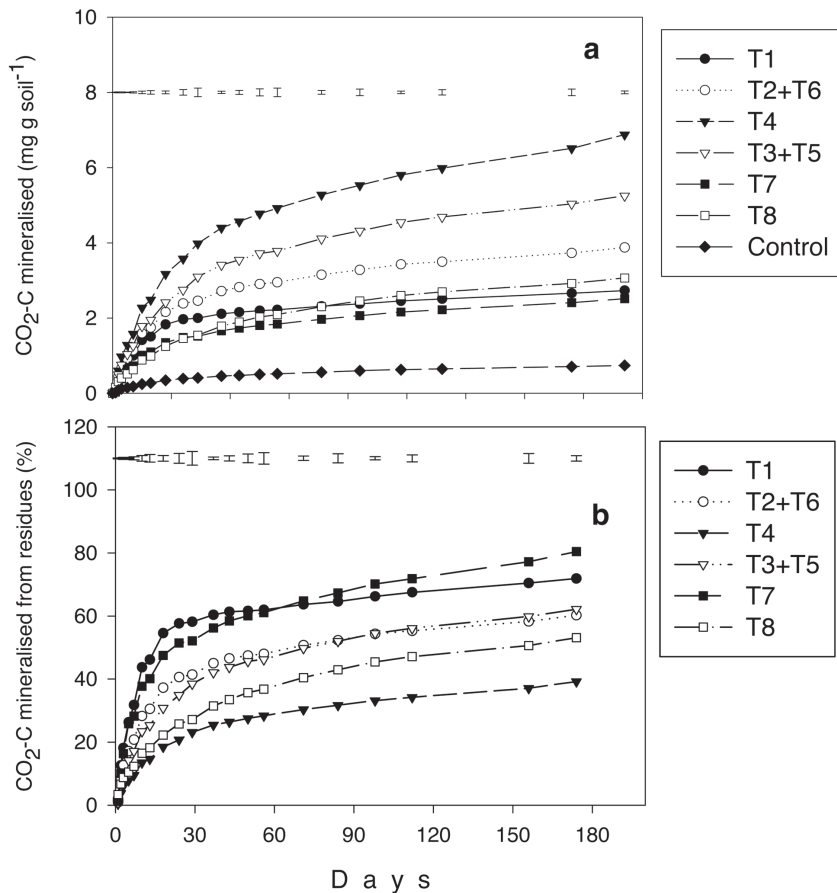


Figure 1. Patterns of CO₂ evolution from soils amended with several types of plant residues during 174 days on incubation. a) Cumulative amounts of CO₂-C mineralised, b) Percentage of CO₂-C released from C applied. Vertical bars are standard error of difference means.

Nitrogen mineralisation

The application of residues promoted immediately (7 to 14 days) a N immobilisation phase that occurred in almost all treatments, except in T1 (legume shoots; C:N ratio 20; Fig. 2a). After this initial period the root treatments 7 and 8 started to release N and net mineralisation continued throughout the further incubation period very close to treatment 1. An initial net N immobilisation occurred with treatments 2+6 (66 % Ap + 33 % Ba) that was prolonged by

approximate 115 days. After that a slight net release of N was recorded but did not exceeded $8 \mu\text{g N g}^{-1}$ soil. The soil treated with shoots of *B. arrecta* grass (T4, C:N ratio 87) showed a high capacity to immobilise N. Likewise, the treatment 3+5 (33 % *Ap* + 66 % *Ba*; C:N ratio 42) registered a prolonged net N immobilisation since the beginning of the experiment. In T4 this immobilisation was more pronounced after the first 29 days of incubation. The cumulative average for the grass shoot treatment (T4) was at the end of the incubation $-46 \mu\text{g N g}^{-1}$ soil or -33% , respectively. The ANOVA registered a significant difference among treatments ($P \leq 0.001$) for the cumulative N mineralised at the end of the incubation. The treatments 1, 7, and 8 were highest with averages of 53, 39, and $33 \mu\text{g N g}^{-1}$ soil, respectively.

The N mineralised expressed as percentage of the N applied showed positive values only in the cases of the treatments 1, 7, 8, and T2+T6 with values of 37, 28, 23, and 5 %, respectively, for the evaluated period of 174 days (Fig. 2b). For the other treatments strong N immobilisation was observed.

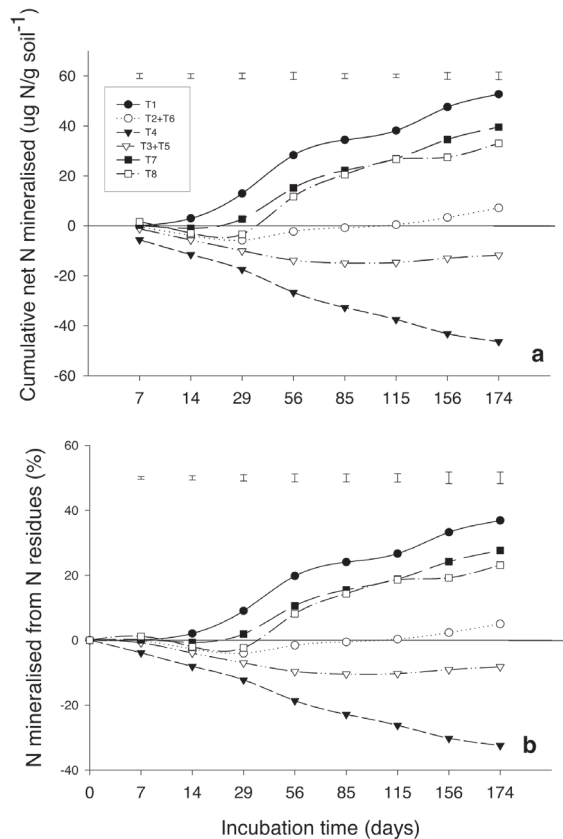


Figure 2. Cumulative net N mineralised (a) and proportion of N mineralised from N residues (b) incubated in a soil. Vertical bars are standard errors of difference means.

DISCUSSION

CO₂ evolved

A well defined overall pattern of CO₂ release was observed in this experiment. All residue treatments showed a large respiration during the first two weeks of the sampling period. After the first month treatments showed a moderate CO₂ evolution that lasted until the end of the experiment (Fig. 1a). Treatments with a high amount of C compounds applied such as T4, and T3+T5 produced significantly higher amounts of CO₂. Different amounts of dry matter were applied since the same amount of N was applied in all treatments, thus residues with a high N percent such as T1, T7, and T8 respired lower amounts of CO₂. The differences among treatments to produce CO₂ were evident since the first month and these evidences were kept throughout the remaining period.

The CO₂ produced, as a percentage of C applied, by shoots or roots of *A. pintoi* in this experiment were larger than from leaves or roots produced by the legume trees in a laboratory experiment carried out by Vanlauwe *et al.* (1996). At 56 days they reported values in a range of 35 to 62 % of CO₂ evolved. Here, *A. pintoi* shoots or roots produced 72 and 80 % of CO₂ mineralised at the same period with a C:N ratio of 20 and 16, respectively. Previously, Kachaka *et al.* (1993) using residues of trees (C:N ratios in a range of 10 to 28) found that the CO₂ produced after 140 days of incubation was in a range of 26 to 65 % of CO₂ released. Urquiaga *et al.* (1998) in an incubation experiment with roots of *Stylosanthes guianensis*, *Centrosema* sp, *Andropogon gayanus*, and *B. decumbens* reported a large CO₂ evolution for the legumes, while for grasses it was slower. The more rapid initial decomposition of the legume roots compared to the grass roots was due to the low C:N ratios (27-44) and lignin content (10-12 %).

From the results in Fig. 1b, the higher values for T7 and T1 showed that these percentages were more related with the CO₂ mineralised from residues than with the C soil organic C (SOC) *per se*. Likewise, the lower percentages on T4 and T8 probably were due to large amounts of C compounds added and consequently an important proportion of C remain in soils to be decomposed over a more extended period of time. These data are in agreement with Mtambanengwe and Kirchmann (1995). They reported in the grass *Dactyloctenium aegyptium* that their leaves, stalks and spikes mineralised in a range of 20 – 40 % from the total C.

The high quality of plant materials of T7 and T1 allowed a rapid mineralisation of more than 60 % of the C added in the first 30 days. These figures are higher than those reported by Kachaka *et al.* (1993). They estimated that 72 % of C added by residues of three tree legumes was decomposed in 140 days. In contrast, shoots of *B. arrecta* grass (T4) showed to be a recalcitrant material because after 174 days only 40 % of its C added had

been mineralised. Is possible that the high C:N ratio of stems (146) was responsible of this fact more than of leaves which had a C:N ratio of 29. However, in the case of the soil with *B. arrecta* roots (T8) the derived-C from residues was slightly more than 50 %.

Urquiaga *et al.* (1998) suggested that roots of legumes decompose in a very short time with 53-57 % of C lost in less than 3 weeks, while grass roots decompose slower (38-46 %). Variations in these figures could occur depending of particular situations. Gijsman *et al.* (1995) studied the root decomposition of the legumes *A. pintoii* and *Centrosema acutifolium*, and the grasses *B. dictyoneura* and *B. humidicola*. In 120 days roots of legumes mineralised C in a range of 20-35 or 50-60 % according with the dry or wet season. Values for roots of grasses were 10-15 and 30 %. Schweizer *et al.* (1999) under laboratory conditions, reported that soils with leaves of *B. humidicola* mineralised two-fold more C (60 %) than roots of the same grass (30 %) in a period of 120 days. In the case of soil with leaves or roots of *Desmodium ovalifolium* the C evolved in the same period was between 30 and 40 % of the added C. Data from this experiment for T7 and T1 (roots or shoots of *A. pintoii*) and T8 (grass roots) exceeded the percentages mentioned by Schweizer *et al.* (1999) and the results of Urquiaga *et al.* (1998) (Figure 1b). It must be mentioned that the low decomposing rate in the case of *D. ovalifolium* is due its high amounts of polyphenols, which limit the decaying of this material (Palm and Sánchez, 1991). An analysis of regression of our data between the C:N ratio of the residues and the C mineralised gave a R^2 of 0.75.

It should be noted that, the way in which the CO₂ released by residues (the difference between treatment and control) was estimated, does not consider short-term changes in the intensity of decomposition of soil organic matter (priming effect) due to the addition of residues, so it is likely an underestimate of CO₂ released, and a much detailed study must be considered, including not only the effects from nutrient solutions studies, but also from sloughed root cells, root hairs, lysates and mucilage, as suggested by Kuzyakov (2002).

N mineralisation

Substantial variation in the decomposition process among the residue treatments was observed with shoots (T1) and roots (T7) of *A. pintoii* and roots of *B. arrecta* (T8) mineralising N faster than the rest of the treatments (Fig. 2). Differences were most evident between the mentioned group *versus* T3+T5 and T4 (*Ba* shoots). On average the first group of residues mineralised 42 µg N g⁻¹ soil while the second group immobilised N up to 29 µg N g⁻¹ soil after 174 days of incubation. The quality of residues determined in great part the rate of decomposition throughout the experimental period. The low C:N ratio of T1 (average of 21) and T7 (16.4) residues as well as their N content (2.3 % in both treatments) allowed a high N release compared with other residues. A high relationship was found between C:N ratio and N mineralised

(%) which shown a coefficient of determination (R^2) of 0.86. It is interesting to point out that roots of *B. arrecta* with a C:N ratio of 32, 1.2 % of N and 13.2 % of lignin also mineralised an acceptable amount of N (23 %).

The performance of *A. pintoii* shoots is in agreement with the findings reported by Thomas and Azakawa (1993) who observed under field conditions (Carimagua, Colombia) that *A. pintoii* residues with similar C:N ratio (23) and N content (2.1 %) decomposed faster than five other tropical legumes or four grasses. They also found in the same experiment that residues of the *Brachiaria* grasses (*B. decumbens*, *B. humidicola*, and *B. dictioneura*) with high C:N ratios (75-190) did not immobilise N in two of three seasonal evaluations. This fact was associated with lower N concentrations or higher C:N ratio, and lignin to N ratios compared with the litter collected at earlier dates. In the same place, Gijsman *et al.* (1997) evaluated root decomposition of *A. pintoii*, *C. acutifolium*, and the grasses *B. humidicola* and *B. dictioneura*. For the first legume root C:N ratio, lignin and N content was 25, 15.2 and 1.8 %, respectively. They observed that during the dry season both legume roots lost only around 25 % of their N, but in the wet period losses were quantified as more than 60 %. Roots of grasses (C:N ratio 122) in the respective periods immobilised N or lost no more than 20 %. In our case *B. arrecta* and *A. pintoii* roots mineralised 23 and 28 % of the N added in residues with a C:N ratio of 32 and 16, respectively.

From the N mineralisation results of residues, expressed as percentage of N applied, only the treatments 1, 7, and 8 showed significant positive values with 37, 28, and 23 %, respectively (Fig. 2b). Strong N immobilisation was observed in soils amended with treatments T4 and T3+T5. In the case of T2+T6 this immobilisation lasted up to day 115 followed by a subsequent net mineralisation but the percentage released at the end of the experiment was very low (5 %). These results are in agreement with Delve *et al.* (2001) in soils incubated with prunings of *Calliandra calothyrsus*, *Macrotyloma axillare*, poultry manure, and barley straw. They observed for the first legume (C:N ratio 13) that 28 % of the added N was mineralised during a period of 28 weeks, while the second legume and poultry manure (C:N ratio 22 and 17, resp.) did not show net N mineralisation until after 24 and 28 weeks, respectively. In the case of barley straw (C:N ratio 86) a strong N immobilisation was reported. As the total C:N ratio of 20 is considered as a reference as to whether immediate N immobilisation or net mineralisation occurs (Swift *et al.*, 1979); Delve *et al.* (2001) concluded that, only fresh material of *C. calothyrsus* would provide N to a growing crop, whereas other materials promote immobilisation of soil N and therefore a temporal reduction in crop production could result.

On the other hand, the N release values of T1, T7, and T8 were slightly lower than percentages reported by Handayanto *et al.* (1997) with the tree legumes, associated in different proportions *Peltophorum dasyrrachis* (31 to 63 %) and *Gliricidia sepium* (21 to 55%). The same workers in a previous

experiment (Handayanto *et al.*, 1994) reported values in the range of 10 to 32 % of N mineralised from prunings of *C calothyrsus*, *P. pterocarpa*, *L. leucocephala*, *G. sepium*, and *G. sepium* + *P. pterocarpa* in a period of 56 days. Here, percentages for the same period on T1, T7 and T8 were within the range cited (20, 11, and 8 %, respectively), but with a lower range of N (1.2 to 2.3 %) lignin (5 to 13 %) and a higher range of C:N ratio (21 to 32) compared with 2.9 to 4 % of N, 12 to 32 % lignin, and a C:N ratio of 11 to 20 in the mentioned prunings.

Sakala *et al.* (2000) evaluated the effect on N mineralisation of the shrub legume *Cajanus cajan* (pigeon pea, senesced leaves) and maize stover applied to soils of Malawi. The N content and C:N ratio for the legume was of 1.9 % and 24; and for maize was 0.7 % and 60, respectively. They observed that pigeon pea mineralised N between 25 to 40 % of N. The stover of maize alone showed a strong immobilisation during the whole period, and for the mix legume-maize the cumulative mineralisation was negative. Residues of *A. pintoi* (T1 and T7) and roots of *B. arrecta* released approximately the same or slightly more N but in much less time than pigeon pea residues. Probably the higher N percent and lower C:N ratio in shoots of T1 and roots of T7 were the main differences that determined the N mineralisation rate.

It was evident that the quality of plant materials (C:N ratio mainly) determined the differences in N mineralisation among the treatments. The strong N immobilisation induced by the residues of *B. arrecta* shoots indicates that probably under field conditions the decomposition of this material contributes to reduce the mineral N potentially available for surrounded pasture plants. By contrast, roots of the same species could add substantial amounts of mineral N to the soil during the decay process. Considering the N mineralisation observed of shoots and roots of *A. pintoi* it could be inferred that these components can supply significant amounts of N to forage species growing in association with them under field conditions.

CONCLUSIONS

Although these results were obtained under laboratory conditions and it is not always appropriate to make comparisons or extrapolate to field conditions, it was evident that legumes contributed more to maintain soil N fertility, while the grasses helped to build up soil organic matter. An interesting fact was the performance of the residues of *A. pintoi* roots. This important component of the pastures showed a rapid decomposition and could be considered as a significant resource of N in tropical pastures.

A. pintoi shoots resulted in the highest rate of net N mineralisation. The net N mineralisation by roots of *A. pintoi* as well as by roots of *B. arrecta* constituted an interesting fact, mainly in the latter case, since in tropical

pasture systems this resource has received less attention in terms of its potential to supply N to the system.

On the other hand, the strong N immobilisation shown by treatments with *B. arrecta* shoots confirmed that this type of residues impoverish the mineral soil N pool and reduces the N availability to other species.

REFERENCES

- Agricultural Trust Lawes. 1996. *Genstat 5*. Second edition, release 3.2/Ed. Lawes Agricultural Trust, IACR, Rothamsted (U.K.).
- Anderson J.M. and Ingram J.S.I. 1989. *Tropical Soil Biology and Fertility: A Handbook of Methods*. CAB International, Wallingford, UK.
- Bowman B.A.M., Nieuwenhuysen A. and Ibrahim M. 1999. Pasture degradation and restoration by legumes in humid tropical Costa Rica. *Tropical Grasslands* 33: 98-110.
- Cadisch G., Oliveira (de), O. C., Cantarutti R., Carvalho E. and Urquiaga S. 1998. The role of legume quality in soil carbon dynamics in savannah ecosystems. In: L. Bergstrom and H. Kirchmann, (eds.). *Carbon and Nutrient Dynamics in Natural and Agricultural Tropical Ecosystems*. Pp. 47-70. CAB International, Wallingford (U.K.).
- Delve R.J., Cadisch G., Tanner J. C., Thorpe W. and Giller K.E. 2001. Implications of livestock feeding management on soil fertility in the smallholder farming systems of Sub-Saharan Africa. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 84: 227-243.
- Ehaliotis C., Cadisch G. and Giller K.E. 1998. Substrate amendments can alter microbial dynamics and N availability from maize residues to subsequent crops. *Soil Biology & Biochemistry* 30: 1281-1292.
- Gijsman A.J., Alarcón H.F. and Thomas R.J. 1997. Root decomposition in tropical grasses and legumes, as affected by soil texture and season. *Soil Biology & Biochemistry* 29: 1443-1450.
- Gijsman A.J. and Thomas R.J. 1995. Aggregate size distribution and stability of an Oxisol under legume-based and pure grass pastures in the Eastern Colombian savannas. *Australian Journal of Soil Research* 33: 153-165.
- Giller K.E. 1998. Tropical legumes: Providers and plunderers of nitrogen. In: L. L. Bergstrom and H. Kirchmann, (eds.). *Carbon and Nutrient Dynamics in Natural and Agricultural Tropical Ecosystems*. Pp. 33-45. CAB International, Wallingford (U.K.).
- Giller K.E. and Wilson K.F. 1991. *Nitrogen Fixation in Tropical Cropping Systems*. CAB International, Wallingford (U.K.).
- Giller K. E., McDonagh J.F. and Cadisch G. 1994. Can biological nitrogen fixation sustain agriculture in tropics? In: J. K. Syers and D. L. Rimmer, (eds.). *Soil Science & Sustainable Land Management in the Tropics*. CAB International and British Society of Soil Science, Wallingford (U.K.). Pp. 173-191.
- Goering H.K. and Van Soest P.J. 1970. *Forage Fibre Analysis (Apparatus, Reagents, Procedures and Some Applications)*. Agricultural Research Service, USDA, Washington D.C.

- Hammer P.A., Tibbitts T.W. Laughens R.W. and McFarlane J.C. 1978. Base-line growth studies on "Grand Rapids" lettuce in controlled environments. *J. of American Society for Horticultural Science* 103: 649-655.
- Handayanto E., Cadisch G. and Giller K.E. 1994. Nitrogen release from prunings of legume hedgerow trees in relation to quality of the prunings and incubation method. *Plant & Soil* 160: 237-248.
- Handayanto E., Giller K.E. and Cadisch G. 1997. Regulating N release from legume tree prunings by mixing residues of different quality. *Soil Biology & Biochemistry* 29: 1417-1426.
- Kachaka S., Vanlauwe B. and Merckx R. 1993. Decomposition and nitrogen mineralisation of prunings of different quality. In: K. M. A. R. Merckx, (ed.). *Soil Organic Matter Dynamics and Sustainability of Tropical Agriculture*, Wiley-Sayce Co., Leuven. Pp. 199-208.
- Kumar K. and Goh K.M. 2000. Crop residues and management practices: Effects on soil quality, soil nitrogen dynamics, crop yield, and nitrogen recovery. *Advances in Agronomy* 68: 197-319.
- Kuzyakov Y. 2002. Review: factors affecting rhizosphere priming effects. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 165: 382-396.
- Mtambanengwe F. & Kirchmann H. 1995. Litter from a tropical savanna woodland (miombo): Chemical composition and C and N mineralization. *Soil Biology & Biochemistry* 27: 1639-1651.
- Palm C.A. and Sánchez P.A. 1991. Nitrogen release from the leaves of some tropical legumes as affected by their lignin and polyphenolic contents. *Soil Biology & Biochemistry* 23: 83-88.
- Sakala W.D., Cadisch G. and Giller K. E. 2000. Interactions between residues of maize and pigeonpea and mineral N fertilizers during decomposition and N mineralization. *Soil Biology & Biochemistry* 32: 679-688.
- Schweizer M., Fear J. and Cadisch G. 1999. Isotopic (^{13}C) fractionation during plant residue decomposition and its implications for soil organic matter studies. *Rapid Communications in Mass Spectrometry* 13: 1284-1290.
- Swift M.J., Heal, O.W. and Anderson J.M. 1979. *Decomposition in Terrestrial Ecosystems* Blackwell Sci. Publ., Oxford (U.K.).
- Thomas R.J. and Asakawa N.M. 1993. Decomposition of leaf-litter from tropical forage grasses and legumes. *Soil Biology & Biochemistry* 25: 1351-1361.
- Thomas R. J., Asakawa N.M., Rondon M.A. and Alarcon H.F. 1997. Nitrogen fixation by three tropical forage legumes in an acid-soil savanna of Colombia. *Soil Biology and Biochemistry* 29: 801-808.
- Urquiaga S., Cadisch G., Alves B.J.R., Boddey R.M. and Giller, K.E. 1998. Influence of decomposition of roots of tropical forage species on the availability of soil nitrogen. *Soil Biology and Biochemistry* 30: 2099-2106.
- Vanlauwe B., Nwoke O.C., Sanginga N., and Merckx, R. 1996. Impact of residue quality on the C and N mineralization of leaf and root residues of three agroforestry species. *Plant and Soil* 183: 221-231.

RESIDUOS SÓLIDOS ORGÁNICOS

Editores:

Gerardo C. DÍAZ TRUJILLO
y Engracia MADEJÓN RODRÍGUEZ

APROVECHAMIENTO AGRONÓMICO DE RESIDUOS DE ALMAZARAS (ALPERUJOS): IMPACTO EN LA MOVILIDAD Y PERSISTENCIA DEL HERBICIDA TERBUTILAZINA

A. Albarrán¹; A. López-Piñeiro²; D. Cabrera² y D. Peña²

¹Área de Producción Vegetal, Escuela de Ingenierías Agrarias, Universidad de Extremadura. Ctra. de Cáceres, Badajoz 06071 (España) <angliso@unex.es>.

²Área de Edafología y Química Agrícola. Universidad de Extremadura. Avda de Elvas S/N, Badajoz 06071 (España) <pineiro@unex.es>.

Resumen: Con el sistema de extracción de aceite de oliva de dos fases se obtiene un producto (el aceite de oliva) y un subproducto orgánico que es el alperujo. El escaso contenido de materia orgánica de los suelos agrícolas y, en especial, los de ambiente mediterráneo hace que la utilización de alperujo como enmienda orgánica pueda suponer una alternativa eficaz en la valorización de este residuo generado en grandes cantidades anualmente. El objetivo del presente trabajo es determinar el efecto que tiene la aplicación directa de alperujo en la evolución del herbicida terbutilazina en un suelo representativo de olivar. Para ello se han aplicado tres dosis de enmienda (0, 30 y 60 Mg Ms ha⁻¹) durante 7 años y se han realizado estudios de adsorción-desorción, degradación y lixiviación en columnas alteradas. Los resultados obtenidos ponen de manifiesto que la adición de alperujos aumenta la capacidad de adsorción del herbicida terbutilazina y de su vida media, siendo ambas proporcional a la dosis aplicada. La movilidad del herbicida depende también de la dosis aplicada. Así, mientras que para la dosis más baja de alperujo se registra una mayor movilidad del herbicida, cuando se aplica la dosis más elevada el herbicida disminuye significativamente su movilidad. Los resultados obtenidos indican que la aplicación de alperujo como enmienda orgánica puede resultar eficiente en el control de la contaminación de aguas por el herbicida terbutilazina, especialmente si se aplican dosis superiores a 30 Mg MS ha⁻¹ de este residuo.

Palabras clave: Disipación, suelo, alperujo, adsorción, lixiviación.

Agriculture use of two-phase olive mill waste (alperujo): Impact on vertical movement and persistence of the herbicide terbuthylazine

Abstract: *The two-phase centrifugation system in the olive-oil extraction industry produces a large amount of olive mill waste slurry (alperujo) which can be used to add organic C to degraded soils. Loss of soil organic matter is one of the main forms of soil degradation in Mediterranean agricultural soils which can benefit from enrichment with alperujo. Therefore, recycling of alperujo as amendment to agricultural soils may represent solution for*

its disposal and appraisal. In order to evaluate the impact of alperujo amendments on the adsorption-desorption, degradation, leaching and persistence of the herbicide terbuthylazine applied in soil, experiments were conducted on soil samples collected from a field study on an olive grove soil amended seven years with three levels of alperujo (0, 30, and 60 Mg DM ha⁻¹, annually). The results showed that the adsorption of terbuthylazine to the soil increased in the presence of alperujo. The alperujo amendment also increased the half-life of terbuthylazine. The alperujo rate was mainly responsible for both adsorption and half-life increases. The results indicate that alperujo amendments in olive grove soils may be an effective management practice for controlling water contamination by the herbicide terbuthylazine, especially if alperujo rates are higher than 30 Mg DM ha⁻¹.

Key words: Dissipation, soil, alperujo, adsorption, lixiviation.

INTRODUCCIÓN

España es el primer país productor mundial de aceite de oliva con una producción media anual de 800.000-1.000.000 Mg año⁻¹, llegando a alcanzar 1.082.800 Mg a⁻¹ en la campañas 2010 (A.A.O. 2010). Con más de 282 millones de olivos cubriendo más de 2,456 millones de hectáreas, esta superficie cultivada representa más del 25 % de la superficie olivarera mundial. España es también el primer país exportador mundial, con una media anual en los últimos 10 años de unas 300.000 Mg exportadas, alcanzando las 600.000 Mg en algunas campañas. Entre las Comunidades Autónomas y Andalucía es el mayor productor de aceite de oliva con el 81 % del total nacional (Grupo Publispain 2008). En Extremadura la producción de aceitunas es del 3,61 % del total nacional y la producción de aceite ha superado las 43.340 Mg en el año 2010 (A.A.O. 2010).

Las prácticas culturales tienen una gran influencia en la conservación de los recursos suelo y agua. La adición de enmiendas y residuos orgánicos a los suelos es una práctica común que, además de mejorar las propiedades físicas y nutricionales del suelo, suponen para los residuos una vía “ecológica” de eliminación de los mismos (Crohn 1996). Esta práctica cultural está muy extendida en nuestro país y otros países de clima mediterráneo, donde los suelos se caracterizan, en general, por su bajo contenido en materia orgánica (MOS), debido al predominio de los procesos de mineralización frente a los de humificación. Por este motivo el uso de residuos orgánicos como el estiércol ha sido considerado tradicionalmente como un enmendante que mejora la fertilidad física y química de los suelos. Una alternativa a la escasez de los mismos ha sido el uso de residuos orgánicos procedentes de industrias agroalimentarias, residuos sólidos urbanos, lodos de depuradora, etc. (González-Padras *et al.* 1999; Albadalejo *et al.* 2000; García 2003; Alburquerque *et al.* 2004). En este contexto tan sólo en España se producen

más de 4.000.000 Mg al año de residuos de la industria oleícola (alperujo; A.A.O. 2010). Por ello, el aprovechamiento como enmienda orgánica de los residuos sólidos de almazaras hace que los alperujos puedan ser considerados como un recurso, con el consiguiente valor (agronómico y ambiental) añadido (López-Piñeiro *et al.* 2001, 2002, 2008). Su aplicación a los suelos puede ser beneficiosa, ya que la mayoría de las regiones productoras de aceite de oliva están expuestas a procesos de desertificación, de forma que la incorporación de estos residuos de alto contenido en materia orgánica aumentaría la fertilidad y controlaría los procesos de erosión (Abu-Zreig y Al-Widyan, 2002; Brunetti *et al.* 2005; López-Piñeiro *et al.* 2006). A diferencia de otros residuos orgánicos, el alperujo no contiene metales pesados ni microorganismos patógenos. Existen pocos estudios sobre el efecto de la adición directa (sin compostar) de alperujo al suelo como enmendante orgánico, aunque existen investigaciones previas que muestran a este material sin compostar como uno de los más eficientes para aumentar la agregación del suelo y restaurar de esta manera la productividad de suelos degradados (Madejón *et al.* 2003; Montemurro *et al.* 2004; López-Piñeiro *et al.* 2006; Piotrowska *et al.* 2006).

El desarrollo de una agricultura moderna exige un incremento del uso de agroquímicos que, asociado al continuo empobrecimiento en MOS que los soportan, puede conducir a potenciar la carga contaminante de estos productos tanto en los suelos como en los acuíferos. En los suelos de clara vocación agrícola (tradicionalmente cultivados durante siglos) la necesidad de incrementar la producción para aumentar la competitividad ha conducido a una situación en la que algunos de los mejores suelos han experimentado procesos erosivos, siendo sus consecuencias económicas muy importantes y los efectos ambientales muy negativos. Así, los aportes de agroquímicos son cada vez más necesarios con el consiguiente incremento del riesgo de contaminación de suelos y acuíferos. Existe, por tanto, la necesidad de determinar el efecto que estos métodos de utilización de enmiendas orgánicas (diseñados para el control de la erosión y degradación física de los suelos, así como para mantener o enriquecer su fertilidad) tienen en la dinámica de fertilizantes y herbicidas en el suelo.

La contaminación de las aguas es un problema ampliamente reconocido por la mayoría de los países con agriculturas desarrolladas e intensivas, donde ha dejado de ser un problema puntualmente localizado para convertirse en un problema a escala regional. Ante el aumento de contaminación de las aguas (como demuestran, entre otros, estudios realizados por Chèvre *et al.* 2008), en especial por aplicación de herbicidas (por separado o mezclados) y que pueden afectar a los lagos, la Unión Europea ha elaborado una serie de normativas encaminadas a reducir el impacto de las actividades agrarias en las mismas (*European Community Council* 1991) y que compromete a los estados miembros a adoptar una estrategia común para reducir la contaminación de las aguas por nitratos de origen agrario. Así, según la Directiva

de la CE sobre agua potable (*European Community Council* 1980) la concentración máxima admisible de N-NO₃ es de 50 mg L⁻¹, y ningún plaguicida debe sobrepasar los 0,1 µg L⁻¹ (*European Community Council* 2000). Además los contenidos en fosfatos no deben sobrepasar concentraciones de 10 µg L⁻¹ para evitar procesos de eutrofización que produzcan desequilibrios ecológicos en las comunidades.

La adición de residuos orgánicos al suelo puede ejercer un efecto amortiguador sobre la lixiviación de agentes potencialmente contaminantes utilizados en la agricultura, como son los fertilizantes y plaguicidas (Cox *et al.* 1997; Albarrán *et al.* 2004; Yang *et al.* 2008). La adición de estos residuos (al aumentar el contenido en MOS) puede dar lugar a un incremento en la adsorción de compuestos orgánicos como los plaguicidas (Barriuso *et al.* 1996; Cox, *et al.* 1997, 1999, 2000; Socias-Viciana *et al.* 1999; Morillo *et al.* 2002; Fernández *et al.* 2003; Delgado-Moreno *et al.* 2008). Algunos de estos trabajos estudian el posible uso de residuos de la producción de aceite de oliva en la reducción de la lixiviación de plaguicidas (Cox *et al.* 1997; Albarrán *et al.* 2003, 2004; Yang *et al.* 2008). En este mismo sentido investigaciones previas demuestran que la aplicación de alperujos puede minimizar la contaminación de los acuíferos provocada por la aplicación de fertilizantes, especialmente nitrogenados (López-Piñeiro *et al.* 2003). Por todo ello la valorización agronómica de los residuos de almazaras debe considerarse también como una interesante alternativa ambiental con aplicación directa en la protección de los recursos hídricos frente a los agentes contaminantes derivados de la agricultura.

No obstante, los resultados mencionados en relación a la capacidad amortiguadora que los residuos de almazaras ejercen sobre agentes contaminantes han sido obtenidos en su mayoría en experiencias de laboratorio, debiendo ser confirmados con experiencias de campo *in situ* que, como es bien conocido en el ámbito de la agricultura y medioambiente, deben prolongarse en el tiempo para obtener resultados científicamente válidos. Por estos motivos creemos ampliamente justificado la necesidad de presentar este trabajo que complementará investigaciones previas, mostrando los conocimientos científicos necesarios que determinarán el efecto que la aplicación continuada de alperujo en un suelo de olivar ejerce en la dinámica de uno de los herbicidas más utilizados en este cultivo: terbutilazina.

El herbicida es una triazina sistémica con actividad como herbicida de absorción radical y débilmente foliar, de aplicación preemergente. Se transloca a través del xilema hacia los puntos de acción. Interfiere la función clorofílica por inhibición de la transferencia de electrones en el receptor del fotosistema II en la reacción de Hill y de la absorción de CO₂ (Liñán 2009). En el suelo se produce (por vía microbiana) una desmetilación de la cadena lateral, una hidroxilación que resulta de la hidrólisis de los átomos de cloro y del grupo amino desmetilado y la ruptura del anillo.

Con todo ello, el objetivo que se persigue en este trabajo es determinar el efecto directo que la aplicación continuada de alperujo, ejerce sobre la dinámica del herbicida terbutilazina en un suelo de olivar. Para ello, se ha seleccionado un suelo representativo de olivar de ambiente mediterráneo semiárido al que se le ha aplicado, durante 7 años alperujo a diferentes dosis como enmienda orgánica, examinándose la influencia que la adición continuada de alperujo ejerce en los parámetros de cinética y capacidad de adsorción-desorción, movilidad y persistencia del herbicida terbutilazina.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para el desarrollo de este trabajo se han tomado muestras de suelos (0-25 cm) procedentes de una experiencia desarrollada en un olivar en riego localizado en la localidad de Elvas (Portugal) con características semejantes a los suelos de olivar existentes en Extremadura (España). El diseño experimental se ha planteado en bloques al azar, con tres réplicas por tratamiento, incorporando alperujo durante siete años consecutivos en las siguientes dosis: 0, 30 y 60 Mg MS ha⁻¹ (T0, T1 y T2 respectivamente). La aplicación de alperujo se realiza en Abril. Las tomas de muestras de suelo se efectúan en Octubre.

El suelo sobre el que se realizó la experimentación se clasificó como *Luisol cutánico* (FAO 1999), siendo las características generales de la capa arable correspondiente a cada tratamiento las reflejadas en la Tabla 1.

La parcela experimental, a su vez, se encuentra dividida en diferentes subparcelas de 3 x 4 olivos, seleccionando como puntos de muestreo los dos árboles que quedan en el centro de la misma, previniendo de este modo el posible efecto borde o deriva que pudiera ocasionarse en dicho muestreo, evitando así probables contaminaciones entre subparcelas adyacentes.

El herbicida terbutilazina (2-tert-butilamino-4-cloro-6-etilamino-1,3,5-triazina) es un polvo incoloro, con una presión de vapor de 0,15 MPa (20 °C), peso molecular 229,72 y una solubilidad a 20 °C en agua de 8,5 mg L⁻¹ y en etanol a 20° C de 14 g L⁻¹. Posee alta hidrólisis a 20 °C en condiciones neutras y una densidad de 1,19 g cm⁻³ (20 °C). El compuesto utilizado en el laboratorio ha sido de alta pureza (> 99 %) y fue suministrado por los laboratorios *Riedel-de Haën* (Alemania).

El alperujo utilizado en este trabajo fue el procedente de una industria de almazara situada en Portugal (Alto Alentejo) y que utiliza el sistema de extracción de dos fases. Algunas de sus propiedades químicas se expresan en la Tabla 2. El residuo procedente de la almazarase secó al aire con el fin de obtener un mejor manejo. El alperujo utilizado en el laboratorio fue posteriormente molido y tamizado a un diámetro de luz de malla 1 mm.

Tabla 1. Propiedades generales de los suelos utilizados (Elvas, Portugal).

Propiedades	T0*	T1	T2
Arcilla (%)	19,7	19,7	19,7
Limo (%)	19,7	19,7	19,7
Arena (%)	60,6	60,6	60,6
Carbono orgánico total (g C kg ⁻¹)	11,1a** (± 0,12)	26,2b (± 0,16)	36,4c (± 0,17)
Carbono orgánico soluble (g C kg ⁻¹)	0,142a (± 0,01)	0,224b (± 0,02)	0,489c (± 0,01)
N total (g N kg ⁻¹)	1,53a (± 0,03)	2,77b (± 0,11)	3,33b (± 0,14)
C/N	7,3	9,5	10,9
N-NO ₃ (mg N kg ⁻¹)	6,8a (± 0,11)	16,8b (± 0,13)	21,2c (± 0,13)
Conductividad Eléctrica (dS m ⁻¹)	0,44a (± 0,01)	0,58a (± 0,01)	0,82a (± 0,02)
pH (H ₂ O)	8,00a (± 0,01)	7,80a (± 0,02)	7,51b (± 0,01)
P disponible (mg P kg ⁻¹)	14,0a (± 0,17)	37,6ab (± 0,21)	60,3b (± 0,31)
K disponible (mg K kg ⁻¹)	351a (± 6,0)	780b (± 14)	1404b (± 0,17)

*T0, T1 y T2: 0, 30 y 60 Mg ha⁻¹ de alperujo respectivamente

**En cada fila valores medios seguidos de la misma letra, o letras, no son significativamente diferentes al nivel de 5 % de probabilidad. Se indica entre paréntesis el error estándar.

Tabla 2. Propiedades químicas de la enmienda orgánica (alperujo).

Propiedades	Alperujo
pH (H ₂ O)	5,7 (± 0,1)
Materia orgánica (g kg ⁻¹)	920 (± 18)
C orgánico (g C Kg ⁻¹)	530 (± 14)
C/N	33,1
Nitrógeno total (g N kg ⁻¹)	16 (± 0,6)
Fósforo (g P kg ⁻¹)	2,8* (± 0,1)
Potasio (g K kg ⁻¹)	15* (± 1,0)
Capacidad Intercambio Catiónico (cmol kg ⁻¹)	27,2 (± 1,1)
Conductividad Eléctrica (dS m ⁻¹)	0,5 (± 0,04)
Polifenoles (g kg ⁻¹)	7,3 (± 0,9)
Lignina (g kg ⁻¹)	19,6 (± 0,7)
Hemicelulosa (g kg ⁻¹)	19,1 (± 0,4)
Celulosa (g kg ⁻¹)	22,8 (± 0,6)

*P y K total extraído mediante fusión con Na₂S₂O (error estándar entre paréntesis).

Las isotermas de adsorción del herbicida terbutilazina se obtuvieron por triplicado haciendo interaccionar 5 g de suelo homogeneizado y tamizado a 2 mm con 10 mL de una solución en CaCl_2 0,01 M a diferentes concentraciones iniciales (5, 10, 20, 40 y 50 μM) del herbicida. Esto se lleva a cabo por el sistema de tandas (*batch*) simultaneando muestras que comprenden análisis por triplicado por cada concentración inicial. Las muestras se agitaron a 20 ± 2 °C durante 24 h, centrifugándose y tomándose del sobrenadante una muestra alícuota que se filtró y analizó mediante cromatografía líquida de alta resolución (*HPLC*). Los resultados se ajustaron a la ecuación de Freundlich:

$$\text{Log } C_s = \text{Log } K_f + N_f \cdot \text{Log } C_e$$

donde C_s ($\mu\text{mol kg}^{-1}$) es la cantidad de terbutilazina adsorbida a la concentración de equilibrio C_e ($\mu\text{mol L}^{-1}$) y K_f y N_f son las constantes empíricas de Freundlich.

Las isotermas de desorción se obtuvieron a través de desorciones sucesivas a partir de algunos puntos de la isoterma de adsorción realizada inicialmente: 5, 20 y 50 μM de concentración inicial; para ello 5 mL del sobrenadante fueron sustituidos por 5 mL de CaCl_2 0,01 M. Las muestras se resuspendieron y se volvieron a agitar a 20 ± 2 °C durante 24 h, se centrifugaron en las mismas condiciones que la adsorción y se tomó una muestra de 5 mL del sobrenadante el cual se filtró y analizó por *HPLC* al igual que en la adsorción. Este proceso se repitió 3 veces determinando la cantidad de soluto en la suspensión de equilibrio y la cantidad de soluto adsorbido tras cada paso de desorción.

Los estudios de disipación se realizaron tomando muestras de 500 g de suelo (previamente tamizado a 2 mm de luz de malla) mientras que para activar la población microbiana presente en los suelos control y enmendados se sometieron los mismos a una humedad equivalente al 40 % de la capacidad de campo de cada suelo. Para incorporar esa humedad a los suelos seleccionados se procedió a realizar una solución del herbicida terbutilazina en etanol y agua destilada necesaria para alcanzar la humedad deseada. La dosis utilizada (2,3 kg ha^{-1} de materia activa) fue la equivalente a la dosis usualmente aplicada a campo. Se procedió a la toma de muestra a los 2, 5 y 8 días, y semanalmente durante las siete semanas siguientes, ajustando previamente la humedad del suelo a la capacidad de campo inicial.

Para el análisis 5 g de suelo fueron extraídos con 10 mL de metanol agitando durante 24 h, siendo la concentración de terbutilazina determinada en los extractos mediante *HPLC*. Para calcular la vida media se ajustaron los valores de terbutilazina medidos a lo largo del tiempo a la forma lineal de una cinética de primer orden.

El estudio de la movilidad del herbicida terbutilazina se realizó a través del ensayo de columnas empaquetadas a mano en el laboratorio utilizando columnas de metacrilato de 30 cm de longitud y 5 cm de diámetro. Previo a la aplicación del herbicida se saturaron las columnas con CaCl_2 0,01 M

para calcular el volumen de poro. El herbicida se incorporó a razón de 2,3 kg ha⁻¹, de materia activa. Diariamente, durante 45 días, se añadieron 50 mL de agua a las columnas y se recogieron los lixiviados que, posteriormente, fueron analizados por HPLC. Una vez terminado los experimentos de lixiviación las columnas de metacrilato fueron desmontadas y el suelo de cada anillo fue congelado hasta el momento de proceder a la extracción del herbicida residual del interior de la columna.

El análisis del herbicida se realizó utilizando la técnica de cromatografía líquida de alta resolución (HPLC: Waters 2695 Separations Module acoplado a un detector Waters 2696 diode-array). La fase estacionaria utilizada fue la columna Nova Pack C18 de Waters de 150 mm de longitud y 3,9 mm de diámetro interno. La temperatura del horno fue de 35° C y el volumen de inyección de 25 µL, con un flujo de 1 mL min⁻¹. La fase móvil empleada fue agua:acetonitrilo en una proporción de 50:50, utilizando una longitud de onda de 223 nm para la detección del herbicida. El límite de detección fue de 0,02 mg kg⁻¹ y el porcentaje de recuperación fue superior al 94 %.

Para el tratamiento estadístico de los datos se ha utilizado el programa informático SPSS 11.5 para Windows. Para cada prueba estadística se ha tenido en cuenta la prueba de significación previa correspondiente que dé validez a los resultados, considerando siempre un nivel de confianza del 95 % ($\alpha = 0,05$).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Adsorción-desorción

La adición de alperujo al suelo provocó un aumento de la adsorción de terbutilazina (Fig. 1) relacionado con la dosis de alperujo aplicada. Este hecho también se refleja en la Tabla 3 a través del aumento del valor de la constante de adsorción de Freundlich (K_f). Así, en el tratamiento T2 (doble dosis de alperujo) la capacidad de adsorción se duplica en relación al suelo control (T0). Estos resultados indican que la materia orgánica añadida con el alperujo aumenta la capacidad de adsorción del herbicida terbutilazina al suelo. Resultados similares han sido descritos previamente aunque con otras enmiendas y diferentes herbicidas. Así, Celis *et al.* (1998) concluyeron que la materia orgánica procedente de orujos extractados es un componente principal en la retención de herbicidas poco solubles como la simazina.

La materia orgánica del alperujo parece aportar sitios de adsorción para la terbutilazina y su adición contribuye a una mayor capacidad de retención del herbicida por parte del suelo. Por otra parte, la histéresis positiva existente entre las ramas de adsorción y de desorción de las isotermas (Fig. 1) es mayor en los suelos en los cuales se ha adicionado alperujo, siendo más irreversible mientras más histéresis exista, hecho que se demuestra con la

disminución del porcentaje de desorción obtenido (Tabla 3). Esto indica que la adición de alperujo no sólo aumenta la capacidad de adsorción del suelo para el herbicida terbutilazina sino también la fuerza de unión de los enlaces (Albarrán *et al.* 2004).

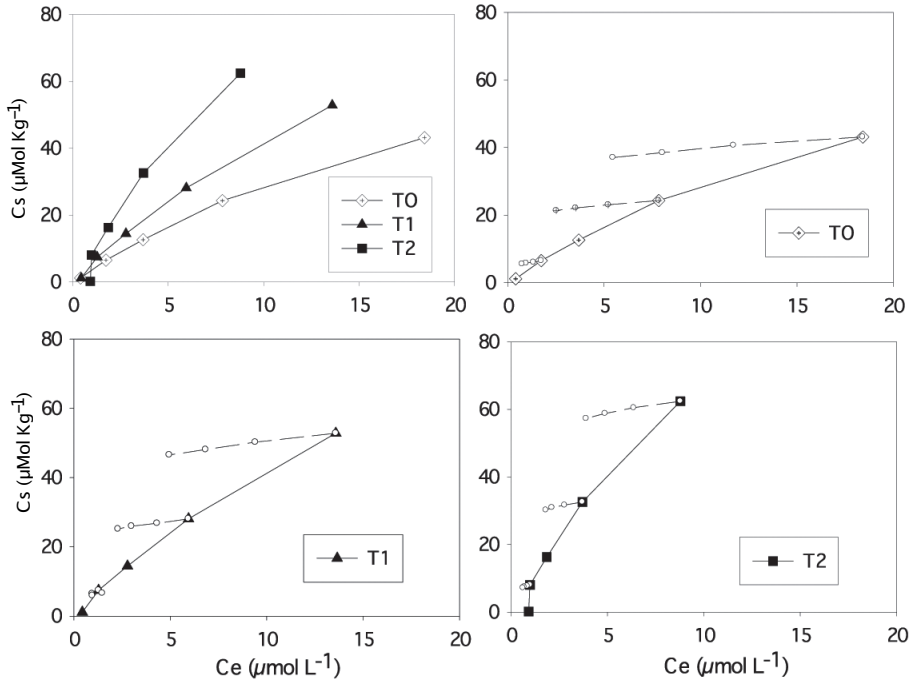


Figura 1. Isothermas de adsorción-desorción de terbutilazina por adición al alperujo.

La desorción a bajas concentraciones (5 µM) presentó poca representatividad debido a la elevada capacidad de adsorción que posee el herbicida terbutilazina. La reversibilidad a dicha concentración de desorción suele ser frecuente, ya que los lugares que se ocupan suelen ser de adsorción favorecida puesto que son moléculas que una vez adsorbidas pueden ser desplazadas posteriormente (Di-Toro y Horzempa, 1982). El mayor o menor grado de reversibilidad parece estar relacionado con el porcentaje de materia orgánica y arcilla de los suelos (Albarrán *et al.* 2003; Delgado-Moreno *et al.* 2008).

Otro aspecto a resaltar en las curvas de desorción son los tramos o separación entre dos puntos de desorción para cada una de las concentraciones. Así, a medida que transcurre la desorción los tramos son más cortos, hasta finalizar con el tercero donde corresponden tramos más pequeños (Fig. 1). Esta situación se acentúa a mayores dosis, lo que puede estar ocasionado por la disminución en la concentración de las moléculas adsorbidas débilmente y

aumentando las moléculas de terbutilazina con una mayor fuerza de atracción por las partículas del suelo.

Tabla 3. Coeficientes de adsorción de la ecuación de Freundlich y valores de vida media ($t_{1/2}$).

Suelo	N_f	R^2	K_f	% Desorción	$t_{1/2}$ (días)	R^2
T0*	0,80a** \pm 0,04	0,99	4,35a \pm (4,06-4,67)	28,3 \pm 1,1	6,7a \pm 0,2	0,93
T1	0,83a \pm 0,02	0,99	6,14b \pm (5,96-6,32)	23,8 \pm 1,0	9,5b \pm 0,7	0,90
T2	0,93a \pm 0,06	0,99	8,76c \pm (8,11-9,47)	16,4 \pm 0,5	15,8c \pm 0,3	0,89

Valores de N_f , K_f , % desorción y $t_{1/2}$ son medias \pm error estándar

*T0, T1 y T2: 0, 30 y 60 Mg MS ha⁻¹ de alperujo respectivamente

**En cada columna valores medios seguidos de la misma letra no son significativamente diferentes al nivel de 5% de probabilidad.

Disipación

La Fig. 2 muestra la evolución de la persistencia de terbutilazina en cada tratamiento. En ella se aprecian dos fases claramente definidas. Una primera, de disipación rápida desde el inicio hasta el día 15 aproximadamente, motivada probablemente por una rápida activación de los microorganismos y una posterior degradación del herbicida adsorbido con menor intensidad y con mayor accesibilidad para los mismos. A esta fase le sigue otra disipación más moderada, desde el día 15 hasta el final del experimento, donde además del menor nivel de terbutilazina presente como sustrato (se supone que los microorganismos degradarían el herbicida que está adsorbido en posiciones menos accesibles para ellos). Por último hay que destacar que en esta última fase la disipación del herbicida es más lenta en T2 respecto de los otros tratamientos. Este hecho podría ser atribuible a la mayor intensidad de adsorción de terbutilazina que presenta este suelo y que ejercería cierta protección frente a la potencial degradación microbiana.

Se pone de manifiesto el efecto que la dosis de enmienda empleada ejerce sobre la persistencia del herbicida. De este modo se observa que con la aplicación de la dosis más baja de enmienda (T1) se produce una disipación del herbicida más rápida que cuando se aplica la dosis más elevada de alperujo debido, probablemente, a la mayor capacidad de adsorción que presenta T2, que condicionaría una menor cantidad del herbicida disponible para los microorganismos.

En la Tabla 3 se indican los valores de vida media ($t_{1/2}$) del herbicida estudiado, aumentado ésta conforme incrementamos la dosis de alperujo aplicado al suelo. Comparados con otros herbicidas y otros suelos (enmendados y no enmendados) los valores de $t_{1/2}$ en los suelos de nuestro estudio son menores (Albarrán *et al.* 2004; Cabrera *et al.* 2008; Villaverde *et al.* 2008). Los valores de vida media registrados están directamente relacionados

con el contenido en materia orgánica aplicados en cada tratamiento, siendo el suelo que ha recibido el mayor contenido orgánico el que presenta una mayor persistencia del herbicida.

La importancia de estos resultados radica en que, a pesar de aumentar la adsorción de la terbutilazina, afectando de forma diferente a la reversibilidad del mismo, el alperujo incrementa la persistencia de la terbutilazina residual en el suelo. Este hecho puede resultar muy ventajoso a la hora de mantener la eficacia de su aplicación en el campo, aunque también puede suponer un mayor riesgo de contaminación de los recursos hídricos.

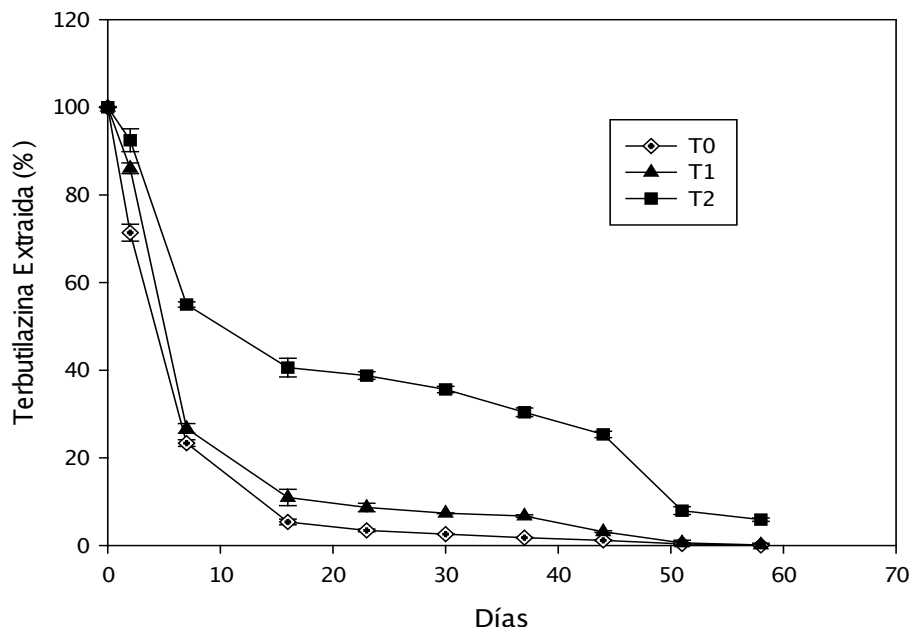


Figura 2. Persistencia de terbutilazina en los diferentes tratamientos en el suelo.

Lixiviación

Dado que el estudio de la movilidad se ha realizado en columnas de suelo empaquetadas manualmente el movimiento de la terbutilazina estará controlado fundamentalmente por las propiedades del herbicida, así como por las características y dosis de la enmienda orgánica. En la Tabla 4 se presentan los parámetros relacionados con la lixiviación para los diferentes suelos estudiados.

La aplicación de alperujo al suelo retrasa la lixiviación del herbicida a través del perfil del suelo, siendo mayor cuanto mayor sea la cantidad de residuo aplicado. Ciertos autores (Cox *et al.* 1997, 2001; Albarrán *et al.* 2004; Delgado-Moreno *et al.* 2008; López-Piñeiro *et al.* 2010) demuestran que la aplicación de residuos orgánicos aplicados al suelo retardan la lixiviación de herbicidas en el suelo.

En la Fig. 3 se representan las curvas de elución de cada suelo estudiado, observándose que los suelos enmendados además de tener un retraso en el inicio de la lixiviación presentan una menor concentración analizadas, siendo la forma de esta más achatada y ancha, lo cual indica mayor dispersión del soluto (herbicida). Todo ello está condicionado por el aporte de la materia orgánica asociadas a la aplicación del alperujo al suelo. Considerando el volumen de poro máximo (Tabla 4) se deduce que la adición de alperujo disminuyó la velocidad del agua en los poros.

Analizadas las curvas de lixiviación acumulada (Fig. 4) se observa que la cantidad total de terbutilazina lixiviada varía en función de la dosis de alperujo aplicada, siendo el orden de lixiviación total creciente: T2 < T0 < T1 (Tabla 4). El gran descenso de lixiviación del herbicida detectado en T2 (5,91 %) con respecto a T0 (18,33 %) y T1 (24,14 %) se atribuye al mayor valor de la capacidad de adsorción de terbutilazina que presenta T2. Igualmente, se debe considerar que la población microbiana (asociada a la presencia de un mayor contenido en materia orgánica) debe ser mayor en T2 y, en consecuencia, la capacidad degradativa del herbicida también debe ser mayor, impidiendo que una mayor cantidad del mismo este disponible para ser lixiviado. El comportamiento de T1 con respecto a T0 puede estar relacionado con la mayor cantidad de carbono orgánico soluble presente en este suelo (Tabla 1) permitiendo, de este modo, la asociación de la terbutilazina a la materia orgánica de fácil reversibilidad y provocando, finalmente, una mayor lixiviación. Así, Fernández *et al.* 2003 obtuvieron un incremento de la lixiviación de plaguicidas en suelos lavados con materia orgánica soluble procedente de alperujo. Este hecho no ocurrió con el suelo T2 aún teniendo mayor contenido en C; gran parte de la materia orgánica soluble queda atrapada en los poros impidiendo la lixiviación del herbicida que lleva asociado.

Tabla 4. Volúmenes de poro para el inicio de la lixiviación, para el máximo de concentración, cantidad de terbutilazina lixiviada y extraída en columnas.

Suelo	Volumen de poro		Total lixiviación (%)	Extracción anillos (%)	Lixiviación + Extracción (%)
	Inicial	Máximo			
T0*	3,49**± 0,1	6,03 ± 0,1	18,3b± 2,7	2,38a± 0,1	20,7 ± 2,7
T1	4,04 ± 0,1	9,01 ± 0,1	24,1c ± 3,1	4,67a± 0,2	28,8 ± 3,4
T2	6,70 ± 0,3	14,92 ± 0,6	5,91a ± 0,9	5,63b ± 0,3	11,5 ± 1,3

Valores son presentados como media ± error estándar

*T0, T1 y T2: 0, 30 y 60 Mg MS ha⁻¹ de alperujo respectivamente

**En cada columna valores medios seguidos de la misma letra no son significativamente diferentes al nivel de 5 % de probabilidad.

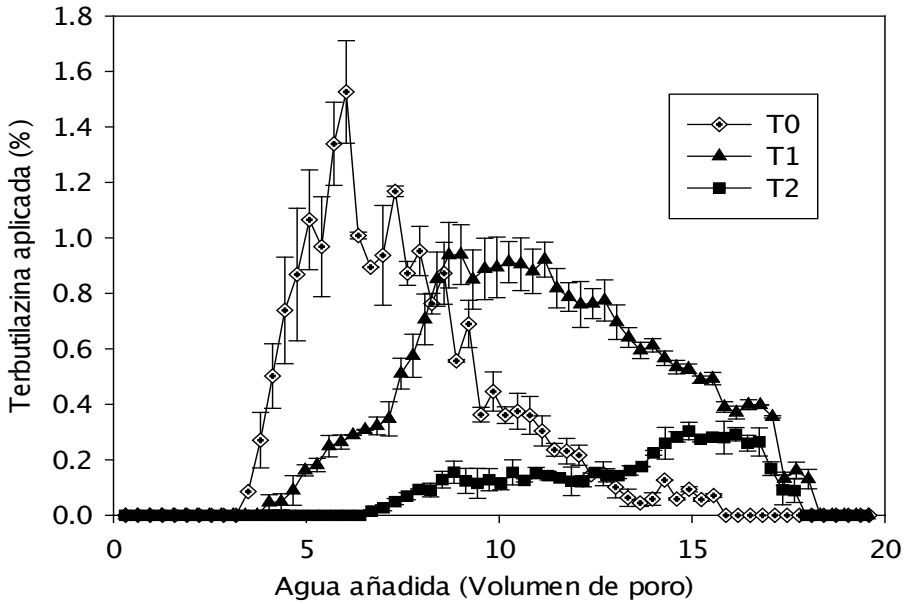


Figura 3. Curvas de elución relativa de terbutilazina en los suelos estudiados.

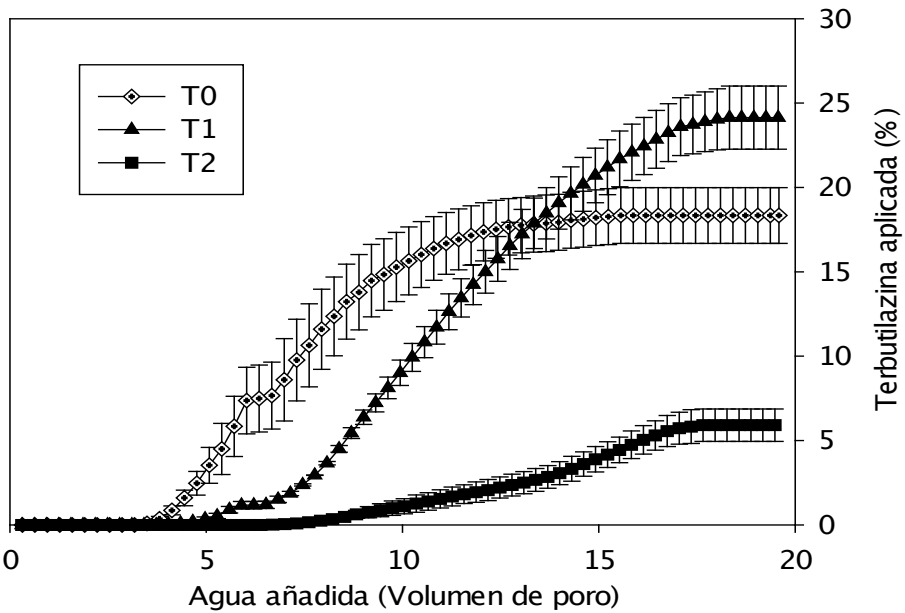


Figura 4. Curvas de elución acumulada de terbutilazina en los suelos estudiados.

Una vez concluido el experimento de lixiviación se han tomado muestras a cuatro profundidades del interior de las columnas con el objeto de observar la cantidad de herbicida adsorbido reversiblemente y que no ha lixiviado. En la Fig. 5 se muestra la cantidad de terbutilazina existente a diferentes profundidades de las columnas, así como el total de herbicida encontrado en relación al aplicado.

En el suelo que no incorpora enmienda alguna (T0), se observa un movimiento vertical descendente en el interior de la columna hasta alcanzar un porcentaje inferior al 3 % del total del herbicida aplicado. Las concentraciones más altas de terbutilazina se registran en los anillos más profundos, desapareciendo prácticamente en su totalidad el herbicida de los primeros 5 cm de profundidad. Estos resultados ponen de manifiesto la facilidad con que se mueve este herbicida, gracias a la escasa adsorción y la posible irreversibilidad de la misma cuando no se incorpora alperujo como enmienda orgánica. En el suelo T1, la concentración de herbicida en el interior de la columna (4,67 %) es ligeramente superior que en T0, observándose que el herbicida se localiza en todo el interior de la columna aunque se distribuye con mayor concentración en los horizontes inferiores. Por último, en el suelo T2 se observa una cantidad de terbutilazina no lixiviada (5,63 %) superior a la de los otros tratamientos, lo cual coincide con la mayor capacidad de adsorción del herbicida y menor lixiviación que muestra el tratamiento que incorpora la dosis más elevada de alperujo.

CONCLUSIONES

La incorporación de alperujo al suelo tiene una gran influencia en la adsorción de terbutilazina, existiendo una relación directa entre los valores de la capacidad de adsorción y la cantidad de C orgánico total presente en el suelo. Del mismo modo ocurre con la degradación y la lixiviación del herbicida terbutilazina en los suelos enmendados; así, al aumentar el aporte de alperujo al suelo disminuye la lixiviación en el suelo donde se aplican 60 Mg MS ha⁻¹; ello conlleva un aumento de la persistencia del plagicida. Parece importante, por tanto, tener en cuenta estos efectos a la hora de fijar las dosis de estos residuos al ser utilizados como enmiendas orgánicas, así como las de los plaguicidas que se coapliquen con ella en suelos agrícolas.

Agradecimientos:

Este trabajo ha sido financiado por los proyectos AGL2004-0518-C02-02 del Ministerio de Ciencias y Tecnología y AGL2007-655771-C02-02 del Ministerio de Educación y Ciencia. Se agradece a la Junta de Extremadura la concesión de una beca FPI.

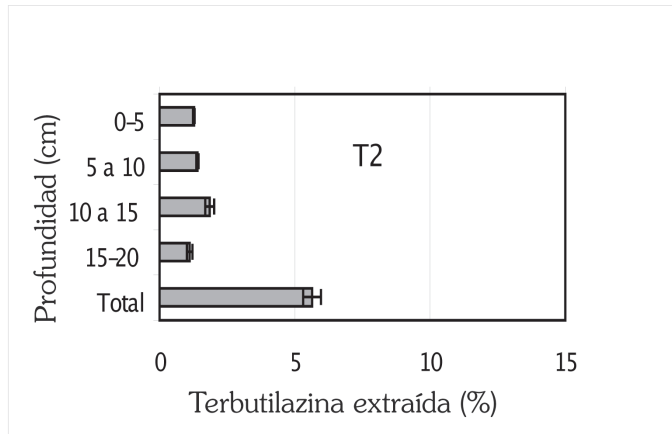
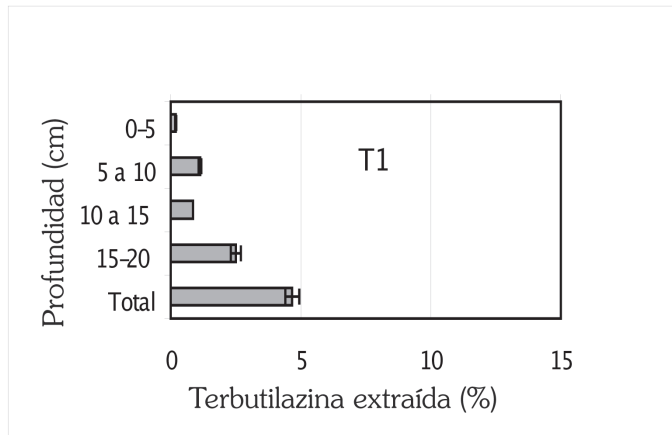
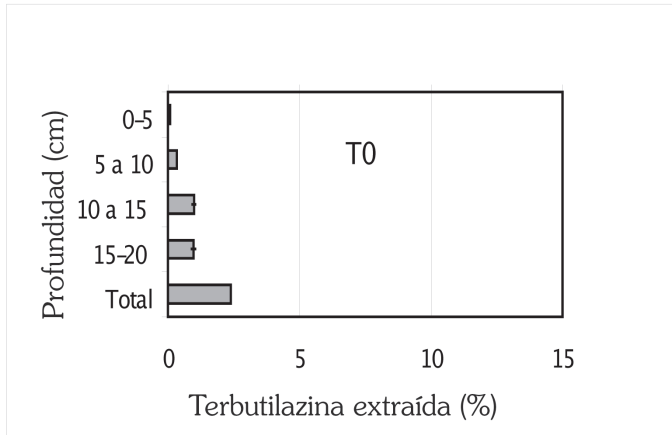


Figura 5. Distribución de terbutilazina del interior de la columna de lixiviación en T0, T1 y T2.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- A.A.O. Agencia para el Aceite de Oliva. 2010. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Marino. <www.marm.es>.
- Abu-Zreig M. y M. Al-Widyan. 2002. Influence of olive mills solid waste on soil hydraulic properties. *Soil Sci. and plant Analysis*. 33: 505-517.
- Albadalejo J., V. Castillo y E. Díaz. 2000. Soil loss and runoff on semiarid land as amended with urban solid refuse. *Land. Degrad. Dev*. 11: 363-373.
- Albarrán A., R. Celis, M.C. Hermosín, A. López-Piñero, J.J. Ortega-Calvo y J. Cornejo. 2003. Effect of solid olive-mill waste addition to soil on sorption, degradation and leaching of the herbicide simazine. *Soil Use Manag*. 19: 150-156.
- Albarrán A., R. Celis, M.C. Hermosín, A. López-Piñero y J. Cornejo. 2004. Behaviour of simazine in soil amended with the final residue of the olive-oil extraction process. *Chemosphere* 54: 717-724.
- Alburquerque J.A., J. González, J. García y J. Cegarra. 2004. Agrochemical characterisation of "alperujo" a solid by-product of the two-phase centrifugation method for olive oil extraction. *Bioresource Technol*. 91: 195-200.
- Barriuso E., R. Calvet y S. Houot. 1996. Field study of the effect of sewage sludge application on atrazine behaviour in soil. *Int. J. Environ. Anal. Chem*. 59, 107-121
- Brunetti G., C. Plaza y N. Senesi. 2005. Olive pomace amendment in Mediterranean conditions: Effect on soil and humic acid properties and wheat (*Triticum turgidum* L.) yield. *J. Agr. Food. Chem*. 53: 6730-6736.
- Cabrera A., L. Cox, C. William, W.C. Koskinen y M.J. Sadowsky. 2008. Availability of triazine herbicides in aged soils amended with olive oil mill waste. *J. Agric. Food Chem*. 56: 4112-4119.
- Celis R., E. Barriuso y S. Houot. 1998. Sorption and desorption of atrazine by sludge-amended soil: dissolved organic matter effects. *J. Environ. Qual*. 27: 1348-1356.
- Celis R., M.C. Hermosín, J. Cornejo y W. Koskinen. 1997. Sorption-desorption of atrazine and simazine by model soil colloidal components. *Soil Sci. Soc. Am. J*. 61: 436-443.
- Chèvre N., P. Edder, D. Ortelli, E. Tatti, S. Erkman y F. Rapin. 2008. Risk assessment of herbicide mixtures in a large European lake. *Environ Toxicol*. 23: 269-277.
- Cox L., R. Celis, M.C. Hermosín, A. Becker y J. Cornejo. 1997. Porosity and herbicide leaching in soils amended with olive-mill wastewater. *Agric. Ecosyst. Environ*. 65: 151-161.
- Cox L., R. Celis, M.C. Hermosín y J. Cornejo. 1999. Porosity and surface fractal dimension of soils as affecting sorption, degradation and mobility of three polar herbicides. *Eur. J. Soil Sci*. 50: 249-255.
- Cox L., R. Celis, M.C. Hermosín, A. Zsolnay y J. Cornejo. 2000. Effect of organic amendments on herbicide sorption as related to the nature of dissolved organic matter. *Int. J. Environ. Sci. Tech*. 34: 4600-4605.

- Cox L., A., Cecchi, R. Celis, M.C. Hermosín, W.C. Koskinen y J. Cornejo. 2001. Effect of exogenous carbon on movement of simazine and 2,4-D in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65: 1688-1695.
- Crohn D.M. 1996. Planning biosolids land application rates for agricultural systems. *J. Environ. Eng.* 122: 1058-1066.
- Delgado-Moreno L. y A. Peña. 2008. Sorption/desorption behaviour of sulfonylurea herbicides as affected by the addition of fresh and composted olive cake to soil. *Weed Res.* 48: 461-469.
- Di-Toro D.M. y L.M. Horzempa. 1982. Reversible and resistant components of PBC adsorption-desorption isotherms. *Int. J. Environ. Sci. Tech.* 16: 594-602.
- European Community Communities. 1980. *Directive of 15 July 1980 relating to the quality of water intended for human consumption.* Official Journal of the European Communities, 80/778/EEC L 229/11-29, European Union's publisher, Luxembourg. Pp. 53-60.
- European Community Communities. 1991. *Directive of 12 December 1991 relating to the the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources.* Official Journal of the European Communities, 91/676/EEC L 375, European Union's publisher, Luxembourg. Pp. 70-83.
- European Community Council. 2000. *Directive concerning the quality of water intended for human consumption (2000).* Official Journal of the European Communities, 2000/60 EEC L330, European Union's publisher, Luxembourg. Pp. 67-72.
- F.A.O. 1999. *Base referencial mundial del recurso suelo.* F.A.O. Roma.
- Fernández M. C., L. Cox, M.C. Hermosín y J. Cornejo. 2003. Adsorption-desorption of metalaxyl as affecting dissipation and leaching in soils: role of mineral and organic components. *Pest. Manag. Sci.* 59: 545-552.
- García C. 2003. Recuperación de suelos degradados en ambientes semiáridos mediante la adición de enmendantes orgánicos de nueva generación. *I Simp. Nac. Control Erosión y Degradación de Suelos. Perspectivas de la Degradación de Suelos.* Julio. Madrid. Pp. 55-62.
- González-Pradas E., M. Fernández-Pérez, M. Villafranca-Sánchez, F. Martín-López y F. Flores-Céspedes. 1999. Use of bentonite and humic acid as modifying agents in alginate-based controlled-release formulations of imidacloprid. *Pestic. Sci.* 55: 546-552.
- Grupo Publispain. 2008. *Producción de aceite de oliva.* <www.aceiteoliva.com/informacion>.
- Liñán C. 2009. *Vademecum de productos fitosanitarios y nutricionales.* C. Liñán, Madrid.
- López Piñero, A., C. Da Silva, M.A. Rozas Espadas y J. M. Rato. 2001. Efecto de la aplicación de residuos de almazara en el estado nutricional de un olivar en regadío. *XV Congreso Latino-Americano y V cubano de la Ciencia del Suelo.* Varadero, Cuba. Pp. 64-72.
- López Piñero A., C. Da Silva, J.M. Nunes, M.A. Rozas y A. García Navarro. 2002. Effects of the solid mills waste application on soil properties of irrigated olive grove. *Man and soil at the third millennium.* Londres. Pp. 1117-1122.

- López Piñeiro A., C. Barreto, J.M. Rato, A. Albarrán y A. García. 2003. Efecto de la aplicación directa de alperujo en la prevención de la lixiviación de nutrientes en suelos agrícolas de ambiente mediterráneo. Control de la erosión y degradación suelo. Madrid. Pp. 339-342.
- López-Piñeiro A., J. Fernández, J. M. Rato Nunes y A. García. 2006. Response of soil and wheat crop to the application of two-phase olive mill waste to Mediterranean agricultural soils. *Soil Sci.* 171: 728-736.
- López-Piñeiro A., J. Fernández, A. Albarrán, J.M. Rato Nunes y C. Barreto. 2008. Effects of de-oiled two-phase olive mill waste on Mediterranean agricultural soils and the wheat crop. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72: 424-430.
- López-Piñeiro A., D. Cabrera, A. Albarrán y D. Peña. 2010. Cumulative and residual effects of de-oiled two-phase olive mill waste application to soil on diuron sorption, leaching, degradation, and persistence. *Chemosphere.* 78: 139-146.
- Madejón E., P. Burgos, R. López R y F. Cabrera. 2003. Agricultural use of three organic residues: effect on orange production on properties of a soil of the Comarca Costa de Huelva (SW Spain). *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 65: 281-288.
- Montemurro F., G. Convertini y D. Ferri. 2004. Mill wastewater and olive pomace compost as amendments for rye-grass. *Agronomie* 24: 481-486
- Morillo E., C. Maqueda, R. Reinoso y T. Undabeytia. 2002. Effect of two organic amendments on norflurazon retention and release by soils of different characteristics. *Environ. Sci. Technol.* 36: 4319-4325.
- Piotrowska A. G., M.A. Iamarino y L. Gianfreda. 2006. Short-term effects of olive mill waste water (OMW) on chemical and biochemical properties of a semiarid Mediterranean soil. *Soil Biol. Biochem.* 38: 600-610.
- Sociás-Viciano M.M., M. Fernández-Pérez, M. Villafranca-Sánchez, E. González-Pradas y F. Flores-Céspedes 1999. Sorption and Leaching of Atrazine and MCPA in Natural and Peat-Amended Calcareous Soils from Spain. *J. Agr. Food Chem.* 47: 1236-1241.
- Villaverde J., M. Kah y C.D. Brown. 2008. Adsorption and degradation of four acidic herbicides in soils from southern Spain. *Pest. Manag. Sci.* 64: 703-710
- Yang Y., Z. He, P.J. Stoffella, X. Yang, D.A. Graetz y D. Morris. 2008. Leaching behavior of phosphorus in sandy soils amended with organic material. *Soil Sci.* 173: 257-266.

EVALUACION DEL USO AGRÍCOLA DE LODOS DE PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS SERVIDAS DE LA CIUDAD DE SANTIAGO DE CHILE

**Sergio González Martineaux, Rafael Ruiz Schneider
y Francisco Tapia Flores**

Investigadores INIA-La Platina. Avenida Santa Rosa 11.610, Comuna de La Pintana, Región Metropolitana de Santiago 8831314 (Chile). <sgonzale@inia.cl>, <rruiz@inia.cl> y <ftapia@inia.cl>.

Resumen: Hace 10 años la empresa Aguas Andinas S.A. (Chile) inició el plan de saneamiento de las aguas servidas de la Región Metropolitana de Santiago que ha traído, como consecuencia (junto a efectos ambientales benéficos) una abundante generación de lodos cloacales (actualmente unas 200 Mg día^{-1}), lo que impone el desafío de encontrar una estrategia sostenible para su disposición. El I.N.I.A. de Chile (Centro Regional La Platina) desarrolló entre 2001 y 2004 un proyecto para evaluar el uso de lodos como fertilizantes. Los experimentos de campo se llevaron a cabo en *Molisoles* de la Región Metropolitana. Se trata de suelos de pH alcalino con Ca como catión dominante. Los experimentos consideraron especies anuales (trigo, avena, tomates, judías, maíz) y frutales (durazneros y uva de mesa) y consistieron en la evaluación comparativa del efecto de los lodos y fertilizantes sintéticos en el rendimiento, atributos de calidad, translocación de metales a las estructuras vegetales y acumulación en el suelo. Los tratamientos fueron testigo (sin adición de N), 100 % de los requerimientos de N con urea (100F), 100 % de este requerimiento con lodo (100 L) y 100 % de los requerimientos de N en partes iguales con urea y lodo (50F-50L). Los resultados indicaron que en caso de los cultivos anuales se verificó un efecto positivo de los lodos respecto al testigo, el cual se hizo más evidente a partir del segundo año, llegándose a igualar con el tratamiento 100F al tercer año. En el caso de los frutales los efectos positivos se midieron ya al primer año de evaluación igualándose a los fertilizantes minerales en términos de producción, índices nutricionales y calidad de fruta. En el suelo se determinaron incrementos de Zn y Cu, los dos metales más abundantes en los lodos. En ninguna especie estudiada se evidenció traspaso de metales desde los lodos a las estructuras vegetales.

Palabras clave: Elementos metálicos, translocación, nutrientes, densidad aparente edáfica.

Agricultural use assessment of sewage sludge produced by the treatment plants of Santiago de Chile City

Abstract: Ten years ago, Aguas Andinas S.A. (Chile) started the plan to clean the sewage waters produced in the Santiago Metropolitan Region. Along with a number of beneficial effects, the plan has meant a large sewage sludge production (today, around 200 Mg day⁻¹), which has imposed the challenge of finding a sustainable disposition strategy. Between 2001 and 2004 the INIA of Chile (Centro Regional La Platina) developed a project with the aim to assess the use of sewage sludge as fertilizer. Field experiments were carried out in Mollisols, lightly alkaline soils with Ca as dominant exchangeable cation. The experiments included annual (wheat, oats, tomatoes, beans, corn) and fruit species (peach, table grape) with the goal of getting a comparative assessment of sewage sludge and synthetic fertilizers in terms of yield, product quality, metal translocation to vegetal structures, and soil accumulation. The treatments applied were blank (no N addition), 100 % of N requirement as urea, 100% of N requirement as sewage sludge (100L), and 100 % of N requirements as urea (50 %) and sewage sludge (50 %) (50F-50L). The results obtained from the annual species indicated that the presence of sewage sludge had a positive effect on the plant growth and yield, getting equivalent results to the treatment 100F at the end of the third experimental season. As far as fruit species are concerned, the positive effects from sewage sludge were measured at the end of the first experimental season, being equal to the synthetic fertilizers in terms of yield, nutritional indexes and fruit quality. Only increments of total Zn and Cu, the most abundant metals in sewage sludge, were measured in the soils. No evidence on metal translocation from sewage sludge to vegetal aerial structures was collected.

Key words: Metallic elements, translocation, nutrients, soil bulu density.

INTRODUCCIÓN

A inicios del presente Siglo la empresa Aguas Andinas S.A. (empresa chilena controlada por Aguas de Barcelona [AGBAR], empresa española) inició el plan de saneamiento de las aguas servidas de la Región Metropolitana de Santiago de Chile. El desafío fue mayor toda vez que esta región concentra el 40 % de la población nacional estimada en unos 17 millones de personas (INE-CEPAL 2010). La región cuenta hoy con una amplia red de plantas de tratamiento, en la que destacan las dos megaplantas que sirven a la ciudad de Santiago: El Trebal y La Farfana.

El tratamiento de las aguas servidas ha traído, como consecuencia, una abundante generación de lodos cloacales (actualmente unas 200 Mg día⁻¹), lo que impone el desafío de encontrar una estrategia sostenible para su disposición. Por las condiciones ambientales y culturales dominantes en la región la

opción de sitios de disposición confinada de estos residuos no es válida, por lo que transformar los lodos en un nuevo insumo agrícola aparece como la única opción de disposición sostenible. Los lodos aportarían materia orgánica y nutrientes a los suelos y se concretaría la premisa básica del desarrollo sostenible y de la producción limpia, en cuanto a que un residuo pase a ser materia prima ó insumo. Además, parece ser la opción de disposición de menor costo (Andersen 2001).

Sin embargo, un uso permanente de lodos (como insumo agrícola) no puede permitirse libremente debido a la concurrencia de algunos factores de riesgo como, por ejemplo, el aporte de elementos metálicos potencialmente tóxicos. En Chile este uso está regulado por el Decreto Supremo N° 4 del MINSEGPRES (Ministerio de la Presidencia), que norma sobre los lugares aptos para recibir aplicaciones de lodos y los umbrales máximos de elementos traza (As, Cd, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) tanto en lodos como en suelos receptores.

En la búsqueda de información conducente a alcanzar un uso agrícola sostenible de los lodos el INIA-La Platina ejecutó el proyecto “Valorización de lodos como fertilizantes” entre los años 2001 y 2004 (cubriendo tres temporadas agrícolas), contando con el financiamiento de Aguas Andinas S.A. En gran medida el Proyecto estuvo orientado a evaluar el impacto de la carga metálica de los lodos en los suelos y en las plantas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Muestreo y caracterización de los lodos. Dado que el 2001 sólo se contaba con una pequeña planta de tratamiento (Planta CEXAS en la Ciudad de Melipilla) se empleó este lodo durante la primera temporada del Proyecto; para las temporadas siguientes, se usó lodo de la planta El Trebal (que entró en funcionamiento a finales del 2001). La caracterización de los lodos se hizo en muestras tomadas en las canchas de secado de las plantas.

Ensayos de campo con especies anuales. El ensayo se estableció en predio de la localidad de Chada (Comuna de Paine, UTM: 33°54'15,4 Sur y 70°39'57,1” Oeste), sobre suelo de la Serie Chada (*Fine loamy, mixed, thermic, ultic Haploxeroll*, según la Taxonomía de Suelos); suelo de origen aluvio-columial con alto contenido de arcillas, de permeabilidad lenta y un substrato compacto a partir de los -50 cm de profundidad, que impide drásticamente la penetración de raíces y el movimiento del agua.

En las primeras dos temporadas, las especies vegetales incluidas fueron trigo (*Triticum durum*), tomate (*Lycopersicum esculentum*), judías (*Phaseolus vulgaris*), avena (*Avena sativa*) y maíz (*Zea mays*); en la última temporada, solo se incluyó avena y maíz. Cada parcela tuvo una superficie de 50 m², en un diseño experimental de bloques al azar con tres repeticiones.

Los tratamientos aplicados fueron:

- testigo, sin adición de nutrientes,
- 100 % de los requerimientos de N a base de urea (100F),
- 100 % de los requerimientos de N a base de lodo (100L), y
- 50 % de los requerimientos de N a base de urea y 50 % restante, a base de lodo (50F-50L).

Las dosis de N (en kg N ha⁻¹), definidas como 100 % de los requerimientos, fueron 300 para maíz, 250 para tomate, 175 para trigo y avena y 50 para judías. Cada parcela recibió una fertilización de P fluctuante entre 30 y 50 kg P ha⁻¹.

Las evaluaciones aplicadas por temporada se orientaron tanto a determinar el contenido de metales en suelos y órganos vegetales, como también el rendimiento vegetal. Para ello se tomaron muestras de suelos (0-20 cm; 20-40 cm de profundidad) por parcela al inicio (antes y después de la aplicación de los tratamientos) y al término de cada temporada, momento en el que también se tomaron muestras de plantas, tras las correspondientes mediciones para determinar rendimiento.

Ensayos de campo: con especies frutales. Se establecieron dos ensayos; uno con durazneros (*Prunus persica*) en un predio de la Comuna de Buin (UTM: 33°44'34.04" Sur y 70°47'10.69" Oeste), sobre suelo de la serie Maipo (Fine silty, mixed, thermic, typic haploxeroll, según la Taxonomía de Suelos), y otro con uva de mesa (*Vitis vinifera*), en otro predio de la misma comuna (UTM: 33°42'41,14" Sur y 70°40'59,8" Oeste), sobre suelo de la serie Los Morros (Coarse loamy, mixed, thermic, typic haploxeralf, según la Taxonomía de Suelos). La Serie Maipo agrupa suelos aluviales, profundos, francos a francolimosos, de buen drenaje externo e interno y descansando a -2,0 m sobre un substrato de gravas y piedras en matriz arenosa; la serie Los Morros agrupa suelos fluvio-glaciales en posición de terraza remanente media, con subsuelo de permeabilidad lenta pero sin indicios de mal drenaje.

Se aplicaron los mismos tratamientos descritos para el ensayo con especies anuales; para durazneros el 100 % de N corresponde a 150 kg N ha⁻¹ y en uva de mesa a 100 kg ha⁻¹. Se consideró como parcela una hilera de 5 plantas, dentro de un diseño experimental de bloques al azar, con cuatro repeticiones. Los tratamientos fueron aplicados durante el invierno. En el primer año la aplicación se hizo al fondo de un surco de -30 cm de profundidad, abierto a ambos lados de la hilera y en un tramo de 1,5 m frente a las plantas; el segundo año el surco fue abierto al centro de la entrehilera; y el tercer año (con el fin de proteger el nuevo enraizamiento) se abrieron hoyos de -60 cm de profundidad en la sobrehilera entre las plantas.

Las evaluaciones aplicadas fueron similares a las descritas para el ensayo con especies anuales, agregando algunas determinaciones importantes para la producción frutal (tales como peso de poda y otras). Las propiedades físicas

de los suelos fueron evaluadas al término de cada temporada y un día después del último riego, para lo cual se abrieron calicatas perpendiculares al área de aplicación y se efectuaron las determinaciones en base a muestreos *in situ*.

Determinaciones analíticas. Todas las muestras tomadas en los ensayos fueron analizadas en los laboratorios de Análisis Ambientales y Diagnóstico Nutricional (INIA-La Platina). Los elementos metálicos fueron determinados con las técnicas *EPA-3050B* y *EPA-7441A* (esta última para Hg). Para las determinaciones agronómicas en suelos, lodos y aguas se siguieron las técnicas descritas por Sadzawka *et al.* (2004, 2005, 2006, 2007). La determinación de clorofila en las hojas se hizo en el campo con un medidor de clorofila *Minolta SPAD-502*. Debido al alto número de muestras generadas (imposibles de analizar todas individualmente) el procesamiento analítico se hizo en muestras compuestas por tratamiento, especie, ensayo y temporada.

El Proyecto consideró, además, otras actividades experimentales como extinción de microorganismos patógenos, absorción de elementos traza por plantas en macetas, germinación de semillas, emergencia de plantones y lixiviación de nitrato, que no fueron incluidos en este trabajo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización de los lodos

Los datos de la **Tabla 1** indican que los lodos son una buena fuente de materia orgánica y de macro y micronutrientes. Respecto de los nutrientes cabe señalar: (a) que no se encuentran en formas inmediatamente disponibles para las plantas; y (b) que el aporte nutricional no está balanceado según las necesidades vegetales, por lo que una aplicación de lodos dosificada por N significará un aporte excesivo de otros nutrientes.

Por otra parte, la **Tabla 2** indica que, efectivamente, la carga de elementos metálicos y el aporte de sales disueltas son factores de restricción que no pueden dejar de ser considerados en una evaluación agronómica, puesto que a largo plazo podría llegar a restringir la producción agrícola.

Si bien la presencia de algunos metales en los lodos proviene mayormente de los residuos líquidos industriales (As, Cd, Hg, Mo y Ni), otros están más vinculados al lavado de calles (Pb, Zn) ó a la corrosión de los ductos de conducción de agua potable (Cu). Aunque algunos son micronutrientes vegetales, todos pueden llegar a producir efectos fitotóxicos o acumularse en órganos de las plantas en función de sus concentraciones en formas biológicamente activas. Dado que se trata de elementos litogénicos el tema central en la evaluación agronómica de los lodos es dimensionar el aumento progresivo de los contenidos metálicos en el suelo tras aplicaciones sucesivas de lodos (*build-up*) y el tiempo requerido para detonar efectos fitotóxicos o exceder umbrales normados.

Ensayos de campo: Especies anuales

Efectos sobre contenidos metálicos del suelo. Después de tres aplicaciones consecutivas de lodos (**Tabla 3**) se comprobó que sólo para el Zn y Cu hubo evidencias de incremento neto de sus contenidos totales en el suelo, por efecto de la aplicación de lodo. Expresando los contenidos metálicos en mg kg^{-1} se puede observar que en las parcelas con maíz (donde se aplicó hasta $40,2 \text{ Mg ha}^{-1}$ de lodo) el contenido total de Cu pasó de 56 (testigo) a 70 mg Cu kg^{-1} (100L); similar situación se dio con el Zn que de 74 (testigo) llegó a $101 \text{ mg Zn kg}^{-1}$ (100L). Considerando que en Chile los contenidos máximos tolerables de Cu y Zn en suelos (para el uso de lodos) son 100 y 120 mg kg^{-1} (en suelos con $\text{pH} < 6,5$), respectivamente, y 150 y 175 mg kg^{-1} (en suelos $\text{pH} > 6,5$), respectivamente, el incremento medido indica que el umbral de saturación se alcanzaría en períodos de 5 a 20 años si las aplicaciones fueron anuales y consecutivas. Para la Región Metropolitana se debe prestar especial atención a los máximos asociados a suelos de $\text{pH} > 6,5$ (que son los dominantes en las zonas bajo riego).

Tabla 3. Contenidos totales de elementos metálicos en el suelo Chada tras 3 años consecutivos de aplicación de lodos.

Tratamiento	Lodo aplicado en 3 temporadas Mg ha^{-1}	Elementos metálicos (mg kg^{-1})						
		As	Cd	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
		Avena						
Testigo	Sin	10	<0,25	61	<0,05	10	7,1	75
100F ^A	Sin	11	<0,25	61	<0,05	10	7,5	83
50F-50L	7	11	<0,25	63	0,06	9,3	6,3	88
100L	14	10	<0,25	63	0,06	10	6,4	87
		Maíz						
Testigo	sin	13	<0,25	57	<0,05	8	7,5	74
100F ^A	sin	14	<0,25	56	<0,05	9	7,2	74
50F-50L	20,1	11	<0,25	67	0,16	10	8,4	97
100L	40,2	11	<0,25	70	0,24	10	7,4	101
Contenidos máximos tolerables ^A , en suelos $\text{pH} < 6,5$		1,25	1,25	100	1	50	50	120
Contenidos máximos tolerables, en suelos $\text{pH} > 6,5$		20	2,0	150	1,5	112	75	175

^A Según Decreto Supremo 4 del MINSEGPRES (2009).

Efectos sobre las plantas: Rendimiento. Los rendimientos alcanzados por las especies evaluadas (promedios por tratamiento y temporada) se presentan en la **Tabla 4**. Se puede señalar que en el trigo no se observaron diferencias entre tratamientos en la temporada 2001/02 posiblemente por una alta remanencia de nutrientes aplicados el año anterior. Sin embargo, en la segunda temporada, aunque hubo un brusco descenso de los rendimientos por déficit de lluvia invernal, los tratamientos que incluyeron nutrientes superaron al testigo, destacando el comportamiento del tratamiento 50F-50L.

En el cultivo de judía (especie leguminosa) no se observaron diferencias entre tratamientos. En tomate y avena se observó un efecto similar al trigo, pues todos los tratamientos que incluyeron nutrientes superaron al testigo. En estas especies el tratamiento 50F-50L alcanzó, en el segundo año, rendimientos similares al tratamiento 100F, lo que ratifica el hecho que, a largo plazo, una mezcla de lodos con fertilizantes minerales parece ser la mejor condición, pues permite disponer de una fuente de entrega rápida de nutrientes y, además, mejorar el nivel de N residual en el suelo.

El maíz fue incluido en las tres temporadas experimentales lo que permitió hacer un análisis más exhaustivo. La **Tabla 5** señala que en la primera temporada el tratamiento 50F-50L se ubicó en un nivel de productividad de 80 %, superando al testigo en un 50 %; se podría estimar entonces que el incremento (respecto del testigo) se debió a la fracción mineral de la mezcla. Los resultados evidenciaron que en la primera temporada el lodo prácticamente no aportó nada los rendimientos y, por tanto, el N y P contenidos se mantuvieron en la fracción orgánica del sustrato. En la segunda temporada el rendimiento del tratamiento 50F-50L llegó a 90 %, es decir, 10 % superior al de la temporada anterior (efecto que se debería al lodo). Esto permite concluir que en la segunda temporada el lodo liberó un 50 % del N, lo que queda ratificado con los resultados del tratamiento 100L, que incrementa el rendimiento vegetal de 60 a 80 % indicando un aporte similar al tratamiento 50F-50L durante el primer año. En la tercera temporada los tratamientos 100F y 50F-50L lograron rendimientos equivalentes.

Los resultados indican que tras tres años de aplicaciones de lodo (solo ó en mezcla) este material entrega todo el N contenido en forma disponible para las plantas. Esta aseveración es consistente con lo señalado por agricultores que aplican guano de aves, quienes aseguran que a partir del tercer año obtienen con guano rendimientos superiores a los alcanzados con fertilizantes minerales.

Tabla 4. Rendimiento de trigo, judías, tomate y avena (en kg ha⁻¹ de granos ó frutos).

Tratamiento	Trigo		Judías		Tomate		Avena	
	2001/02	2002/03	2001/02	2002/03	2001/02	2002/03	2001/02	2002/03
100F	4.160	2.100	10.098	3.944	28.397	29.874	4.640	3.690
100L	4.460	2.620	8.168	4.705	24.185	35.986	2.500	2.800
50F-50L	4.390	2.770	10.120	4.950	26.854	28.982	4.070	2.530
Testigo	4.670	1.290	7.982	4.856	16.483	15.259	1.350	1.640

Tabla 5. Rendimiento de maíz (en términos porcentuales) de mazorcas comerciales (100F= 100 %)

Tratamiento	Maíz		
	2001/02	2002/03	2003/04
100F	100	100	100
100L	64,7	75,7	107
50F-50L	77,0	91,5	95,2
Testigo	54,2	73,3	53,9

Efectos sobre las plantas: contenido de elementos metálicos. Los resultados del análisis de elementos metálicos en tejidos vegetales (hojas, tallos, granos, otros órganos comestibles) de las especies estudiadas están señalando que no se generó evidencia objetiva que permita relacionar la aplicación de lodo (en las condiciones del ensayo y tras tres años) con incrementos en el contenido de los elementos analizados.

Ensayos de campo: especies frutales

Efectos sobre las plantas. Como se desprende de la **Tabla 6(A)** tanto la producción total de durazneros como el calibre de la fruta fueron incrementados por los tratamientos con aplicación de nutrientes; la misma tendencia se manifestó en uva de mesa pero sin alcanzar diferencias significativas. Los efectos parecen deberse principalmente al aporte nitrogenado de las fuentes (como se verá más adelante) ya que el resto de elementos nutrientes no varió por efecto de los tratamientos. La **Tabla 6(B)** muestra que en duraznero los tratamientos distintos del testigo incrementaron los niveles foliares de N sin diferenciarse entre ellos, indicando que el suministro de N desde el lodo fue similar al de las fuentes minerales; paralelamente, esto incrementó los niveles de clorofila (estimados por *SPAD*). Para la uva los tratamientos con aplicación de nutrientes incrementaron el índice de verdor, o sea, los pigmentos clorofílicos, pero no los niveles de N de las hojas; esta situación no es de extrañar ya que el N foliar total en uva de mesa no es un buen indicador para este nutriente (Ruiz 2000).

Tabla 6. Resultados de los ensayos con especies frutales en promedios por temporada (2 en uva y 3 en durazneros).

I. Aspectos productivos

Tratamiento	Durazneros			Uva de mesa		
	Lodo aplicado en 3 temporadas	Producción	Calibre fruta	Lodo aplicado en 2 temporadas	Peso Racimo	Peso baya
	Mg ms ha ⁻¹	kg árbol ⁻¹	mm	Mg ms ha ⁻¹	g	g
Testigo	0	23,5 b	69,6 b	0	1.018	9,9
100L ^A	21,1	28,2 a	72,8 a	11,0	1.070	10,3
50F-50L	10,6	27,6 a	72,5 a	5,5	1.065	10,3
100F	0	28,3 a	72,9 a	0	1.073	10,4
		S (5 %)	S (5 %)		N.S.	N.S.

II. Aspectos nutricionales

Tratamiento	Durazneros		Uva de mesa	
	N foliar (%)	SPAD (Minolta)	N foliar (%)	SPAD (Minolta)
Testigo	2,35 b	39,5 b	2,18	40,4 b
100L ^A	2,62 a	42,1 a	2,23	43,2 a
50F-50L	2,65 a	42,8 a	2,21	43,3 a
100F	2,70 a	41,3 a	2,24	41,3 a
	S. 1%	S. 5%	N.S.	S. 5%

^A L: lodo; F: fertilizante sintético; S: significativo; N.S.: no significativo.

Un buen indicador del vigor vegetativo en frutales es el peso de poda. La **Tabla 7** señala que esta variable resultó significativamente incrementada tanto en duraznero como en uva de mesa por efecto de la aplicación de nutrientes, sin diferenciarse entre lodo y fertilizante sintético. Fundamentalmente como resultado de una mejor oferta nitrogenada las plantas pudieron desarrollar mayor biomasa, lo cual repercutió en el logro de mayores producciones y fruta de mejor calidad.

Efectos sobre los suelos. De acuerdo a la **Tabla 8** el pH inicial (promedio de invierno de los testigos) experimentó una leve baja al finalizar el período de riego. Este resultado contrasta con otras experiencias en que se ha medido importantes bajas de pH al aplicar lodos; es probable que el poder tampón del suelo (unido a un agua de riego rica en Ca) neutralice el cambio de pH. La conductividad eléctrica, por su parte, se incrementó levemente con los lodos y fertilizantes minerales aunque no lleva al suelo a valores perjudiciales.

Tabla 7. Peso anual de los residuos de poda (promedio de las temporadas experimentales).

Tratamiento	Duraznero	Uva de mesa
	kg ms planta ⁻¹	kg ms planta ⁻¹
Testigo	2,32 b	2,37 b
100L ^A	2,75 a	2,71 a
50F-50L	2,73 a	2,58 ab
100F	2,93 a	2,65 a
	S. (5 %)	S. (5 %)

^A L: lodo; F: fertilizante sintético

Se observó un moderado efecto residual del N mineral, tanto en los lodos como en los fertilizantes minerales. El P-Olsen se incrementó con los tratamientos de lodos en una magnitud superior a los tratamientos con fertilizantes minerales, lo que se debió al alto aporte de P que hacen los lodos. Los lodos incrementaron levemente el K (de 149 a 168 mg K kg⁻¹), mientras los fertilizantes minerales lo llevaron hasta 256 mg K kg⁻¹. Los resultados del ensayo con uva de mesa mostraron tendencias similares, con valores incrementados por uso previo de guanos de aves. No se muestra el otro ensayo de frutal por no extenderse en el artículo.

Tabla 8. Fertilidad inicial del suelo Maipo y efecto residual de los tratamientos en durazneros (promedio de 2 temporadas)

Variable	Unidad	Inicial	Residual (al final de temporada)			
			Testigo	100L ^A	50F-50L	100F
pH		8,1	8,1	7,8	7,9	8,1
Conductividad eléctrica	dS m ⁻¹	0,7	1,0	1,1	1,2	1,0
N disponible (extraído con KCl)	mg N kg ⁻¹	20	10	38	26	24
P disponible (Olsen)						
K disponible (extraído con NH ₄ -acetato)	mg K kg ⁻¹	5,0	8,0	125	111	54
NH ₄ -acetato)	mg N kg ⁻¹	133	149	168	195	256
Materia orgánica	% ms	2,6	2,7	5,3	4,5	3,0

^A L: lodo; F: fertilizante sintético

La **Tabla 9** indica que el suelo Maipo (durazneros) mostró una mejoría estructural por aplicación de lodos, observable después de un año de la aplicación: Descenso en la densidad aparente edáfica, incremento de la retención de agua a capacidad de campo e incremento de la porosidad. Los efectos fueron visibles a nivel morfológico y se tradujeron en un mayor enraizamiento en las áreas de aplicación. El incremento promedio en la capa de 20-40 cm fue de 7,5 raíces activas (<3 mm diámetro) por dm² (4,0 en el testigo y 11,5 en el tratamiento 100L). La proliferación radicular descarta, en todo caso, algún efecto fitotóxico de los elementos metálicos aportados por el lodo.

Los mismos efectos positivos se midieron en el suelo Los Morros (uva de mesa), pero en este caso los valores de macroporosidad aumentaron desde valores detrimentales para la vida ($\leq 10\%$) hasta valores adecuados, en el rango de 15-18 % (Ruiz *et al.* 2007). Por tanto, el cambio es de enorme importancia en un suelo físicamente limitado, observándose una evidente mejoría en la densidad de las raíces.

Tabla 9. Efecto de la adición de lodo sobre algunas propiedades físicas del suelo, como valores medidos al final de la segunda temporada experimental

A. Suelo Maipo (durazneros)

Tratamiento	Densidad aparente g cm ⁻¹	Retención a cap. de campo %	Porosidad total %	Macroporosidad %
Testigo	1,36	22,0	48,6	18,7
100L ^A	1,25	25,7	52,8	20,7
50 L-50F	1,28	25,3	51,7	19,3

B. Suelo Los Morros (uva de mesa)

Tratamiento	Densidad aparente g cm ⁻¹	Retención a cap. de campo %	Porosidad total %	Macroporosidad %
Testigo	1,52	21,0	42,6	10,7
100L	1,43	22,0	46,0	14,5
50 L-50F	1,46	20,0	44,9	15,7

^A L: lodo; F: fertilizante sintético.

El contenido total de elementos metálicos en los suelos al final de dos temporadas (uva de mesa) y tres temporadas (durazneros) se presenta en la **Tabla 10**. Como ocurrió en el suelo Chada las aplicaciones de lodo provocaron incrementos medibles de Cu y Zn en el suelo Maipo dadas las altas dosis de lodos aplicadas. Aunque el Zn sobrepasa valores del reglamento chileno de

uso de lodos, no sería motivo de riesgo toda vez que el huerto en cuestión es deficitario en Zn. Así, los niveles foliares de Zn no mostraron cambios con los tratamientos, es indicativo que el aporte metálico adicional no es disponible. Finalmente, para el suelo Maipo se generó cierta evidencia no concluyente de incrementos de Cd, Hg, Ni y Pb como efecto del lodo aplicado.

En el suelo Los Morros sólo se detectó incremento de Zn asociado a la aplicación de lodo. Estos resultados se podrían explicar por las menores cantidades aplicadas (hasta 11 Mg en dos años) y por la modalidad de incorporación (efectuada con un equipo más profundizante), lo que influyó en diluir la carga metálica en un mayor volumen de suelo.

En la pulpa de los duraznos cosechados al final de la tercera temporada los contenidos metálicos no presentaron incrementos asociados a las aplicaciones de lodo, aún en los tratamientos 100L. Ello querría decir que el aporte metálico del lodo no se trasladó a la fruta, reflejando que los elementos se encuentran en formas no disponibles al pH del suelo, al estar complejados por la propia materia orgánica de los lodos y/o que su absorción adicional es interferida por mecanismos fisiológicos.

Tabla 10. Contenido total de elementos metálicos en los suelos, al término de los ensayos con frutales (durazneros: 3 temporadas; uva de mesa: 2 temporadas)

Suelo	Especie	Tratamiento	Elementos metálicos (contenidos totales)						
			mg kg ⁻¹ (peso seco)						
			As	Cd	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Los Morros	Uva de mesa	Testigo	23,4	<0,25	77,6	0,06	13,1	20,1	102
		100F ^A	27,9	0,25	73,0	0,07	13,5	21,1	104
		50F-50L	26,1	<0,25	74,0	0,07	13,5	17,4	127
		100L	25,8	<0,25	74,6	0,07	13,7	17,8	124
Maipo	Duraznero	Testigo	33,0	0,41	76,3	0,07	15,5	23,2	125
		100F	28,7	0,46	80,1	0,08	15,6	22,4	119
		50F-50L	35,0	0,46	95,4	0,15	20,0	27,6	230
		100L	31,4	0,61	115	0,21	22,9	28,9	324
Contenidos máximos tolerables ^B , en suelos pH <6,5			12,5	1,25	100	1,0	50	20	120
Contenidos máximos tolerables, en suelos pH >6,5			20	2,0	150	1,5	112	75	175

^A L: lodo; F: fertilizante sintético.

^B Según Decreto Supremo 4 del MINSEGPRES (2009).

CONCLUSIONES

Los lodos de plantas de tratamiento de aguas servidas pueden ser utilizados como fertilizantes aplicado a los suelos estudiados, ya que las plantas responden positivamente a estas aplicaciones, principalmente por el aporte nutricional (aunque no balanceado) que hace, pero también por la mejoría de las condiciones físicas de los suelos debido al aporte de materia orgánica.

La mayor parte de los nutrientes de los lodos se aportan en formas no disueltas ni disponibles para la plantas por lo que, junto a un mínimo riesgo de pérdida por lixiviación, se requiere de un tiempo prolongado para que asuman las formas disueltas y disponibles. De acuerdo con los resultados del Proyecto el lodo aplicado requeriría unos tres años para mineralizarse completamente.

Después de tres años de aplicaciones consecutivas es posible que los lodos satisfagan todas las demandas nutricionales de las plantas anuales; antes de ello, para evitar una caída inicial de rendimientos, los lodos debieran ser aplicados en mezclas con fertilizantes minerales o sintéticos.

Después de tres temporadas experimentales consecutivas no hubo evidencias de translocación adicional de elementos metálicos hacia las estructuras vegetales aéreas (tallos, ramas, hojas, frutos, granos), aunque sí hubo incremento neto de los metales más abundantes en los lodos (Zn, Cu) en la estrata edáfica receptora de las aplicaciones de lodos.

El uso agrícola de los lodos será sostenible sólo si se adoptan tasas anuales de aplicación inferiores a las requeridas para satisfacer la demanda nutricional de N de los cultivos más demandantes (como el maíz); por ello se concluye que una dosificación de las aplicaciones de lodo, según la demanda de P de los cultivos, proporciona una base sólida de gestión agrícola de los lodos.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la empresa Aguas Andinas S.A. por el financiamiento del Proyecto “*Valorización de los lodos, como fertilizantes*” y la autorización para proceder a esta publicación.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Andersen. 2001. *Revision of Directive 86/278/EEC. Cost-benefit analysis*. Documento: <http://ec.europa.eu/environment/waste/sludge/presentations/17_auvain.pdf> (10/05/2010).
- INE-CEPAL. 2010. CHILE: *Proyecciones y Estimaciones de Población. Total País 1950-2050*. Serie CEPAL OI N°258. Documento: <<http://www.ine.cl/canales/>

chile_estadistico/demografia_y_vitales/proyecciones/Informes/Microsoft%20Word%20-%20InforP_T.pdf> (10/05/2010).

- MINSEGPRES (Ministerio Secretaría General de la República. 2009. Decreto Supremo N.º 004: Reglamento para el manejo de lodos generados en plantas de tratamiento de aguas servidas (03/01/2009). MINSEGPRES, Santiago de Chile.
- Ruiz R. 2000a. *Significance of Nutritional Reserves in Table Grapes Vineyards*. 4th International Symposium on Table Grapes. La Serena (Chile). 28/11-01/12. Pg. 89.
- Ruiz R. 2000b. Dinámica nutricional en cinco parrones con diferentes niveles de producción en el valle central de Chile. *Agricultura Técnica* (Chile) 60: 379-398.
- Ruiz R. 2000c. Capítulo Nutrición Mineral. En: J. Valenzuela (ed.). *Uva de mesa en Chile*. INIA, Santiago de Chile. 338 pp.
- Ruiz R.; G. Sellés y R. Ahumada. 2007. Capítulo 6. Aspectos físicos del suelo y calidad de fruta en parronales de uva de mesa. En: *Seminario Internacional de Manejo de Riego y Suelo en Vides para Vino y Mesa*. Serie Actas INIA, 39: 77-84.
- Sadzawka A., R. Grez, M. Mora, N. Saavedra, M.A. Carrasco y C. Rojas. 2004. *Métodos de análisis recomendados para los suelos chilenos*. Documento: <<http://www.inia.cl/link.cgi/Documentos/Biblioteca>>.
- Sadzawka A., M.A. Carrasco, R. Grez y M. Mora. 2005. *Métodos de análisis de compost*. Serie Actas INIA N° 30. Santiago de Chile.
- Sadzawka A. 2006. *Métodos de análisis de agua para riego*. Serie Actas INIA N° 37. Santiago de Chile.
- Sadzawka A., M.A. Carrasco, R. Demanet, H. Flores, R. Grez, M.L. Mora y A. Reamen. 2007. *Métodos de análisis de tejidos vegetales*. Serie Actas INIA N° 40. Santiago de Chile.

COMPOSTAGEM: A RECICLAGEM DA MAIOR PARTE DOS RESÍDUOS URBANOS (BRASIL)

Alexandre Marco da Silva y Sandro Donini Mancini

Professores do Campus Experimental de Sorocaba, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”. Avenida Três de Março, 511. Altos da Boa Vista – Sorocaba, CEP 18087-180 (S.P., Brasil). E-mails: <amsilva@sorocaba.unesp.br>; <mancini@sorocaba.unesp.br>.

Resumo: A geração de resíduos urbanos tem aumentado a cada dia. No caso do Brasil, é preocupante, pois trata-se de um resíduo com alto teor de umidade, pouco reciclado no país (apenas 3 % do montante descartado) e gerado em grande quantidade (cerca de 58 % de todos os resíduos). Em contrapartida, o processo de compostagem pode ser feito com custos baixos e fornecer produtos, como o composto orgânico, que melhoram a biodisponibilidade de nutrientes no solo, além de gerar empregos e renda para as comunidades envolvidas. Pode também diminuir os custos com transporte e aterramento, os quais são atualmente praticados por indústrias que possuem restaurantes para alimentação de seus funcionários, bem como jardins e gramados. Neste trabalho, apresenta-se, além de uma revisão bibliográfica sobre o assunto compostagem, resultados de um estudo sobre duas técnicas de compostagem realizadas com restos de comida e lixo de jardim de uma indústria que tinha, à época da pesquisa, 4.500 funcionários. A diferença metodológica entre as duas pilhas formadas foi a inclusão em uma das pilhas de um sistema de tubulação de PVC de aproximadamente 4 polegadas de diâmetro com pequenos futuros. Foram analisados parâmetros químicos (carbono orgânico, nitrogênio potássio, fósforo, metais pesados) que indicaram a qualidade para fins de condicionador de solo. De maneira geral, as quantidades médias dos metais pesados presentes nas duas pilhas estão muito abaixo dos limites máximos estabelecidos pela legislação. A média dos teores de P encontrados nas pilhas 1 e 2 foram 0,24 e 0,47 %, em massa, respectivamente. A análise do K apresentou uma discrepância entre os valores obtidos nas duas pilhas. Contudo, considera-se que o composto final apresentou um teor de K considerado médio, comparado a adubos orgânicos. O que esperava-se neste caso é que fossem obtidos valores similares dos parâmetros medidos em ambos os tratamentos, uma vez que não ocorreu variação da fonte de matéria prima, e sim de uma etapa de processo, que foi a aeração diferenciada. Contudo, as diferenças aqui verificadas podem estar relacionadas a uma variabilidade no cardápio diário, que não é o mesmo todos os dias, e que resulta em resíduos diferentes. Os resultados das análises de metais pesados sugerem a possibilidade de utilização do composto sem restrições para uso na agricultura. Já a análise de macronutrientes mostra que o composto final apresenta valores médios a altos, caracterizando o produto com um bom condicionador de solo.

Palavras-chave: Resíduo sólido orgânico, resíduos de restaurante e jardins, bioossólidos.

Compostaje: El reciclaje de la mayor parte de residuos urbanos

Resumen: La producción de residuos urbanos aumenta cada día. En el caso de Brasil, es preocupante, pues se trata de un residuo con alto contenido de humedad, generado en gran cantidad (58 % del total de residuos generados) y del que poca cantidad se somete a proceso de reciclaje (apenas el 3 % del volumen total). El proceso de compostaje puede ser realizado a bajo costo y producir compost que añadido al suelo mejora la biodisponibilidad de nutrientes en el mismo. Además la producción de compost puede generar empleo para las comunidades cercanas y también disminuir los costes de transporte y aterramiento en jardines y parques, prácticas habituales para la eliminación de estos residuos. En este capítulo, se presenta, además de una revisión bibliográfica sobre el tema del compostaje, el resultado de un estudio sobre dos técnicas realizadas con restos de comida y basura de jardín de una industria que tenía, en el momento de del estudio, 4500 empleados. La diferencia entre las dos técnicas de compostaje fue de la inclusión en una de las pilas de un sistema de tuberías de PVC de aproximadamente 4" (pulgadas de diámetro) con pequeños agujeros. Se analizaron parámetros químicos (carbono orgánico, nitrógeno, potasio, fósforo, metales pesados) que indican la calidad para fines de acondicionamiento del suelo. De manera general las cantidades medias de los metales pesados presentes en las dos pilas estuvieron por debajo de los límites máximos establecidos por la legislación. Los contenidos en P encontrados en las pilas 1 y 2 fueron 0,24 y 0,47 % respectivamente. El análisis de K presentó una discrepancia entre los valores obtenidos en las dos pilas. Se considera que el compost final presenta un valor de K considerado medio comparado con los que se encuentran en fertilizantes orgánicos. Se esperaban valores similares de los distintos parámetros medidos en ambos tratamientos a pesar de los distintos sistemas de aireación, ya que no hubo variación en la fuente de materia prima empleada. Las diferencias aquí verificadas pueden estar relacionadas con la variabilidad en el menú diario (que no sea el mismo todos los días) lo que genera residuos diferentes. Los resultados de los análisis de metales pesados sugieren la posibilidad de utilización del compost sin restricciones en la agricultura. Los valores medios a altos de macronutrientes indica que el compost final puede ser utilizado como un buen acondicionador o fertilizante del suelo.

Palabras clave: Residuo sólido orgánico, residuo de restaurantes y jardines, biosólido.

Composting: the recycling of most part of urban solid wastes

Abstract: The generation of urban solid wastes has increased day by day. In Brazil, this matter is worrying, once that it is a waste with high amount of water (moisture), a low quantity is recycled (only 3 % of total) and generated in big quantities (approximately 58 % of all solid wastes). On the other hand,

the process of composting can be developed through cheaply and provide product, as organic compost, that improve the bioavailability of nutrients in the soil. This generates jobs and incomes for the involved people. It can also diminish the cost with transportation and grounding, once these ones are practiced by industries that have restaurants for their staff, as well as gardens and grass. In this study, we present a bibliographic review and the results of a study involving a composting process made with restaurant wastes and yard debris generated by an industry with 4,500 workers. The difference in the methodology between the composting piles was the inclusion of a PVC piping system of approximately 4" diameter containing small holes. They were analyzed chemical parameters (organic C, N, K, P, heavy metals) that indicated the quality of the final product for use as soil conditioner. In general, the average amounts of heavy metals occurring in the two piles are much lower than the maximum limits established in the two piles. However, the final product (compost) presented a medium level of K, when compared with organic fertilizers. We expected that the values were similar of the measured parameters in both treatments, once that did not occurred variation in the source of raw material, but a difference in one step of the composting process, that was differentiated aeration. However, the differences here observed might be related to daily menu, that is not the same every day. This results in wastes with some chemical differences. The heavy metal results indicate the possibility of compost utilization, without restriction for agricultural use. The results got in macronutrients analysis shows that the final compost presents values considered medium to high, characterizing the product as a good soil conditioner.

Key words: organic solid wastes, wastes from restaurants and gardens, biosolids.

1. INTRODUÇÃO

Segundo a última Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, realizada em 2000 pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), do total de resíduos sólidos urbanos (RSU) coletados no país, quase 60 % não recebiam destinação considerada ambientalmente adequada. A quantidade de lixo que é coletada por dia no Brasil é de cerca de 228 mil toneladas, sendo as Regiões Sul e Sudeste as maiores produtoras (IBGE, 2002).

Quando se comenta sobre a problemática dos resíduos sólidos, a reciclagem surge como uma das principais alternativas. Afinal, se feita adequadamente, esta atividade condições de aproveitar o material contido nos produtos descartados a um custo ambiental bem menor que o existente, quando da obtenção de matérias-primas virgens. No Brasil, a atividade da reciclagem de metais, plásticos, vidros e até entulho tem atraído empresários e sustentado várias partes envolvidas na cadeia produtiva, a começar pelos catadores de materiais recicláveis.

Apesar disso, ainda apresenta falhas e diversos pontos em que melhorias são necessárias, como por exemplo a inexistência de uma coleta seletiva

eficiente e abrangente em todo o país. Segundo o último levantamento feito no país pelo Compromisso Empresarial para a Reciclagem (CEMPRE), em 2008, somente 7 % dos municípios brasileiros operavam programas de coleta seletiva, o que não significa que esses programas atingiam todos os habitantes (CEMPRE, 2010).

Mesmo se os defeitos da reciclagem praticada no Brasil forem esquecidos, não é difícil notar que ela não atinge a maioria do lixo nacional, pois resíduos de alimentos e de jardins, embora produzidos em grandes quantidades, são pouco reaproveitados. Ainda segundo o CEMPRE, em 2008 somente 3 % de todos os resíduos de alimentos e de jardins descartados no país foram reaproveitados (CEMPRE, 2010). Os sistemas de coleta seletiva brasileiros normalmente possuem foco de maior atividade em produtos de mercado relativamente fácil (plásticos, papéis e metais, por exemplo), ou aqueles em que legislações forçam seu reaproveitamento.

Este manuscrito apresenta estudos realizados em uma unidade industrial, que descarta grande quantidade de resíduos orgânicos compostáveis. O gasto da empresa com o transporte e o pagamento do aterramento, associado ao sistema de gestão *ISO 14.001*, fez com que fossem pensadas alternativa e a compostagem foi estudada. Foi elaborado um projeto, a partir dos resultados de estudos pilotos com restos de comida e lixo de jardim, para implantação de uma unidade de compostagem na empresa. O composto obtido também foi caracterizado quimicamente quanto à qualidade para uso como adubo orgânico.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. *Resíduos Sólidos e Resíduos Orgânicos*

A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) por meio da norma NBR 10.004 (ABNT, 2004) define resíduos sólidos como “aqueles nos estados sólidos e semi-sólidos, que resultam de atividades da comunidade de origem: industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição”. A ABNT inclui nessa definição lodos de estação de tratamento de água e esgoto, bem como alguns líquidos para os quais o tratamento seja inviável.

Esta norma estabeleceu uma classificação de resíduos bastante difundida no país, dividindo em três classes todos os resíduos, ficando excluídos somente os rejeitos radioativos, gerenciados no Brasil pela Comissão Nacional de Energia Nuclear. A partir da definição de um determinado resíduo numa classe específica, determinam-se as condições adequadas de armazenamento, transporte e destinação. As três classes são:

Classe I – *Resíduos Perigosos*: quando o resíduo pode ser enquadrado em pelo menos um dos critérios de periculosidade (reatividade, corrosividade, patogenicidade, inflamabilidade e toxicidade) e pode representar risco à saúde pública e ao ambiente, se manejado inadequadamente.

Classe II-A – *Resíduos Não Inertes*: aqueles que não forem enquadrados como perigosos nem inertes, sendo que podem apresentar combustibilidade, biodegradabilidade e dissolubilidade em água. Os resíduos de alimentos e de jardim pertencem a esta classe.

Classe II-B – *Resíduos Inertes*: são resíduos que não são solubilizados em água em concentrações superiores às estabelecidas nos padrões da água potável (definidos em lei). São considerados resíduos dessa classe os vidros, plásticos e os resíduos da construção civil.

Observando-se essa classificação, chega-se à conclusão que é muito mais complicado (e conseqüentemente mais caro) coletar e dispor um resíduo de Classe I do que um de Classe II. Dentro da Classe II, os de destinação mais simples (e barata) são os resíduos de Classe II-B, ou seja, os não perigosos e inertes (ABNT, 2004).

A Tabela 1 apresenta estudos realizados em diversos municípios, tanto no Brasil quanto no exterior, sobre o percentual de cada grande grupo de materiais (plásticos, metais, papéis, vidros, matéria orgânica e outros) no resíduo sólido urbano. Apesar das diferenças no que se refere aos seus objetivos específicos (e conseqüentemente à metodologia utilizada), a Tabela 1 aponta que, dentre o montante coletado, há um percentual predominante de materiais passíveis de reaproveitamento, como plásticos, metais, papéis, vidros e principalmente resíduos de alimentos e de jardins (chamados na Tabela 1 de resíduos orgânicos). Para este último, os índices são geralmente maiores que 50 %, em especial nas cidades brasileiras listadas, para as quais a média foi de 58 %.

Numa residência ou numa indústria podem ser geradas as três classes de resíduos. Excluindo-se os perigosos, a presença de grandes quantidades de restos alimentares e de jardins no lixo brasileiro torna sua disposição final relativamente complexa. Sua biodegradabilidade, associada aos altos teores de umidade, faz deste tipo de resíduo um grande promotor da geração de metano (gás inflamável e explosivo) e do chorume (líquido de alto potencial poluidor), que devem ser drenados da massa do aterro, evitando a poluição do ar e do solo, respectivamente.

Relacionando a Tabela 1 com os dados da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico apresentadas no primeiro parágrafo deste item, o desenvolvimento do reaproveitamento de resíduos orgânicos traria vantagens econômicas interessantes. Entre essas vantagens se destaca a economia de quantidades significativas de dinheiro público, seja pela própria operação e manutenção dos aterros, ou também pela aquisição de novas áreas onde os mesmos serão instalados. Ambientalmente, também é bastante interessante, principalmente ao lembrar que somente 40 % dos resíduos urbanos brasileiros vão para destinos considerados corretos como os aterros sanitários. Ou seja, qualquer estímulo que se dê a atividades de reciclagem significa “desvio” de materiais que são direcionados a aterros, lixões, rios, mangues, etc.

Tabela 1. Composição dos resíduos sólidos em vários municípios (em termos de percentual de massa).

CIDADE	Plásticos	Metais	Papel	Vidro	Resíduos orgânicos	Outros
Manaus (BRA) ¹	10,8	4,31	19,0	2,18	58,7	7,62
Juiz de Fora (BRA) ²	6,0	3,23	14,6	1,36	68,1	1,9
Curitiba (BRA) ³	15,0	2,00	3,00	2,00	66,0	21,0
Fortaleza (BRA) ⁴	14,6	5,00	5,00	5,00	45,0	20,0
Caxias do Sul (BRA) ⁵	12,1	2,49	11,8	2,42	46,0	22,7
Botucatu (BRA) ⁶	8,4	3,86	7,61	1,99	74,1	4,0
São Carlos (BRA) ⁷	8,5	5,40	21,30	1,40	56,7	6,7
São Paulo (BRA) ⁸	17,0	2,18	11,1	1,79	57,5	10,34
Indaiatuba (BRA) ⁹	10,8	1,95	9,2	1,85	53,7	22,5
Guadalajara (MEX) ¹⁰	9,20	1,50	10,5	4,10	52,9	21,8
Morelia (MEX) ¹¹	8,25	1,46	7,6	4,66	57,2	20,8
Columbia (EUA) ¹²	16,0	6,00	41,0	3,00	21,0	13,0
Gaborone (BOT) ¹³	4,50	6,20	12,5	6,40	67,9	2,50
Guangzhou (CHN) ¹⁴	14,9	0,60	6,30	2,00	58,1	18,1

[1] Andrade (1992); [2] Azevedo *et al.*, (1997); [3] Bonelli (1994); [4] IPCE (1999); [5] Bianchi *et al.* (2003); [6] Oliveira *et al.*, (1999); [7] Gomes (1989); [8] PMSP (2003); [9] Mancini *et al.*, (2007); [10] Bernache-Pérez *et al.* (2001); [11] Buenrostro *et al.* (2001); [12] Zeng *et al.*, (2005); [13] Bolaane & Ali (2004); [14] Chung & Poon (2001).

Apesar de na Tabela 1 terem sido classificados como orgânicos os resíduos biodegradáveis (como restos de comida e lixo de jardim), quimicamente também são orgânicos os papéis e os plásticos. Embora os papéis sejam biodegradáveis, costumam merecer uma subdivisão específica em virtude do mercado que seus resíduos possuem para uma reciclagem específica.

2.2. Resíduos alimentares e de jardins nas indústrias

As formas mais comuns de reaproveitamento de resíduos alimentares e de jardins são a compostagem aeróbia ou a digestão anaeróbia, as quais permitem o tratamento de grandes quantidades de resíduos e a obtenção de produtos úteis, como o composto orgânico e o metano, respectivamente. No Brasil, unidades de digestão anaeróbia são poucas, começando a haver algum destaque para o aproveitamento do metano gerado pela decomposição de produtos orgânicos em aterros sanitários. Há centrais de compostagem aeróbia, porém estas sofrem com o mercado incerto, baixo preço do composto,

as grandes dimensões do país e a distância entre potenciais consumidores (regiões de atividade agrícola intensa) e grandes produtores de matéria prima (por exemplo, regiões metropolitanas).

Normalmente, o composto produzido nessas centrais tem aplicações paisagísticas e também geralmente utilizado como condicionador de solo, por melhorar suas características e apresentar propriedades fertilizantes. Já o metano tem como principal destino a queima para aproveitamento de seu grande potencial calorífico.

Visando o cumprimento de legislações cada vez mais severas, bem como a melhoria da imagem perante a sociedade, a simplificação na abertura e manutenção de negócios ou devido à consciência corporativa inerente, indústrias têm investido em projetos ambientais. A obtenção de indicadores ambientais cada vez melhores torna-se, muitas vezes, meta de toda a organização, o que faz com que a área de meio ambiente, anteriormente relegada a um segundo plano, acabe ganhando cada vez mais espaço na empresa. Os indicadores são variáveis ou estimativas ambientais que possuem informações de forma agregada e sintética sobre um fenômeno (Diaz-Moreno, 1999). Segundo FIESP (s. d.) os indicadores de Desempenho Ambiental-IDA são classificados em dois tipos:

a) Indicadores de Desempenho de Gestão (IDG) fornecem informações relativas a todos os esforços de gestão da empresa que influenciam positivamente no seu desempenho ambiental; por exemplo, reduzindo o consumo de materiais e/ou melhorando a administração de seus resíduos sólidos, mantendo os mesmos valores de produção.

b) Indicadores de Desempenho Operacional (IDO) proporcionam informações relacionadas às operações do processo produtivo da empresa com reflexos no seu desempenho ambiental, tais como o consumo de água, energia ou matéria-prima.

No caso de indústrias que pleiteiam ou possuem certificação *ISO 14.001*, relativa à Gestão Ambiental, isso se torna mais evidente pela necessidade de melhoria contínua, característica da norma (Seiffert, 2006). Dentro de uma empresa, na área de resíduos Classe II (os não perigosos) as promessas relativas ao melhoramento de indicadores ambientais são geralmente sobre o encaminhamento de resíduos, convenientemente separados, à destinação correta e/ou à reciclagem. Porém, conforme a organização vai atingindo sucesso, separando e encaminhando corretamente plásticos, borrachas, metais, papéis, vidros e outros cerâmicos, torna-se clara a dificuldade com relação a resíduos alimentares e de jardins.

A indústria, segundo a legislação brasileira, é a responsável por seus rejeitos, inclusive os gerados nos restaurantes da fábrica ou em atividades de podas de gramados. Dependendo do tamanho da indústria, a geração deste tipo de resíduo pode ser economicamente bastante importante, pois

a empresa terá que arcar com o custo do transporte e da destinação final deste resíduo. Para empresas com certificação *ISO 14.001*, a recomendação é que as empresas contratadas tanto para o transporte quanto para a destinação também sejam certificadas, o que normalmente aumenta os custos (D'Almeida, 2000, Lessa, 2009).

Considera-se padrão uma perda de 15-30 % em cozinhas de indústrias no Brasil, fruto da soma das perdas no preparo de alimentos, com os restos de comida (o que o trabalhador deixa no prato e/ou vai para a mesa e não é consumido) e com as sobras de comida (o que é feito em excesso e não vai para o prato nem para a mesa; Lessa, 2009). Por outro lado, assume-se que um trabalhador de turnos consuma 900 g de alimentos nas principais refeições (Philip, 2006). Ao utilizar-se uma média de 20 % de perdas, têm-se a projeção de 180 g trabalhador⁻¹ dia⁻¹ de resíduos de alimentos. Considerando-se esse valor como médio, numa empresa com 6.000 funcionários de turno, as perdas podem chegar a mais de uma tonelada de resíduos diários.

Dessa maneira, indústrias podem ter, nos restos alimentares provenientes dos refeitórios, um grande problema ambiental e econômico, que se soma a eventuais resíduos originados em trabalhos de jardinagem existentes na empresa. Sem mercados de reciclagem tradicionais, esses resíduos estão fadados à destinação final, na melhor das hipóteses, em aterros. Assim, se uma empresa investir na compostagem desse tipo de resíduo, poderá melhorar em muito seus indicadores com relação aos resíduos sólidos, utilizar o composto nos próprios jardins e até o fornecer para eventuais interessados. Isso trará benefícios não somente em auditorias internas e externas, como também na imagem da empresa perante a sociedade.

No Brasil, não há legislações que busquem restringir a disposição de resíduos orgânicos em aterros, assim como há na Europa (Diretiva 31/1999, da Comunidade Européia; JOCE, 1999). Acredita-se, porém, que regulamentos desse tipo também se tornem obrigatórios no país ao longo do tempo, dadas as atuais condições de disposição final e as grandes quantidades de resíduos biodegradáveis gerados. Quando isso acontecer, cada “unidade poluidora” (cidadão ou indústria) se tornará responsável por buscar uma alternativa (que não o enterramento) para seus restos de comida e seu lixo de jardim, e a compostagem certamente representará papel bastante importante.

2.3. O processo de compostagem

A compostagem pode ser definida como um processo controlado de transformação promovido por agentes microbianos. Neste processo ocorre a oxidação aeróbia de uma massa heterogênea de material orgânico no estado sólido e úmido, que resultará em dois componentes: matéria inorgânica (inclusive sais minerais, que carregam nutrientes para as plantas) e o húmus, responsável por melhorar as propriedades físicas, físico-químicas e biológicas do solo (Kiehl, 1998; Sztern & Pravia, 1999; U.S.E.P.A., 1994).

Trata-se de uma atividade praticada, mesmo inconscientemente, há muitos séculos. Esta recebeu maior atenção após a intensificação de práticas agrícolas na busca por maiores produtividades que, com este objetivo, fez com que o balanço de nutrientes no solo, e sua disponibilidade para as plantas, fossem considerados. Mais recentemente, outros grandes avanços foram possíveis apenas após a descoberta do papel dos microrganismos na transformação de compostos de origem orgânica presentes no solo (Baddi *et al.*, 2004; Sztern & Pravia, 1999).

2.4. Etapas da compostagem

Em processos de compostagem tradicionais podem ser observadas quatro etapas distintas, em função do nível de atividade microbiológica e das temperaturas apresentadas. A primeira etapa é a **adaptação** (também conhecida como fase de latência), que tem início no momento da formação das pilhas de resíduos e pode se estender por um período médio de 48 h, desde que sejam respeitadas as condições ótimas dos principais fatores inerentes ao processo (como umidade, pH e relação C/N). Destaca-se pela pouca alteração dos valores relativos à temperatura, em função do baixo nível de atividade biológica apresentado pelos microrganismos envolvidos na decomposição (Sztern & Pravia, 1999). Após a adaptação dos organismos ao novo ambiente a eles imposto (no caso, a pilha de compostagem), o processo tem início de fato, passando a seguir por duas fases de intensa atividade microbiológica (fases mesófila e a termófila), também chamadas por alguns autores de etapas de fitotoxicidade, devido aos subprodutos gerados (Kiehl, 1998; Sztern & Pravia, 1999).

A etapa **mesófila** recebe este nome em função dos valores médios de temperatura atingidos pelo material (geralmente entre 20 e 40° C). Nesta fase, os compostos orgânicos de fácil decomposição como açúcares, lipídios, hemicelulose e proteínas são rapidamente degradados pela microbiota em atividade, havendo grande liberação de calor e consequentemente, aumento contínuo da temperatura da pilha (Baddi *et al.*, 2004; Sztern & Pravia, 1999; U.S.E.P.A., 1994).

Como resultado do metabolismo destes compostos, há formação de subprodutos solúveis em água tidos como contaminantes, como os ácidos carboxílicos de cadeia curta, destacando-se dentre eles os ácidos acético, propiônico, butírico e valérico (Aquino e Santiago Silva, 2006). Estes ácidos são considerados extremamente tóxicos às plantas e aos demais organismos, e ainda capazes de acentuar o caráter redutor do ambiente, aumentando com isso a reatividade de espécies metálicas, fato que inviabiliza sua aplicação no solo ainda nesta fase (Kiehl, 1998; Jahn *et al.*, 1999; Aquino e Santiago Silva, 2006).

A etapa chamada de **termófila** (também conhecida como etapa de bioestabilização ou semi-cura), é alcançada após o ápice da atividade microbiana

e tem como consequência as temperaturas mais altas do processo, por volta de 55 a 75 °C, inclusive com a liberação de vapor em alguns casos. Trata-se de uma etapa muito importante para a compostagem, pois é durante ela que são eliminados organismos patogênicos presentes no material, bem como substâncias inibidoras da germinação de sementes e do crescimento de raízes.

Por fim, chega-se à etapa de **maturação**, chamada em alguns casos de fase de cura ou humificação, na qual se observa menor quantidade de microrganismos ainda ativos. Nesta etapa as poucas espécies tolerantes às altas temperaturas permanecem, em sua maioria, na forma de esporos. Estes microrganismos remanescentes são os responsáveis pela transformação de substâncias mais dificilmente degradáveis (compostos por ceras, celulose, ligninas e queratinas), que são a base para a formação das substâncias húmicas. Quanto à temperatura, esta etapa é marcada pela sua redução contínua, até níveis equivalentes às do ambiente, momento no qual o processo de compostagem é dado como encerrado (Kiehl, 1998; Sztern & Pravia, 1999; U.S.E.P.A., 1994).

É importante salientar que este processo não ocorre de maneira homogênea em toda a pilha, uma vez que as condições de vento, umidade, aeração, pH, por exemplo, a que o núcleo da mesma é submetido, são diferentes daquelas observadas nas partes mais externas. Sendo assim, normalmente recomenda-se o revolvimento periódico de todo o material, de modo que as alterações possam ocorrer igualmente em toda a massa (Kiehl, 1998; Sztern & Pravia, 1999).

Se o material inicialmente obedecer a uma relação C/N de 30/1, a umidade da pilha de resíduos for mantida por volta de 55 % e forem feitos revolvimentos de acordo com a necessidade de O₂ e visando regular a temperatura da pilha, o processo levará entre 30 e 60 dias para iniciar a fase de bioestabilização (semi-cura) e de 90 a 120 dias para entrar no estágio de humificação. Após este estágio, a relação C/N deveria estar em torno de 12/1 ou pouco superior, o que significa uma das melhores relações possíveis de serem alcançadas em processos comuns de compostagem. Esse resultado dificilmente é obtido se a compostagem for realizada somente com restos de comida, pela pequena quantidade de N existente. Dessa maneira, um arranjo inicial de compostagem geralmente mescla cerca de 60 % de resíduos de comida e 40 % de resíduos de jardim (Kiehl, 1998; Sztern & Pravia, 1999, U.S.E.P.A., 1994).

2.5. Vermicompostagem

A vermicompostagem é uma técnica de humificação de compostos orgânicos com o auxílio de minhocas, as quais são capazes aumentar a taxa de decomposição do material de duas a cinco vezes (Bidone & Povinelli, 1999; Oliveira, 2001; Veras & Povinelli, 2004; Garg *et al.*, 2006). As minhocas vivem de forma integrada com o solo e, por isso, têm bastante influência nas

suas características. Ao se locomover, esses animais ingerem o material – até o equivalente ao seu peso – que encontram à sua frente e esse, ao passar pelo trato digestivo, sofre ação mecânica e em seguida é decomposto pela microbiota presente no intestino do animal. Finalmente, o material, que não foi digerido e nem incorporado ao metabolismo do anelídeo, é eliminado junto com as partículas de terra (Landgraf *et al.*, 2005).

Calcula-se que 60 % do total ingerido seja convertido em vermicomposto, o qual contém quantidades de NH_4^+ , NO_3^- , Mg^{2+} e K^+ e compostos fosfatados que são facilmente assimilados pelas plantas. O vermicomposto é caracterizado por ser um material que pode ser rico em macro e micronutrientes, com alto teor de umidade e alta capacidade de troca catiônica (Bidone & Povinelli, 1999; Oliveira, 2001; Veras & Povinelli, 2004; Garg *et al.*, 2006).

Na vermicompostagem sabe-se que as minhocas devem ser adicionadas ao material na fase de maturação (com temperatura entre 20 e 28 °C), obedecendo à razão de um quilo de minhoca por metro quadrado de substrato. A partir desse momento, não se deve revolver mais o composto, visto que as minhocas realizam tal tarefa (assim como a homogeneização) com eficácia e que uma eventual ação externa fará com que os anelídeos fujam. Além disso, a umidade ótima para se promover a vermicompostagem deve ser de 85 % (Landgraf *et al.*, 2005).

A minhoca vermelha da Califórnia (*Eisenia foetida*) é a espécie mais apropriada para a vermicompostagem, visto que ela se adapta muito bem ao cativeiro e é capaz de produzir composto com rapidez (Oliveira, 2001; Veras & Povinelli, 2004; Landgraf *et al.*, 2005; Garg *et al.*, 2006). É recomendada para a vermicompostagem, a construção de pilhas baixas (com aproximadamente trinta centímetros) o que evita a compactação do material e seu superaquecimento, além da construção das pilhas em terrenos com declividade para que não ocorra o acúmulo de água em sua base. Outro fator que merece destaque é que, 45 dias após ter colocado as minhocas na pilha, deve-se retirá-las, pois o composto já está pronto (Bidone & Povinelli, 1999; Oliveira, 2001; Garg *et al.*, 2006).

Os principais fatores responsáveis por melhorar as condições do composto, após a ingestão pelas minhocas, são: o aumento da superfície de contato dos resíduos orgânicos (a partir de processos de moagem); a renovação das colônias de bactérias atuantes no composto; o enriquecimento do composto após ter recebido as excretas dos anelídeos e a melhora nas trocas de calor e de gases devido ao aumento na aeração, ocasionado pela passagem no trato digestivo do animal (Bidone & Povinelli, 1999; Oliveira, 2001; Garg *et al.*, 2006).

2.6. Utilização de compostos em solos

Na natureza, observa-se que os solos apresentam normalmente um determinado teor de matéria orgânica, a qual está diretamente relacionada à sua fertilidade (Primavesi, 1987). Entretanto, com a aplicação de práticas

intensivas de agricultura, em conjunto com um manejo inadequado do solo, podem ser notados desequilíbrios, sobretudo associados a perdas excessivas de nutrientes, e conseqüentemente, de produtividade.

Primavesi (1987) comenta que se o papel da matéria fosse unicamente adicionar nutrientes ao solo, especialmente N, teria pouca importância, uma vez que a adubação mineral age com muito maior precisão e eficiência. Por outro lado, a adubação mineral, por mais completa que seja, nunca consegue manter a produtividade do solo, independentemente do tipo de clima em questão. No que diz respeito aos benefícios decorrentes da incorporação de composto orgânico aos solos, em função principalmente da grande concentração de substâncias húmicas no mesmo, merecem destaque as seguintes características (Primavesi, 1987; Bidone & Povinelli, 1999; Oliveira, 2001; Baddi *et al.*, 2004; Oliveira *et al.*, 2004):

- substâncias agregantes do solo, tornando-o grumoso, com melhora na bioestrutura, maior resistência à ação da água (chuvas e/ou irrigação) e características físicas (porosidade) e hídricas do solo (permeabilidade);
- ácidos orgânicos e alcoóis, durante sua decomposição, os quais servem de fonte de C aos microrganismos de vida livre, fixadores de N, possibilitando, portanto, sua fixação.
- possibilidade de vida de microrganismos, especialmente os fixadores de N, que produzem substâncias de crescimento, como *triptofano* e *ácido-indol-acético*, que possuem efeito muito positivo sobre o desenvolvimento vegetal.
- alimento aos organismos ativos na decomposição, produzindo antibióticos que protegem as plantas de pestes, contribuindo assim à sanidade vegetal.
- substâncias intermediárias produzidas em sua decomposição, que podem ser absorvidas pelas plantas, aumentando o crescimento.
- melhora no nível de aproveitamento dos adubos minerais: a matéria orgânica incorporada atua sobre os mecanismos de mobilidade e concentração de substâncias de interesse, evitando sua rápida infiltração ou sua dispersão no solo, aumentando o tempo de assimilação de nutrientes fornecidos às plantas;
- solubilização de nutrientes em solos minerais: processo que ocorre devido à ação dos ácidos orgânicos húmicos componentes das substâncias húmicas resultante da decomposição da matéria orgânica;
- melhoria da capacidade tampão do solo;
- redução da toxicidade de substâncias tóxicas: as substâncias húmicas formam complexos que alteram a labilidade de espécies metálicas, e ainda interagem com compostos orgânicos artificiais como pesticidas e herbicidas, diminuindo seus efeitos aos organismos.

Mas, quando a matéria orgânica ainda for humificada, traz os seguintes benefícios adicionais:

- aumenta a Capacidade de Troca de Cátions (CTC).
- aumenta o poder tampão, isto é, a resistência contra modificação brusca do pH, que é especialmente importante para terras quimicamente adubadas.
- fornece substâncias como fenóis, uma vez que é um *heterocondensado* de substâncias fenólicas, com vários aspectos positivos às plantas.
- fornecimento de elementos nutritivos ao solo: ainda que ocorra em pequenas quantidades, a adição de composto orgânico promove um aumento da biodisponibilidade de macro e micronutrientes em solos, com reflexos na nutrição das plantas;

Uma alternativa para a mitigação do problema da falta de suprimento de matéria orgânica é a incorporação de quantidades regulares de produtos orgânicos aos solos. Esta adição pode ser feita tanto pela adição de restos de culturas (evitando-se a sua queima), quanto pela prática da adubação verde, da utilização de esterco e compostos orgânicos. Todas estas técnicas podem fornecer nutrientes ao solo (Silva *et al.*, 2002; Oliveira *et al.*, 2004), melhorar suas propriedades físicas, químicas e biológicas.

Neste último caso a dose padrão média de aplicação para a maioria das culturas é de cerca de 25 toneladas de composto orgânico por hectare (Oliveira *et al.*, 2004), sendo que, de acordo com Lima *et al.* (2004), efeitos benéficos podem ser observados com a aplicação de doses a partir de 15 toneladas por hectare no caso de compostos obtidos de resíduos de coleta seletiva.

A necessidade de aplicação de fertilizante orgânico é regulada pela temperatura, umidade, textura e mineralogia do solo, além da composição química do material orgânico utilizado, uma vez que tais fatores estão intimamente relacionados com a taxa de decomposição que ocorrem no solo. No que diz respeito à forma como os compostos orgânicos são incorporados, esta depende principalmente do tipo de cultura em questão, e do nível de tecnologia disponível para tanto. Já em relação à frequência de aplicação, é preferível que esta ocorra administração de doses de maneira contínua ao longo do tempo, isto é, com reposições mensais ou bimensais conforme o tipo de cultura em questão, uma vez que há maior eficiência em relação às aplicações concentradas, com um tempo de recorrência maior (Oliveira, 2001; Oliveira *et al.*, 2004).

Em climas tropicais e subtropicais, a taxa de decomposição de matéria orgânica do solo é elevada, quando comparada à de regiões temperadas. Desta maneira, a aplicação de composto orgânico é considerada uma das técnicas de manejo adequado de solo, uma vez que visa à reposição dessa matéria orgânica perdida, melhorando as condições de cultivo (Landgraf *et al.*, 2005).

Antes de adicionar fertilizantes orgânicos, é necessário analisar o solo com o intuito de promover a correção de sua acidez e de avaliar a necessidade da aplicação de adubos minerais, além da aplicação do composto orgânico. Caso seja necessária a aplicação do fertilizante mineral (formado por íons inorgânicos facilmente assimiláveis pelas raízes), ela deve ser posterior à incorporação de composto orgânico e pouco antes do plantio, para obtenção do melhor rendimento possível. O composto deve ser adicionado ao solo no mínimo quinze dias antes de se iniciar o plantio e esse deve estar em máximo contato com o sistema radicular de maior atividade. Estima-se que o composto orgânico melhore o rendimento da adubação mineral (inorgânica) de 30 a 70 % (Oliveira, 2001).

O composto contém substâncias húmicas (como os ácidos húmicos e fúlvicos, bem como a humina e o ácido himatomelânico) e não húmicas, estas últimas sendo de composição e estrutura definidas, como aminoácidos, proteínas, carboidratos, ceras, lipídeos, resinas, ácidos graxos, *etc.* (Kiehl, 1998; Rocha & Rosa, 2003).

A adição do composto orgânico pode ser preferível à adição de material orgânico sem ter sofrido o processo de compostagem por pelo menos três motivos:

- pela maior possibilidade de condicionamento do solo;
- pelo fato de que, no estágio inicial da decomposição biológica do material orgânico, ocorrer formação de ácidos orgânicos, como o ácido acético, e de amônia (se o composto contiver teores de nitrogênio além do necessário para o metabolismo dos microrganismos que consumirão a matéria orgânica ali presente), os quais alteram drasticamente as características químicas do solo, e ainda inibem a germinação das sementes;
- por acrescentar microrganismos ao solo que vão concorrer, ao menos temporariamente, com as plantas por parte dos nutrientes disponíveis (Kiehl, 1998).

3. EXEMPLO DE APLICAÇÃO À GESTÃO DOS RESÍDUOS ORGÂNICOS DE UMA INDÚSTRIA

3.1. *Desenvolvimento do estudo de compostagem*

Com autorização da agência ambiental competente foram constituídas duas pilhas que continham aproximadamente 2.500 kg de resíduos cada (compostas por cerca de 60 % de restos e sobras de comida e 40 % de podas de jardim) e que foram submetidas ao processo de decomposição natural. As pilhas foram montadas em forma piramidal, com cerca de 2,0 m³ cada, apoiadas em duas camadas de *pallets* de madeira, com área total de 5,76

m². Em uma das pilhas, foi realizada a técnica de revolvimento, preconizada para submeter todo o material presente na pilha a condições semelhantes, de modo a obter um composto mais homogêneo. A técnica utilizada para a pilha 2 teve o diferencial que continha um sistema de tubulação de PVC de aproximadamente 4 polegadas de diâmetro com pequenos furos. A maior parte desse sistema ficou dentro da pilha e teve como principal objetivo facilitar a oxigenação e reduzir a manutenção do processo, devido à decisão de não utilização do revolvimento. A Fig. 1 apresenta fotografia das duas pilhas durante a compostagem.



Figura 1. Pilhas 1 (esq) e 2 (dir) durante o processo de compostagem.

Periodicamente foi realizado monitoramento de atributos como a temperatura, o pH e a umidade das pilhas, para o acompanhamento comparativo com o comportamento estimado para a evolução do processo na literatura (U.S.E.P.A., 1994; Kiehl, 1998; Sztern & Pravia, 1999).

Os *pallets* colocados tiveram a função de facilitar a entrada de ar pela parte inferior da pilha, visto que, pelo seu formato piramidal, grande parte de seu volume está concentrado na base. Além disso, uma característica interessante da utilização do *pallet* como base para a pilha em usinas de compostagem é que se evita o contato direto com o solo. Obviamente, isso faz com que o solo acabe não contribuindo com o processo, fato comum em unidades comerciais de compostagem, nas quais, geralmente, o solo é cimentado.

Após 120 dias, considerou-se o processo de compostagem como encerrado. Isto foi corroborado pelo retorno da temperatura a 25 °C (temperatura ambiente), uma vez que na fase termófila as temperaturas médias das pilhas superaram os 60 °C. Adicionalmente, isto ocorreu quando o pH médio ficou entre 6,5 e 7,0, após ter iniciado o processo em 8,5. Amostras representativas (obtidas por quarteamento) de cada pilha foram submetidas a ensaios em triplicata no Instituto Agrônomo de Campinas (IAC), em Campinas (S.P., Brasil) para determinação de atributos indicadores da qualidade de um

condicionador de solo. No caso, foram determinados os seguinte parâmetros, seguindo-se os procedimentos normalizados (E.P.A., 2007):

- teores de carbono orgânico, por digestão com dicromato de potássio e determinação volumétrica;
- N pelo método Kjeldahl;
- K, por fotômetro de chama (EPA/SW-846);
- F, As, Cd, Pb, Cr, Mg, Ni e Se por espectrometria de emissão atômica (EPA/SW-846).

Além dos resultados técnicos dos compostos obtidos, bem como de suas eventuais aplicações, também foi dimensionada uma unidade de compostagem para atender à empresa, que teria capacidade para a compostagem de todo o resíduo orgânico gerado pela indústria (ou seja, em torno de 30 toneladas mensais). Esse dimensionamento levou em conta fatores como: massa de resíduos orgânicos gerados pela empresa, massa de resíduos por pilha, densidade do resíduo, tempo médio do processo de compostagem. Apesar de não ter sido dimensionado, acredita-se que a área da empresa que é ocupada por jardins seja suficiente para prover a quantidade necessária de resíduos de jardins para a compostagem.

3.2. Dimensionamento da usina de compostagem

Para o dimensionamento de uma eventual usina de compostagem dentro da empresa que funcionasse com os resíduos orgânicos gerados pela própria empresa, foram levados em conta os seguintes dados:

- densidade do composto baseado na literatura e em verificação aproximada no próprio resíduo submetido à compostagem (Waldemar, 2000);
- quantidade de resíduos orgânicos gerados pela empresa;
- tempo médio para compostagem de 120 dias, segundo o método utilizado nas pilhas;
- as pilhas não devem ser revolvidas, devendo ser colocados sob a base do *pallet*, anteriormente à colocação de material orgânico, o sistema perfurado de PVC para oxigenação da massa; e
- volume de resíduos a ser colocado em cada pilha, levando em conta a área da base de cada pilha de 5,76 m² e considerando uma altura mínima de 1 m.

Dessa forma, determinou-se, com um coeficiente de segurança de 20 %, que para a implantação de uma usina de compostagem com funcionamento em fluxo contínuo dentro da empresa, devem ser utilizadas 42 pilhas.

Entende-se que todo o sistema atenderia, a contento, a dinâmica de produção de resíduos alimentares e de jardins produzidos diariamente na empresa.

3.3. Resultados do estudo da compostagem

A Tabela 2 apresenta a média das quantidades de metais pesados encontradas nos ensaios em triplicata realizados com os materiais obtidos após o processo de compostagem natural de cada uma das pilhas. São também apresentados os limites de metais pesados admitidos para condicionadores de solo (em miligramas de metal pesado por kilo de composto), regulamentados pela Instrução Normativa 27/2006 da Secretaria de Defesa Agropecuária do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento do Governo Federal Brasileiro (SDA, 2006).

Observa-se pela Tabela 2 que, de maneira geral, as quantidades médias dos metais pesados presentes nas duas pilhas estão muito abaixo dos limites máximos estabelecidos pela legislação. Isso significa que um composto orgânico que possua tais quantidades de metais pesados, está apto para ser aplicado em culturas agrícolas sem que haja a contaminação do solo ou mesmo da planta que o receber (SDA, 2006).

Os resultados da Tabela 2 eram esperados, pois a matéria prima para a produção do composto orgânico consiste em restos de comida de restaurante e restos vegetais de poda de jardim. Ademais, a pouca quantidade de metais pesados presentes no composto indica que não ocorre a mistura dos restos de comida do restaurante da empresa com resíduos perigosos, também gerados pela empresa, tais como pilhas, baterias e lâmpadas.

Na Tabela 3 encontram-se as médias dos resultados obtidos para C orgânico e de macronutrientes primários encontrados em amostras representativas dos compostos produzidos em pelas duas pilhas.

Tabela 2. Comparação entre a ocorrência de metais pesados nos compostos orgânicos das duas pilhas e os limites máximos permitidos pela IN 27/2006 (SDA, 2006).

Metal Pesado (mg kg)	Limite máximo (IN 27/2006)	Média Pilha 1	Média Pilha 2
Arsênio	20,0	<0,5	<0,5
Cádmio	8,0	<0,5	<0,5
Chumbo	300	5,8 (± 2,0)	2,5 (± 1,3)
Cromo	500	17,3 (± 2,5)	5,4 (± 1,7)
Mercúrio	2,5	<0,5	<0,5
Níquel	175	1,4 (± 0,8)	1,5 (± 0,9)
Selênio	80,0	<0,5	<0,5

Como comentado, numa das pilhas houve revolvimento e na outra não, porém havia uma tubulação perfurada para a entrada de ar durante a compostagem. A idéia era que, caso a segunda pilha apresentasse resultados satisfatórios, a tubulação fosse utilizada no caso de uma ampliação de escala, pelo fato de se evitar o revolvimento, que demanda maquinário específico e uma área maior.

A média dos teores de P encontrados nas pilhas 1 e 2 foram, respectivamente, 0,24% e 0,47% em massa. Nos dois casos, pode-se dizer que tal teor é médio com relação às quantidades encontradas em adubos orgânicos. Em relação à análise do K, verifica-se uma discrepância entre os valores obtidos nas duas pilhas. Tal fato também ocorreu entre as três amostras de cada pilha analisada. Mas pode-se dizer que, de maneira geral, o composto final apresentou um teor de K considerado médio, comparado a adubos orgânicos.

Com relação ao C orgânico, os resultados indicam que, caso seja feita a adição sucessiva desse material ao solo, deverão ocorrer alterações significativas e positivas na capacidade de suporte de atividades agrícolas do mesmo, devido a uma melhoria na fertilidade do solo e eventualmente maior resistência ao processo de degradação.

O que se esperava neste caso é que fossem obtidos valores similares dos parâmetros medidos em ambos os tratamentos, uma vez que não ocorreu variação da fonte de matéria prima e sim de uma etapa de processo, que foi a aeração diferenciada. Contudo, as diferenças encontradas nos teores químicos podem estar relacionadas a uma variabilidade no cardápio diário, o que não é o mesmo todos os dias, resultando em resíduos diferentes.

Sobre os valores de N encontrados, pode-se dizer que o composto da pilha 1 se assemelha ao obtido no esterco de curral e o da pilha 2 se assemelha ao produto obtido no esterco de galinha (Berton, 2008). A relação C/N média das pilhas 1 e 2 foram 15/1 e 12/1, respectivamente, reforçando a hipótese de que os 120 dias foram suficientes para se chegar ao final do processo de compostagem. A primeira relação (15/1) é considerada boa e a segunda (12/1) é considerada ótima, tendo como referência relações C/N para adubos orgânicos. Tal fato indica que a aplicação do composto no solo deverá acarretar a mineralização do N, tornando-o disponível para as plantas. Entretanto, a liberação desse nutriente não será feita em altos níveis, ou seja, devido às características do composto orgânico, o N provavelmente será liberado paulatinamente, evitando perdas por lixiviação, comuns no uso de adubo minerais.

Em linhas gerais, não é possível afirmar que o composto obtido de uma das pilhas tenha ficado com qualidade melhor que o composto da outra, o que talvez fosse possível com a constituição de mais pilhas de ambos os arranjos. Porém, a similaridade dos resultados sugere a eficácia do sistema que não utilizou revolvimento, mais simples de ser realizado.

Tabela 3. Média dos teores de C orgânico e macronutrientes para os compostos produzidos pelas duas pilhas

Pilha	C-orgânico	N-Kjeldahl	g kg ⁻¹		
			P	K	C/N
Pilha 1	261 ± 32,6	17,0 ± 1,5	2,4 ± 0,01	5,4 ± 3,4	15,3
Pilha 2	468,0 ± 28,2	39,4 ± 3,2	4,7 ± 0,5	17,7 ± 9,3	11,9

3.4. Dimensionamento da usina de compostagem

Considerando-se, as condições assumidas conforme mencionadas no item 3.2. e considerando-se um espaçamento médio de 1,5 metros entre cada pilha, estima-se que tal usina necessitará de uma área em planta de cerca de 900 m² disponível dentro da empresa. As pilhas deverão ficar dispostas lado a lado, formando um retângulo imaginário de 26,40 x 22,70 m² (7 x 6 pilhas). O terreno deverá ser cimentado (para evitar a infiltração do chorume gerado), com declividade de 2 % e o galpão deverá ser coberto em toda sua extensão (para diminuir problemas com arraste de partículas com a chuva). Recomenda-se a cobertura com telhas no formato das de fibrocimento, porém feitas com resíduos da fabricação de embalagens longa-vida. Essas telhas podem ser furadas (e posteriormente vedadas no entorno) para permitir que sejam acopladas garrafas de PET usadas. Com água em cerca de 2/3 de seu volume, essas garrafas permitem a entrada de luz solar e seu espalhamento para o ambiente, o que deve evitar a necessidade de iluminação artificial durante o dia.

Um conjunto de células fotovoltaicas comumente comercializadas pode suprir toda a energia ou parte dela, aumentando o caráter sustentável e renovável do empreendimento. Foi proposto, ainda, um sistema de captação de água de chuva para manter a umidade adequada nas pilhas. São sugeridas 2 caixas d'água de 10.000 litros cada. As caixas d'água devem ficar elevadas a 3 metros, de modo que a carga hidráulica seja suficiente para que se chegue, com mangueira, à última pilha, o que eventualmente pode ser solucionado com a instalação de um sistema de bombeamento (bomba de ¼ HP). Sugere-se a utilização de água da chuva para umedecimento das pilhas ao invés de água tratada, pois não contém cloro. Tal elemento poderia inibir a população de microrganismos presentes no processo de compostagem.

A proposta considera, também, a adoção de um sistema de captação e envio do possível chorume gerado nas pilhas para a estação de tratamento de efluentes (ETE) da empresa. A captação se dará por gravidade a partir de uma inclinação do piso em 2 %, bem como da instalação de canaletas para o direcionamento do líquido. Do local proposto para a usina, o envio do chorume à ETE poderá ser feito por gravidade. Neste trabalho não foram feitas estimativas quanto ao custo da instalação.

CONCLUSÕES

Pela revisão bibliográfica apresentada, nota-se que a compostagem, apesar de já praticada há muito tempo, tem surgido recentemente como uma ferramenta de grande potencial para a diminuição dos problemas decorrentes do mau gerenciamento dos resíduos sólidos. Entretanto, no Brasil, ações urgentes devem ser tomadas, uma vez que, segundo informações oficiais, são poucas as instalações de compostagem no país. Sabidamente, a maior parte dos resíduos sólidos urbanos brasileiros coletados é composta por material orgânico, cerca de 58 % do total.

De maneira geral, nota-se que, além da diminuição da quantidade de resíduos a serem encaminhados aos locais de disposição final, bem como da possibilidade de geração de renda para as comunidades envolvidas, a incorporação de material orgânico compostado apresenta várias vantagens para o solo e/ou plantas.

Para indústrias, a matéria orgânica gerada nos restaurantes e nos serviços de jardinagem constitui um problema contínuo, devido à ausência de alternativas de reciclagem. Dessa maneira, unidades de compostagem localizadas nas próprias indústrias poderiam resolver esse problema, diminuindo os custos de transporte e aterramento, além de se obter um condicionador de solo que pode ser usado na própria instalação ou entregue a potenciais clientes.

Os resultados do estudo da compostagem indicam que a matéria orgânica gerada na indústria é compostável e possível de sofrer o processo utilizando-se processo natural e com o mínimo de intervenção. Para isso, duas pilhas de 2m³ cada e 2.500 kg de resíduos foram levantadas com cerca de 60% em massa de restos de comida e 40 % em massa de podas de jardim. As análises de metais pesados revelaram a possibilidade de utilização do composto, sem restrições para uso na agricultura. Já a análise de macronutrientes mostra que o composto final apresenta valores médios a altos, caracterizando o produto com um bom condicionador de solo. Obteve-se, entre outros parâmetros, relações C/N de 15/1 e 12/1, consideradas boa e ótima, respectivamente, para adubos orgânicos.

Com respeito ao dimensionamento, estima-se que uma usina de compostagem, para funcionar em fluxo contínuo na empresa e com os resíduos orgânicos dela, necessitaria de 42 pilhas e uma área estimada de 900 m². Esse investimento certamente seria pago a médio prazo, levando em conta o alto custo com transporte e destinação final desses resíduos da empresa, bem como o baixo custo de manutenção da usina.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq)-PIBIC/UNESP, à *Flextronics International Tecnologia Ltda* e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP),

pelos apoios financeiros nos trabalhos e aos Srs. V. da Silva Moreira, Prof. W. Bizzo, A. Rodrigues Nogueira, D. Akira Kagohara, J.A. Saide Schwartzman, T. de Mattos, A. Guazzelli Rosa e A.C. Arroyo Santos pela inestimável colaboração em diversas etapas da execução dos trabalhos experimentais e de redação deste manuscrito.

REFERÊNCIAS

- Andrade J.B.L. 1992. *Gestão de resíduos sólidos na cidade de Manaus*. Prefeitura Municipal de Manaus-AM, 1992. Número 103658 do Ecodata CETEA/ITAL, Manaus (Brasil).
- ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas). 2004. *Resíduos Sólidos – Classificação*. Número de referência da Norma Brasileira NBR 10.004. São Paulo. 71 pp.
- Aquino F.T. e M. Santiago-Silva, 2006. Determinação de ácidos carboxílicos em composto de resíduos sólidos urbanos por cromatografia gasosa com detector de ionização em chama. *Eclética Química*, São Paulo, 31: 2. Disponível em <www.scielo.br>.
- Azevedo M.A., N.L. Corrêa Sobrinho e C.B. Pereira. 1997. Avaliação do emprego de uma nova metodologia para caracterização física dos resíduos sólidos urbanos. *19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Foz do Iguaçu (PR). Anais em CD-ROM, Foz do Iguaçu (Paraná, Brasil).
- Baddi, G. A., M. Hafidi, J. Cegarra, J.A. Albuquerque, J. González, V. Gilard e J.C. Revel. 2004. Characterization of fulvic acids by elemental and spectroscopic (FTIR and ¹³C-NMR) analyses during composting of olive mill wastes plus straw. *Bioresource technology*, 93: pp. 285-290.
- Bernache-Pérez G., S. Sánchez-Colón, A.M. Garmendia, A. Dávila-Villareal, M.E. e Sánchez-Salazar. 2001. Solid waste characterization study in the Guadalajara Metropolitan Zone, México. *Waste Management & Research*, 19: 413-424.
- Berton R.S. 2008. *Parecer Técnico sobre Análise de Fertilizante Orgânico Amostras QS 222/2008 e 223/2008*. Instituto Agrônomo de Campinas, Campinas (Brasil).
- Bianchi O. 2003. Índices de Geração de Resíduos Poliméricos no Município de Caxias do Sul Através da Caracterização Física e Composição Gravimétrica. In: *7º. Congresso Brasileiro de Polímeros*, Belo Horizonte (M.G. Brasil). Anais em CD-ROM.
- Bidone F.R.A. e Povinelli, J. 1999. *Conceitos Básicos de Resíduos Sólidos*. EESC-USP, São Carlos (S.P., Brasil).
- Bolaane B., M. Ali. 2004. Sampling household waste at source: lessons learnt in Gaborone. *Waste Management & Research*, 22: 142-148.
- Bonelli C.M.C. 1994. *Perfil de Recicladora de Plástico*. Rio de Janeiro-RJ: Compromisso Empresarial para a Reciclagem, Rio de Janeiro.
- Buenrostro O., G. Bocco e G. Bernache. 2001. Urban solid waste generation and disposal in México: a case study. *Waste Management & Research*, 19: 169-176.

- CEMPRE (COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA A RECICLAGEM). 2010. *Portal da entidade*. Disponível em: <www.cempre.org.br> Acesso em 6 março 2010.
- Chung S. e C. Poon. 2001. Characterisation of municipal solid waste and its recyclable contents of Guangzhou. *Waste Management & Research*, v. 19, pp. 473-485.
- D'almeida M.L.O. 2000. *Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado*. IPT/CEMPRE. São Paulo.
- Diaz-moreno A.B. 1999. Possibilidades metodológicas de aplicação de indicadores ambientais a nível municipal. *Revista de Estudos Ambientais*. Blumenau, v.1, n.1, jan./abr, p. 77-95.
- E.P.A. (Environmental Protection Agency). 2007. *Wastes – Hazardous Waste – Test Methods*. SW-846 – online. Disponível em: <www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/online>. Acesso em agosto de 2010.
- FIESP (Federação das Indústrias do Estado de São Paulo). Sem data. *Indicadores de desempenho ambiental na indústria*. Apostila obtida na internet. Acesso em julho de 2010. URL: <www.fiesp.com.br/publicacoes/pdf/ambiente/cartilha_indic_ambiental.pdf>.
- Garg P.; Gupta, A.; Satya, S. 2006. Vermicomposting of different types of waste using *Eisenia foetida*: a comparative study. *Bioresource Technology*, 97; 391-395.
- Gomes L.P. 1989. *Estudo da Caracterização Física e da Biodegradabilidade dos Resíduos Sólidos Urbanos em Aterros Sanitários*. Dissertação de Mestrado - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- IBGE (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA). 2002. *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico: 2000*. IBGE, Rio de Janeiro.
- IPCE (INSTITUTO DE PLANEJAMENTO DO CEARÁ). 1999. *Mapa dos Resíduos Sólidos no Estado do Ceará*. Fortaleza. 50 pp.
- Jahnel M.C., R. Melloni e E.J.B.N. Cardoso. 1999. Maturidade de composto de lixo urbano. *Scientia agrícola*, 56: 301-304.
- JOCE (JORNAL OFICIAL DAS COMUNIDADES EUROPÉIAS). 1999. *Directiva 1999/31/CE do Conselho*. Disponível em <http://europa.eu/legislation_summaries/environment/tackling_climate_change/121208_pt.htm>. Acesso em 10 fev. 2010.
- Kiehl E.J. 1998. *Manual de Compostagem: maturação e qualidade do composto*. Kiehl, Piracicaba (Brasil) 171 pp.
- Landgraf M.D., R.A. Messias, M.O.O. Rezende. 2005. *A Importância Ambiental da Vermicompostagem: vantagens e aplicações*. Ed. Rima, São Carlos (Brasil).
- Lessa S.S. 2009. *Desperdício de Alimentos: Um Problema Social e Ambiental*. Monografia (Especialização em Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável). Universidade Estadual Paulista. Sorocaba (São Paulo, Brasil), 33 pp.
- Lima J.S., J.E.G. Queiroz e H.B. Freitas. 2004. Effect of selected and non-selected urban waste compost on the initial growth of corn. *Resource, Conservation & Recycling*, 42: 309-315.
- Mancini S.D., A.R. Nogueira, D.A. Kagohara, J.A.S. Schwartzman e T. Mattos. 2007. Potential Recycling of Urban Solid Waste Destined for Sanitary Landfills: the Case of Indaiatuba, SP, Brazil. *Waste Management & Research*, 25: 517-523.

- Oliveira S. 2001. *Compostagem: Vermicompostagem*. Apostila do curso de Zootecnia da Faculdade de Ciências Agrárias da Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho” Campus de Botucatu. Botucatu (S.P., Brasil).
- Oliveira F.N.S., H.J.M. Lima, J.P. Cajazeira. 2004. *Uso da Compostagem em Sistemas Agrícolas Orgânicos*. Fortaleza: Embrapa Agroindústria Tropical.
- Oliveira S., A. Pasqual, L.P. Barreira, V.P. Salazar, A.A.G. Toledo e A.L. Leão. 1999. Caracterização Física dos Resíduos Domésticos da Cidade de Botucatu/SP. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. Rio de Janeiro, 3: 113-116.
- Philip S.T. 2006. *Nutrição e técnica dietética*. 2ª ed. Editora Manole. Barueri (S.P., Brasil).
- PMSP (PREFEITURA DO MUNICÍPIO DE SÃO PAULO). 2003. *Caracterização gravimétrica e físico-química dos resíduos sólidos domiciliares do município de São Paulo*. 2003. Página do município. Disponível em <http://portal.prefeitura.sp.gov.br/secretarias/servicoseobras/residuos_solidos/0011>. Acesso em 06 mar. 2005.
- Primavesi A.M. 1987. Manejo ecológico do solo: a agricultura em regiões tropicais. 9ª edição. Editora Nobel, São Paulo. 459 pp.
- Rocha J.C. e A.H. Rosa. 2003. *Substâncias húmicas aquáticas: Interação com espécies metálicas*. Editora Unesp, São Paulo (Brasil).
- SDA (Secretaria de Defesa Agropecuária). 2006. *Instrução Normativa da Secretaria nº. 27 de 5 de junho de 2006*. Dispõe sobre fertilizantes, corretivos, inoculantes e biofertilizantes, para serem produzidos, importados ou comercializados. Diário Oficial da União de 09/06/2006, seção 1, pg. 15.
- Seiffert M.E.B. 2006. *ISO14.001: Sistemas de Gestão Ambiental: Implantação Objetiva e Econômica*. Editora Atlas. São Paulo (Brasil)
- Silva F.C., R.S. Berton, J.C. Chitolina e S.D. Ballesterro. 2002. *Circular Técnica nº 3 – Recomendações técnicas para o uso agrícola do composto de lixo urbano no estado de São Paulo*. Embrapa (Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento). Campinas (S.P., Brasil).
- Sztern D. e M.A. Pravia. 1999. *Manual para la Elaboracion de Compost: Bases Conceptuales y Procedimientos*. Montevideo: Organización Panamericana de Saúde (Uruguay).
- U.S.E.P.A. (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). 1994. *Composting of Yard Trimmings and Municipal Solid Waste*. Washington DC.
- Veras L.R.V. e J. Povinelli. 2004. A vermicompostagem do lodo de lagoas de tratamento de efluentes industriais consorciada com composto de lixo urbano. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. 9 (3): 218-224.
- Waldemar C.C. 2000. A Produção de Composto Orgânico Em Porto Alegre: O Uso do Picador de Resíduos. *XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental*. 2000. Anais. Porto Alegre – RS.
- Zeng Y., K.M. Trauth, R.L. Peyton e S.K. Banerji. 2005. Characterization of solid waste disposed at Columbia Sanitary Landfill in Missouri. *Waste Management & Research*, v.23.

EFFECTOS DE LA RELACIÓN C/N Y EL CONTENIDO DE HUMEDAD SOBRE LA EFICIENCIA DEL COMPOSTAJE EN REACTORES A ESCALA BANCO-LABORATORIO

A. R. Prono⁽¹⁾, C. A. Martín⁽¹⁾ y M. J. Mazzarino⁽²⁾

⁽¹⁾ Instituto de Desarrollo Tecnológico para la Industria Química, INTEC (UNL-CONICET). Güemes 3450, Santa Fe 3000 (Argentina). <aprono@intec.gov.ar>, <cmartin@ceride.gov.ar>.

⁽²⁾ Centro Regional Universitario de Bariloche, CRUB (Universidad Nacional del Comahue) - CONICET, Quintral 1250, San Carlos de Bariloche 8400 (Argentina). <mmazzari@crub.uncoma.edu.ar>.

Resumen: El proceso de compostaje es una tecnología ampliamente utilizada para el tratamiento y valorización de los residuos orgánicos, ya que permite alcanzar una substancial reducción en peso y volumen de los desechos, generando un producto final que, dependiendo de su calidad, puede ser utilizado como enmienda o mejorador de suelos. En el presente estudio se evaluaron los efectos de la relación C/N y la humedad inicial sobre la eficiencia del proceso de compostaje. Para la experiencia se utilizaron reactores abiertos, diseñados con una escala y condiciones intermedias entre laboratorio y piloto (55 L) que operaron durante 28 días coincidiendo con el período más activo de degradación. Se prepararon cuatro mezclas con materiales orgánicos diversos (residuos de comida, de jardín, paja de trigo y estiércol equino) y se estudiaron tres condiciones de proceso variando la relación C/N y la humedad iniciales respecto a una condición de referencia (humedad = 66 %, C/N = 27,4). Durante el proceso se determinaron parámetros físicos, químicos y biológicos tales como temperatura, pH, N total (% NT), C orgánico (% C org), % SV, % cenizas, relación C/N, % Humedad y % Lignina Total. El tratamiento con menor relación C/N (20,9) presentó la mayor reducción en masa (58,6%), pero también las mayores pérdidas de NT (41,1 %). Por su parte, la mezcla con mayor relación C/N resultó, si bien con una buena conservación de NT (pérdidas del 27,4 %) también con la menor pérdida de masa obtenida al final del proceso (46,0 %) y el menor valor de la constante de degradación de pseudo-primer orden (0,019 d⁻¹ frente al máximo de 0,069 d⁻¹ correspondiente al caso con menor relación C/N). El reactor con la máxima humedad estudiada (80 %) fue el menos eficiente en términos generales. Los resultados obtenidos indican que el exceso de humedad y relaciones C/N extremas afectan negativamente la eficiencia del proceso. El presente trabajo también pretende demostrar la factibilidad de utilizar reactores de escala media que, con un adecuado diseño experimental, permiten estudiar el compostaje en condiciones semicontroladas con sistemas capaces de desarrollar la termodinámica del proceso en forma "natural" (esto es, sin control externo de temperatura). Estos resultados constituyen un antecedente importante para lograr una extrapolación de los mismos a las escalas mayores, en las cuales se suele utilizar esta tecnología.

Palabras clave: Residuos sólidos, biodegradación, eficiencia.

Efects of initial C/N and moisture on the composting efficiency using laboratory-bench scale reactors

Abstract: The composting process is recognized as an effective technology for the recovery of organic waste, because it results in an important reduction of weight and volume, and in a final product which, depending on its quality, can be used as amendment or improver of degraded soils. In this study the effects of the initial C/N ratio and moisture content on the efficiency of the composting process were evaluated. The experiment was performed using open bench-scale (55 L) vessels operated for 28 days (coinciding with the most active phase of the process). Four mixtures of food and garden wastes, wheat straw and horse manure were prepared, and three different conditions of initial C/N ratio and moisture were designed respect to a reference (moisture = 66 %, C/N = 27.4). The evolution of physical, chemical and biological parameters such as temperature, pH, % TN, % C-org, % VS, % Ash, C/N ratio, % Moisture, and % Total Lignin were determined. On one hand, the reactor with the lower C/N ratio (20.9) reached the highest mass reduction (58.62 %), but also the greatest loss of total N (41.1 %). On the other hand, the mixture performed with the higher C/N ratio reached an acceptable TN conservation (losses of 27.40 %), but also the lowest mass loss at the end of the process (46.0 %) and the lowest pseudo first's order constant's degradation (0.019 d^{-1} compared with the maximum 0.069 d^{-1} obtained by the lower C/N ratio mixture). The vessel with the highest moisture content (80 %) showed in general the lowest efficiency. Results showed that extreme initial values of moisture and C/N ratios affect negatively process performance. The present work highlights the feasibility of using middle-scale reactors which, with proper experimental design, allow studying the composting in semicontrolled conditions with self-heating systems and capable of developing the thermodynamics of the process naturally (i.e., without external control of temperature). These results provide background information for the possible extrapolation to large scales.

Key words: Solid wastes, biodegradation, performance.

INTRODUCCIÓN

Lograr una gestión adecuada de los residuos sólidos generados por el hombre constituye hoy en día un verdadero desafío y una de las problemáticas medioambientales prioritarias que deben hacer frente y resolver las sociedades contemporáneas. En los últimos años se viene impulsando el concepto de valorización de los residuos que plantea la reutilización, la recuperación y la transformación como medidas para la minimización de la porción que finalmente debe ser dispuesta en rellenos sanitarios. En cada caso las tecnologías que se aplican para ese propósito se seleccionan en función de la caracterización y de la masa de los residuos a tratar, dependiendo también

de múltiples factores como los recursos humanos, económicos y tecnológicos disponibles, el costo operacional, entre otros.

En este contexto la fracción orgánica se destaca del conjunto de los desechos tanto por constituir una porción importante del total generado (en Argentina, por ejemplo, ésta alcanza el 50 % de los residuos sólidos urbanos, ENGIRSU 2005) como por sus características intrínsecas (heterogeneidad, rápida descomposición, atracción de vectores, *etc.*), demandando una especial atención ya que puede provocar impactos negativos sobre el ambiente y la salud pública si no es gestionada adecuadamente.

Por otro lado, está demostrado que el compostaje aerobio es una tecnología ampliamente reconocida y utilizada que da alternativa de tratamiento a este tipo de residuos, ya que permite alcanzar una reducción apreciable en su peso y volumen y genera un producto final que, dependiendo de su calidad, puede ser utilizado como mejorador de suelos (Keener *et al.* 1993; Sundburg 2005; Cayuela *et al.* 2009). En este contexto resulta de sumo interés profundizar los conocimientos en cuanto a los procesos físicos, químicos y microbiológicos involucrados en él a fin de mejorar su eficiencia en términos de obtener productos de calidad en el menor tiempo posible en condiciones respetuosas con el ambiente y con sistemas que sean viables económicamente; todos ellos considerados aspectos fundamentales para satisfacer las demandas de un mercado cada vez más exigente, extender sus posibilidades de uso y optimizar el diseño de las instalaciones de procesamiento.

En la literatura es posible encontrar aportes al tema desde múltiples visiones y aristas. Así, por ejemplo, Ekinici *et al.* (2004, 2006) analizaron el efecto en la eficiencia del proceso de las características de los materiales utilizados, de la tasa de aireación y recirculación del aire, y de distintas estrategias de aireación. Por su parte Smars *et al.* (2002) demostraron que se mejoran los tiempos del compostaje de residuos domésticos si se controla la temperatura dentro de rangos mesofílicos durante la fase inicial de pH bajos, mientras que Das *et al.* (1997) estudiando el efecto de la humedad sobre la compactación y permeabilidad del compost, encontraron que para humedades iniciales mayores al 60 % se reducen los espacios de aire libre internos y, por ello, se incrementa la potencia necesaria en los aireadores y los costos asociados a ésta. Sundburg (2005) mejoró la eficiencia del proceso controlando la aireación, la temperatura y el pH de la mezcla. Otros trabajos se han concentrado en la conservación de N durante el proceso, ya que impacta en la calidad agronómica del producto final. Así se ha encontrado que la relación C/N, la frecuencia de los volteos, el tamaño de partícula y las características químicas y físicas de la mezcla original tienen un gran efecto en la conservación de este nutriente (Hansen *et al.* 1989, 1993; Tognetti *et al.* 2007). Finalmente, Cayuela *et al.* (2009) destacaron en su trabajo la importancia de utilizar parámetros que incluyan diferentes propiedades de la matriz de *compost*, para evaluar apropiadamente la eficiencia del proceso.

Los abundantes trabajos publicados en el tema se basan, en su mayoría, en estudios llevados a cabo en reactores cerrados de escala laboratorio (volúmenes entre 30 y 100 L) en sistemas totalmente controlados (esto es, temperatura, aireación) que guardan importantes diferencias con la situación real en que se aplica esta tecnología, o a escala piloto (hileras con volteos manuales/mecánicos, o aireación forzada, con un volumen mínimo de entre 200 a 1000 L) que representan las condiciones de futuras aplicaciones en pilas con aireación forzada. Finalmente existe un tercer grupo que conduce sus estudios a escala industrial (mayor a 1000 L), simulando pilas estáticas aireadas o con volteos, pero con las dificultades de manejo asociadas al volumen de sustrato involucrado.

La temperatura como parámetro dentro del compostaje cumple dos roles muy importantes, ya que indica tanto el nivel de actividad biológica como la potencial eliminación de microorganismos patógenos. Respecto a la actividad microbiológica presente en el sistema existen en la bibliografía expresiones que vinculan a la temperatura con la constante de velocidad que rige la dinámica poblacional de los microorganismos (Marugg *et al.* 1993; Keener *et al.* 1996; Keener *et al.* 2005; Petric *et al.* 2008) y por lo tanto, con la velocidad con la cual se lleva a cabo la degradación biológica del sustrato. Gran parte de los microorganismos se inhiben a temperaturas por debajo de los 20 °C o por encima de los 80 °C; en el rango intermedio por cada 10 °C de incremento de la temperatura se duplica la actividad metabólica microbiana (Palmisano *et al.* 1996). Por otra parte, la evolución de la temperatura está relacionada a la posible eliminación y control de microorganismos patógenos dentro de la masa de residuos en procesamiento; este aspecto es contemplado en numerosas normativas y regulaciones (*v. g.*, *Environmental Protection Agency* 2007) que son tenidas en cuenta como referencia en países como Argentina y otros de la región. Por ejemplo, algunas establecen que para asegurar la eliminación de los microorganismos potencialmente patógenos, se debe mantener una temperatura por encima de los 55 °C durante 15 días o más, con cinco volteos en dicho período (para pilas con volteos), mientras que esta exigencia se reduce a tres días consecutivos si se trata de sistemas en pilas estáticas con o sin inyección de aire.

El pH del sustrato como condición ambiental dentro del compostaje es muy importante, ya que determina la dirección (en términos químicos) hacia la cual evoluciona el proceso. Valores extremos tanto bajos como altos inhiben el metabolismo microbiano y numerosos investigadores han descrito muy bien la interdependencia que guarda la sucesión poblacional microbiana con el pH, así como la dinámica del C y del N con la temperatura y este factor (Haug 1993; Smars 2002; Sundberg *et al.* 2008). Con frecuencia el pH presenta un descenso notable durante los primeros momentos del proceso atribuible a la formación de ácidos orgánicos generados bajo condiciones anaeróbicas (Bernal 1998; Ramírez-Pérez 2007). Esto sucede cuando el oxígeno inicialmente presente en la masa se agota

debido al crecimiento exponencial de los microorganismos degradadores, dando lugar a micrositios anaeróbicos que otorgan un ambiente propicio para la producción de estos ácidos. Seguidamente (junto con un ascenso de temperatura) se incrementa también el pH durante todo el período termofílico para luego, una vez concluido éste, comenzar a descender hasta valores cercanos al neutro o ligeramente ácidos denotando, junto a otros indicadores, una estabilización del material orgánico compostado. Este último comportamiento se vincula usualmente a la ocurrencia de nitrificación, proceso acidificante dado que implica la oxidación del amonio y la liberación de protones al medio).

La humedad es otro factor esencial para el mantenimiento de la actividad microbiana; su pérdida puede imponer severas limitaciones sobre el proceso. Por este motivo Haug (1993) sugiere adoptar una que sea tan alta como sea posible, siempre que no se vea afectada la porosidad interna de la masa. En relación a ese parámetro existen dos “postulados” casi indiscutibles en cuanto al compostaje. El primero es que la evaporación es considerada como uno de los principales mecanismos de enfriamiento de la masa en tratamiento. Se sabe por ejemplo que los 20kJ producidos por la descomposición de 1 g de materia son equivalentes al calor de vaporización de 10 g de agua (Haug 1993) y, pese a los 0,5 g de agua generados por cada gramo de materia descompuesta (Sundberg 2005), el material comienza progresivamente a secarse si no se adiciona agua de modo que el proceso no se vea limitado. El segundo “postulado” es que (en un sistema de actividad microbiológica tan dinámico y con permanentes modificaciones de la temperatura como ocurre en este tipo de fenómeno) no es posible mantener constante en el sentido estricto el contenido de humedad durante un período considerable de tiempo.

La relación C/N inicial de los materiales es otro de los factores importantes, ya que afecta la dinámica del N en el sustrato durante el proceso. Si bien está estudiado que a bajas relaciones C/N le corresponden altas pérdidas de N debidas a la volatilización del amoníaco, este indicador no debe analizarse en forma aislada sino conjuntamente con la calidad o biodisponibilidad del C presente en los sustratos. Sundberg (2005), por ejemplo, señala que cuanto mayor es la biodisponibilidad de C mayor es la conservación de N en el material; sin embargo, también está demostrado que el uso de materiales lignocelulósicos como agentes de mezcla contribuye a dicho efecto (Sánchez-Monedero *et al.* 2001). Esto último está fundamentado en que si la mezcla en la pila está compuesta exclusivamente por material rico en C biodisponible se desarrolla una intensa actividad microbiana que puede dar lugar a una rápida degradación del N que, transformado luego en NH_4^+ y bajo condiciones termofílicas y de elevado pH, puede perderse por volatilización del NH_3 . Otros fenómenos como la nitrificación (oxidación del NH_4^+ a NO_3^-) y la desnitrificación (reducción del NO_3^- hacia el N_2) se llevan a cabo mediante

sucesivos pasos a lo largo del proceso de compostaje. El primero a través de un grupo de bacterias específicas (*Nitrosomonas* y *Nitrobacter*), mientras que el segundo es mediado por bacterias anaerobias facultativas. Estos procesos se ven favorecidos a pH cercanos al neutro y/o menores y a temperaturas mesofílicas, alterando el contenido de N presente en el sustrato y, por ende, la relación C/N. Resulta bastante complejo gestionar los sistemas de forma tal de lograr reducir las emisiones gaseosas que dañan el ambiente y al mismo tiempo optimizar la retención de N en el sólido estabilizado, incrementando de esta manera la calidad del compost generado para potenciar su uso posterior como enmienda de suelos.

Como se hiciera mención previamente son múltiples los parámetros utilizados que pueden encontrarse en la bibliografía para cuantificar la eficiencia del proceso de compostaje. En términos de la tasa de desaparición del Corg (estimado por calcinación), o a través de la medición de generación de CO₂. El contenido de cenizas está constituido básicamente por la porción inorgánica del material. Si se define el compostaje como la degradación microbiológica del componente *orgánico biodegradable* contenido en los residuos, esa fracción debería permanecer inalterable al final del proceso, por lo cual es posible considerar al contenido de cenizas como constante (Bernal *et al.* 1998; Sánchez-Monedero *et al.* 2001; Cayuela *et al.* 2009; Leconte *et al.* 2009), y corregir las pérdidas que tienen lugar en cuanto al Corg y el NT. Sin embargo, debe tenerse en cuenta que por calcinación se oxidan *químicamente* compuestos orgánicos que *biológicamente* son resistentes, por lo que los parámetros estimados a través de esta técnica pueden generar errores respecto a lo que se pretende medir. Otra alternativa es estimar el contenido de lignina en el material, ya que se sabe que esta fracción es la más “resistente” desde el punto de vista *microbiológico*. Esto no quiere decir que no sea degradable, sino que es la *menos* degradable en un tiempo dado, por lo que resulta un indicador más ya que la variación en su concentración indica el grado de descomposición microbiológica que ha sufrido el sustrato.

El presente estudio se llevó a cabo para evaluar los efectos de la relación C/N y la humedad inicial sobre la eficiencia del proceso de compostaje, durante el período de mayor actividad biológica (de 28 días en este caso), utilizando cuatro reactores a escala laboratorio pero diseñados para operar en condiciones semicontroladas (representativos del proceso de compostaje realizado a escala industrial por el método de hileras con volteos). La escala de trabajo utilizada y el diseño de los reactores propuesto trata de establecer, además, la factibilidad de llevar adelante estudios en dicha escala; es decir, lograr sistemas capaces de desarrollar la termodinámica del proceso en forma “natural” (esto es, sin imposición artificial de temperatura), abiertos y en condiciones semicontroladas de operación.

Se trabajó con mezclas compuestas de una variedad de residuos orgánicos, a saber, desechos de comida (restos de frutas y verduras tanto frescas como cocidas), residuos verdes o de jardín (compuestos por recortes de césped y hojas verdes), material estructurante (chips de madera y ramas) y como sustrato principal estiércol de caballo. Se evaluó un conjunto de parámetros físicos, químicos y biológicos característicos seleccionados de manera de evaluar la eficiencia global del proceso.

La utilización del estiércol equino trae aparejada la posibilidad de obtener información acerca de un tipo de residuo orgánico de alto impacto en varios países de la región, como lo es el derivado de las actividades de cría intensiva de animales (*feedlot*). Los residuos provenientes de estas instalaciones afectan y negativamente el ambiente cuando no son correctamente tratados, situación que se ve agravada por el importante aumento de esta actividad en los últimos años.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se utilizaron cuatro reactores (R1-4), de sección rectangular, de 55 L de volumen útil cada uno, con paredes laterales y base cerradas construidas en material de baja conductividad térmica como el Polietileno de Alta Densidad (PEAD) y abiertos en la parte superior. Este diseño experimental permitió un intercambio calórico permanente con el sistema circundante, reproduciendo las condiciones del compostaje en pilas abiertas con volteo como se realiza a escala industrial. Para cada dispositivo se estableció una combinación de sustratos determinada de forma tal que se cubrieran las necesidades físicas, químicas y biológicas mínimas para el desarrollo del proceso. En la Tabla 1 se presenta la caracterización de cada uno de los sustratos utilizados como materia prima, mientras que en la Tabla 2 se detallan las condiciones experimentales iniciales de cada reactor.

Los 4 dispositivos operaron en forma simultánea (Fig. 1) con una única carga de sustrato alimentada al inicio de la experiencia. Se realizó un volteo diario durante los primeros 15 días y posteriormente uno semanal hasta finalizar el ensayo, agregando agua según las demandas individuales a fin de mantener constante el valor previsto en el diseño de cada experiencia. La planificación del monitoreo y muestreos para todas las experiencias se realizó teniendo en cuenta las distintas etapas del proceso desde el punto de vista de su actividad biológica. Así, durante los primeros 9 días de mayor actividad (predominio de temperaturas termofílicas) se llevaron a cabo determinaciones diarias, mientras que durante la fase siguiente (y hasta la estabilización biológica del material manifestado con temperaturas mesofílicas y estables cercanas a la temperatura ambiente) se realizó una determinación semanal.

Tabla 1. Propiedades de los Materiales Utilizados para Compostar.

	Aportes de nutrientes	Humedad (% b.h.)	pH	Sólidos volátiles (%)	Cenizas (%)	N total (%)	Lignina Total (%)
Estiércol equino	C y N	43	6,5 - 8,0	87	12,1	1,60	2 - 10
Recortes de césped	C y N	54	6,0 - 7,0	90	10,0	3,4 - 4,5	< 2,0
Residuos de comida	C	82	5,0 - 7,3	83	17,2	0,9 - 4	0,4
Paja de trigo	C	9,4	7,6	68 - 89	10 - 32	0,46 - 1,0	3,8 - 23
Chips de cortezas y madera	C	9,7	7,4	95	5,1	0,09	12,7

Tabla 2. Condiciones Iniciales de los Reactores de Compostaje.

	Condiciones estudiadas	Humedad (% b.h.)	Relación C/N	Relación volumétrica C/N	pH inicial	Masa total (kg b.h.)
R1	C/N y humedad (referencia)	66,1	27,4	2/1	7,5	10
R2	C/N máxima	68,0	36,2	4/1	7,2	7,7
R3	C/N mínima	74,3	20,9	1/1	6,8	10
R4	Humedad máxima	79,2	27,4	2/1	7,8	10



Figura 1. Fotografía de los Reactores R1 a R4

Se realizaron pesadas de cada reactor a lo largo del tiempo (con balanza electrónica, precisión ± 5 g y capacidad máxima 30 kg) a fin seguir la descomposición del material orgánico (expresada como pérdida global de materia seca). Mediante termocuplas se monitoreó diariamente la temperatura en el centro de la masa de cada reactor y en el ambiente del laboratorio. Los muestreos periódicos llevados a cabo consistieron en la extracción de una muestra por cada reactor, compuesta a su vez por 5 alícuotas tomadas de diferentes puntos. A fin determinar la eficiencia del proceso en cada condición estudiada (en cuanto a la degradación final alcanzada, conservación de nutrientes, etc.) se midieron los siguientes parámetros característicos según la metodología descrita en Tognetti *et al.* (2007) y Leconte *et al.* (2009): pH (suspensión 1:10, 2 h agitación), N total (NT, método básico de Kjeldahl), % C orgánico (Corg, estimado como % materia orgánica, corregida con un factor 1,8), % sólidos volátiles (SV) y % cenizas (por calcinación en mufla a 550 °C, 4 h), relación C/N (cociente entre Corg y NT determinados anteriormente), % humedad (secado en estufa a 70 °C, 24 h). El porcentaje de lignina total (Lignina insoluble de Klason + lignina soluble por espectrofotometría UV a 205 nm) se determinó siguiendo la metodología indicada en la norma TAPPI T 222 om-88 y en el trabajo de Maekawa *et al.* (1989), respectivamente.

Cada parámetro se determinó por triplicado calculándose luego su valor promedio.

Las siguientes expresiones fueron utilizadas para la determinación indirecta de algunos de los parámetros (Sánchez-Monedero *et al.*, 2001; Leconte *et al.*, 2009):

$$\% \text{ Materia Orgánica} = \% \text{ Sólidos Volátiles} = 100 - \% X$$

$$\% \text{ Pérdida } NT_i = 100 - 100 [(X_0 \cdot NT_i)/(X_i \cdot NT_0)]$$

$$\% \text{ Pérdida } Corg_i = 100 - 100 [(X_0 \cdot Corg_i)/(X_i \cdot Corg_0)]$$

$$\% \text{ Incremento Lign.Total}_i (LT) = \frac{LT_i - LT_0}{LT_0} * 100$$

$$\% \text{ Incremento Neto Cenizas}_i = \frac{X_i - X_0}{X_0} * 100$$

$$\% \text{ Incremento Neto } NT_i = \frac{NT_i - NT_0}{NT_0} * 100$$

donde X: contenido de cenizas, subíndice (0):valor inicial, subíndice (i): valor al tiempo (i).

Por último, como se sabe que la mayor parte del N hallado en los materiales utilizados en compostaje es orgánico, y que principalmente aparece como parte de estructuras de proteína y/o como simples péptidos (Sánchez-

Monedero *et al.* 2001), en lo que resta del trabajo se considerará al NT como N orgánico, despreciando de esta manera el contenido de N inorgánico de los materiales compostados en la presente experiencia.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Evolución de la temperatura

En la Fig. 2 se presenta la evolución de la temperatura (máscica y ambiental) monitoreada en cada reactor.

Teniendo en cuenta estos resultados es posible observar lo siguiente:

El proceso se consideró biológicamente “estabilizado” a los 28 días de iniciada la experiencia. Sólo durante los primeros 10 días se observó una mayor dinámica de la temperatura del sustrato frente a los volteos superando la diferencia con la temperatura ambiente los 10 °C. Luego de ese período la temperatura del material manifestó un descenso hacia la temperatura ambiente (con $\Delta T \leq 2,5$ °C) y se estabilizó alrededor de ésta hasta finalizar la experiencia.

Con la “estabilidad” se dio por concluida la primera etapa considerada como “activa”, para dar lugar a la de “maduración” (datos no mostrados).

En cuanto a los valores de temperaturas registrados en los reactores R1, R2 y R3 se alcanzaron y mantuvieron durante 5 días consecutivos temperaturas termofílicas (en el rango de los 45 y 59 °C) mientras que R4 presentó temperaturas mesofílicas durante la mayor parte del proceso con un pico máximo de 45,3 °C que sólo se mantuvo por algunas horas (menos de un día). Las temperaturas máximas alcanzadas para los reactores fueron de 56,6 °C para R1, 59 °C para R2 y de 58,5 °C para R3.

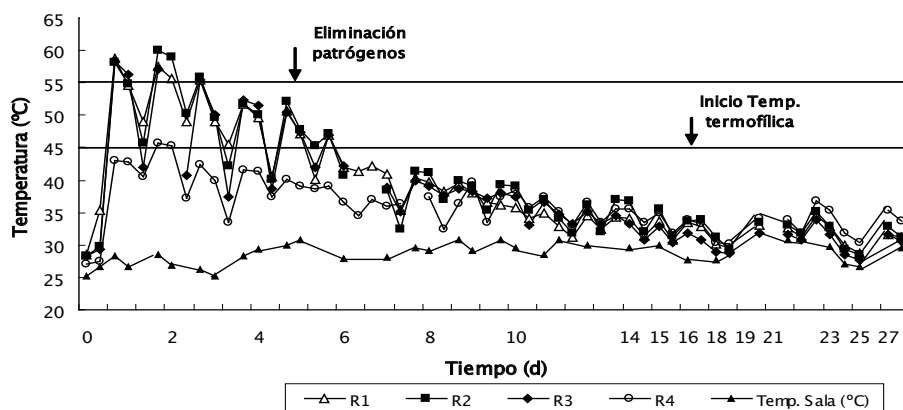


Figura 2. Evolución de la temperatura durante el proceso de compostaje.

Tabla 3. Evolución temporal de la masa seca total en cada reactor.

Día de proceso	Masa seca de sustrato por reactor (kg, b.s.)			
	R1	R2	R3	R4
0	3,39	2,77	2,56	3,00
1	3,00	3,02	3,32	2,86
2	3,07	2,99	1,82	2,99
3	2,94	2,78	1,95	2,48
4	2,54	2,68	1,54	2,51
7	2,35	2,41	1,69	3,32
9	2,11	2,08	1,36	2,11
14	1,96	1,88	1,33	2,06
22	1,85	1,76	1,19	1,74
28	1,74	1,63	1,06	1,52
% Reducción en masa	48,74	46,03	58,62	49,53
Pseudo constante de degradación de 1° orden (k_d , d^{-1})	0,056	0,019	0,069	0,032

Evolución de la masa seca total de sustrato

Una vez caracterizada y cuantificada la masa de sustrato inicialmente dispuesta en cada reactor se realizó el seguimiento de la degradación del material a través de sucesivas pesadas y determinaciones de humedad; esta última es necesaria para obtener los valores en base seca y realizar los ajustes de agua para mantener el porcentaje de humedad inicial fijado para cada dispositivo durante el proceso.

En la Tabla 3 se muestran los valores de la masa total de sustrato para cada tiempo y el porcentaje de reducción en peso total alcanzado al final de cada experiencia.

Si bien todos los reactores estudiados en términos generales obtuvieron buenos rendimientos (con reducciones en la masa seca superiores al 40 % respecto de la inicial), el reactor R3 conteniendo la mezcla de menor relación C/N presentó el mejor rendimiento. Este comportamiento manifiesta el efecto que la composición de los sustratos empleados (en este caso con predominio de residuos con alto contenido de N y C orgánicos biodisponibles) tiene sobre la velocidad de degradación de los mismos, cuando se mantienen constantes la periodicidad de volteo y condiciones de humedad estables y no limitantes. El reactor con mayor relación C/N (R2) registró la menor pérdida de masa (46 %), posiblemente como producto del mayor contenido de sustratos carbonosos de menor biodisponibilidad por su alto contenido de lignina (Tabla 1). Los reactores R1 y R4 registraron valores intermedios y cercanos entre sí. En estos últimos dos casos la composición

fue la misma (C/N de referencia) y se diferenciaron sólo en el contenido de humedad (R4 máximo) que en esta oportunidad pareció no afectar la eficiencia. A efectos comparativos puede analizarse la contribución de Ramírez-Pérez (2007), quien tomando al estiércol de caballo como sustrato principal (mezclado con restos de frutas de arándanos) y trabajando también con sistemas abiertos alcanzó un 59 % de reducción en masa tras 252 días de proceso, partiendo de pilas de 25 m³ de material inicial. Si se observan las mediciones parciales de ese trabajo, a los 45 días de proceso recién conseguía una reducción del 35,3 % frente a los 46,0 % alcanzados en R2 a los 28 días de proceso, siendo este caso el de menor rendimiento comparado con los tres reactores restantes. Desde el punto de vista cinético, si se adopta la hipótesis de una cinética de pseudo-primer orden para la degradación del material en términos de materia seca y se calcula la constante de degradación k_d , el mencionado autor obtiene un valor promedio de 0,0187 d⁻¹ frente a valores de 0,019 a 0,069 d⁻¹ obtenidos para los reactores utilizadas en este trabajo. La comparación llevada a cabo entre los resultados del presente estudio a escala laboratorio (frente a los alcanzados por el mencionado autor a escala industrial) ponen de manifiesto la factibilidad y viabilidad del diseño experimental aquí aplicado, ya que permite obtener resultados *comparables* con sistemas cuyo tamaño de pilas es totalmente diferente, y con dimensiones como en las que se aplica en la práctica esta tecnología, siendo evidentes las ventajas en cuanto a la sencillez del manejo, manipulación y operación que ofrece, y los menores recursos físicos y económicos que este esquema experimental demanda en comparación con los tradicionales de mayor escala.

Es importante señalar que la composición de la mezcla de sustratos utilizados en la experiencia es similar a la composición de los residuos de ganado *feedlots* (Ullé 1999), lo que daría lugar a que los resultados obtenidos (*v. g.*, la eficiencia en la reducción de la masa) puedan extrapolarse al caso de compostaje con residuos de ese origen.

Evolución de los valores de humedad del sustrato

En el presente estudio se establecieron humedades iniciales para cada reactor (Tabla 2), y durante el desarrollo del proceso se fue gestionando de forma tal de mantenerla cercana a su valor inicial, para observar su efecto sobre la eficiencia global de cada sistema. De esta manera, por ejemplo, a pesar de comenzar R3 con un valor de humedad mayor a R1 y R2 (que podría considerarse fuera de lo “normal”) a los pocos días de iniciado el proceso la evaporación de este exceso de agua (como consecuencia de las altas temperaturas desarrolladas) lo colocó dentro de un rango comparable con R1 y R2. Por su parte, para el caso de R4 la gestión de este parámetro estuvo centrada en mantener artificialmente valores elevados de humedad, adicionando agua en la medida de las necesidades.

En la Fig. 3 se presenta la evolución temporal del contenido de humedad de las distintas experiencias. Los reactores R2 y R4 presentaron el menor desvío estándar respecto al valor inicial para todo el período analizado (2,7), seguido de R1 con 3,3 y por último R3 con 7,8. En todos los casos la desviación estándar resultó menor a 10, por lo que se pueden considerar como aceptables dichas variaciones dentro de la complejidad experimental que tiene asociado mantener constante este parámetro.

El efecto de la humedad se puede observar comparando el comportamiento de R1 y R4, cuya única diferencia radicaba en el valor de humedad (66 y 79,2 % respectivamente). En este sentido R4 generó olores desagradables en los momentos de realizar los volteos diarios (indicadores de condiciones de anaerobiosis) y su evolución térmica fue cuantitativamente menor que la manifestada por R1, con temperaturas mesofílicas prevalecientes. Esta respuesta podría tener implicancias directas sobre aspectos sanitarios del producto final, ya que es esperable que la reducción de microorganismos patógenos sea deficiente en el caso de R4 (aspecto que debería corroborarse mediante ensayos microbiológicos apropiados una vez finalizada la etapa de maduración, cuestión que excede los alcances del presente estudio). Otro de los puntos que se puede comparar es el valor de la constante de degradación promedio calculada para ambos reactores, denotando una mejor eficiencia para R1 ($0,056 \text{ d}^{-1}$) respecto de R4 ($0,032 \text{ d}^{-1}$).

Por su parte en los dispositivos restantes (R2 y R3) cuyas humedades rondaron el 65 % durante todo la experiencia el proceso se desarrolló sin inhibiciones de este tipo demostrando buenas condiciones de aireación interna (ausencia de olores desagradables) y una evolución térmica aceptable.

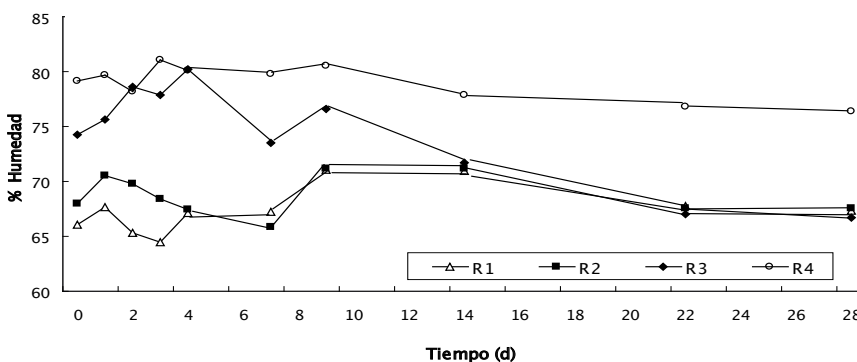


Figura 3. Evolución de la humedad (% b.h.) a lo largo del proceso de compostaje.

Evolución de los valores de pH del sustrato

En la Fig. 4 se exponen los resultados del monitoreo de pH; se puede observar que el descenso inicial no se manifestó, así como tampoco se pudo identificar una fase mesofílica inicial (ver Fig. 2). Este comportamiento coincide con lo obtenido por Haug (1993), quien sugirió que sólo en sistemas con pH iniciales extremos es esperable una fase mesofílica inicial prolongada, situación que no se presentó en este trabajo. Por un lado (debido a la composición de materiales utilizada en todos los reactores) el valor del pH estuvo siempre dentro de los rangos adecuados (6,8 - 7,8; Tabla 2); y por el otro, la periodicidad de los volteos implementada redujo las posibilidades de formación de ambientes anóxicos que dan lugar a la formación de ácidos.

En la Fig. 4 puede observarse un incremento en el pH durante los primeros días (fase más activa). En los reactores R1, R2 y R3 este salto partió de valores de 7,5, 7,2 y 6,8 para pasar a 8,3, 8,2 y 8,5, respectivamente. Durante las siguientes dos semanas el pH se mantuvo alto oscilando alrededor de 8,3 con picos de hasta 8,7 para, posteriormente comenzar a descender. En R4 las variaciones no fueron tan marcadas, en consonancia con la dinámica de la temperatura que tuvo lugar en este caso.

Por último cabe destacar que bajo condiciones de pH elevados y temperaturas termofílicas como las registradas al comienzo del proceso, se puede ver favorecida la degradación de las proteínas por parte de los microorganismos (Palmisano *et al.*, 1996), cuestión que será analizada más adelante.

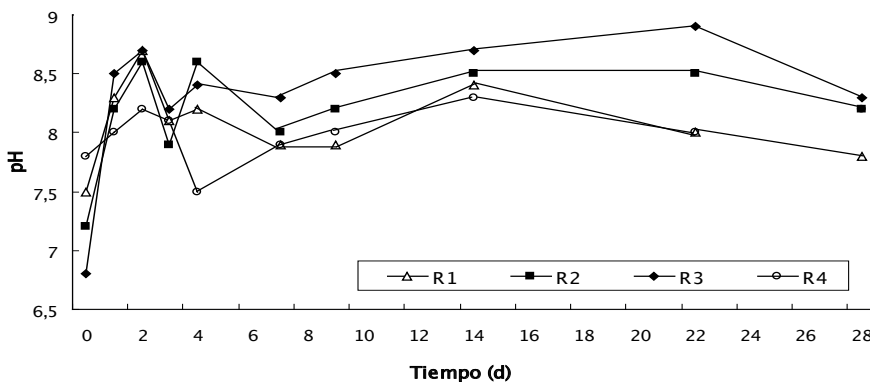


Figura 4. Evolución del pH a lo largo del proceso de compostaje.

Evolución de la relación C/N

En la Fig. 5 se observa que el comportamiento general de la relación C/N es decreciente hasta el día 22 del proceso, alcanzando su mínimo valor en

dicho momento. Este comportamiento se puede explicar por el efecto de concentración que afecta al N que es causado por la pérdida de masa asociada con la mineralización de la materia orgánica (Sánchez-Monedero *et al.* 2001; Smars *et al.* 2002). Este fenómeno tiene lugar cuando la velocidad a la que se descompone y degrada la materia es mayor que la velocidad de pérdida de amoníaco del sistema (Ramírez-Pérez 2007); al incrementarse el N orgánico disminuye en igual proporción la relación C/N. En este sentido los resultados de los análisis arrojaron un incremento neto en el N orgánico para los cuatro reactores. Hacia el final de la etapa activa (entre la tercera y sexta semana del proceso) puede observarse un incremento en la relación C/N en un ambiente de temperaturas menores a los 40 °C (Fig. 2) y pH en descenso (Fig. 4). Esto puede deberse a un proceso de nitrificación en el cual el amonio generado como producto de la mineralización temprana del N es transformado a $\text{NO}_3\text{-N}$. Este comportamiento se ve reflejado en la Fig. 6, que presenta la evolución de las pérdidas de N orgánico estimado con una expresión que tiene en cuenta la corrección por cenizas (Tognetti *et al.* 2007; Cayuela *et al.* 2009; Leconte *et al.* 2009), y que se incrementa en las últimas semanas.

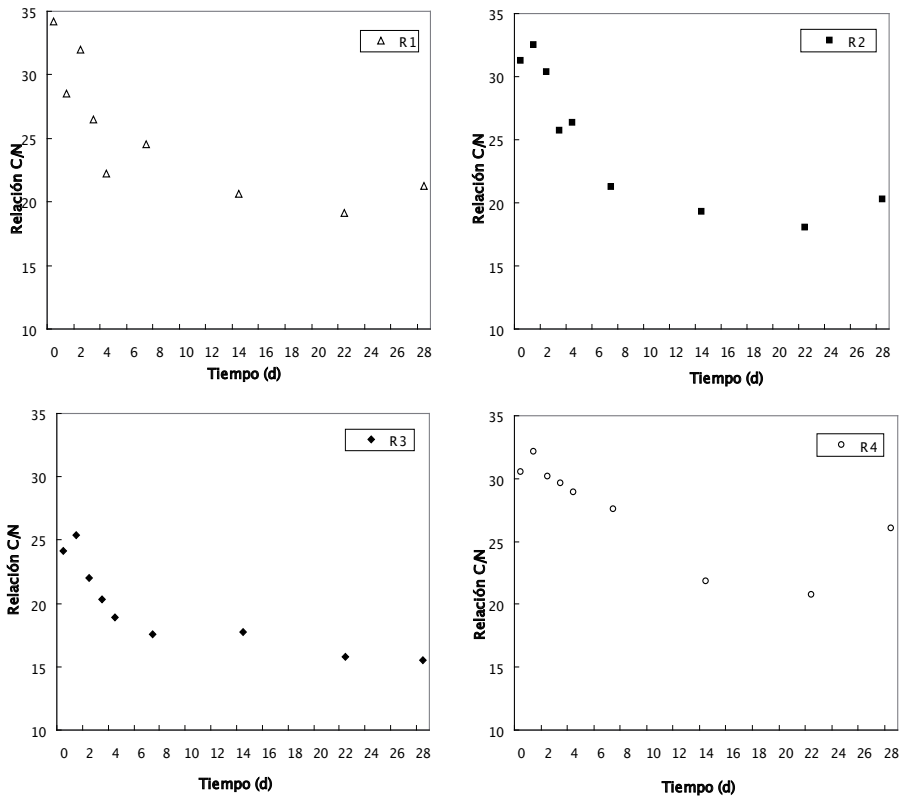


Figura 5. Evolución de la relación C/N durante el proceso de compostaje.

Evolución de las pérdidas de nitrógeno orgánico

Evaluar las pérdidas de N en los sustratos procesados tanto durante el desarrollo del proceso de compostaje como al final del mismo constituye un indicador importante de la eficiencia con que el sistema se ha gestionado. Un producto final rico en este nutriente posee más valor desde el punto de vista agronómico que uno que no lo tiene, debido a que el uso del compost producido como mejorador y enmienda de suelos degradados es una de las aplicaciones más buscadas. Adoptando para el cálculo de las pérdidas de N la corrección en base al contenido de cenizas es posible corregir el efecto de concentración del N aludido en el punto anterior, evidenciando que en realidad existen pérdidas de este nutriente en la masa remanente al final del proceso.

En la Fig. 6 se observa que si bien en términos generales todos los reactores manifestaron un patrón de comportamiento similar, R3 presentó la mayor pérdida final de N orgánico (41,1 %), seguido de R4 con 31,9 %, R2 con 27,4 %, mientras que R1 registró la mayor conservación de este parámetro (con pérdidas del 25,5 %). Los resultados reflejan la influencia de la composición inicial de sustratos (en cuanto a la presencia de materiales lignocelulósicos como agentes de mezcla) sobre las pérdidas obtenidas al final del proceso.

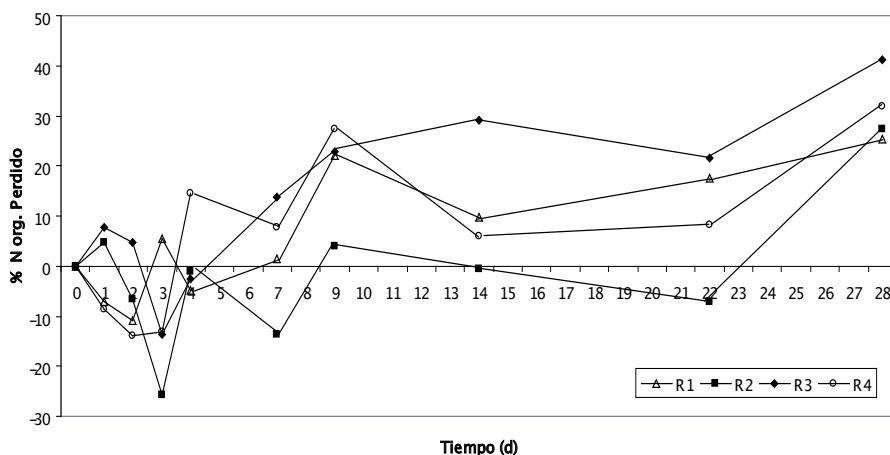


Figura 6. Evolución de las pérdidas de N orgánico a lo largo del proceso de compostaje.

Evolución de la lignina total, carbono orgánico y cenizas

La determinación de la eficiencia del compostaje constituye uno de los intereses primordiales perseguidos desde hace décadas por los investigadores abocados al tema y está claro que no es con un único parámetro que se pueda concluir al respecto, sino a través de un conjunto de ellos. Más aún, la definición de las técnicas analíticas que permitan la estimación

de dichos parámetros, claves para establecer la tasa de descomposición guardando correspondencia con los procesos físicos, químicos y microbiológicos que ocurren en el compostaje, aún es objeto de discusión en el ámbito científico. Por esos motivos en el presente trabajo se incluyen en forma comparativa las mediciones del contenido de lignina total, Corg y de cenizas en los sustratos.

En la Tabla 4 se exponen los resultados de las variaciones finales en dichos parámetros, obtenidas tras la fase activa del proceso.

Analizando el contenido de LT puede observarse que el mejor resultado fue obtenido por R3; ello guarda correspondencia con la alcanzado evaluando el porcentaje de reducción en masa (Tabla 3), la reducción de Corg y el contenido de cenizas.

Comparando las variaciones alcanzadas entre el contenido de LT y de C orgánico (a excepción de R3) en el resto de los casos estudiados el porcentaje de reducción de Corg es mayor al porcentaje de incremento de LT. Esta diferencia también puede apreciarse observando el incremento en el contenido de cenizas (de hecho el Corg. se estima a partir de éstas), lo que manifiesta la sobrevaloración que puede involucrar el uso del contenido de cenizas como único parámetro de estimación del grado de degradación.

Todos los parámetros expuestos en Tabla 4 coinciden en postular a R4 como el reactor menos eficiente; sin embargo, la magnitud del cambio encontrado en unos y otros difieren entre sí (29,0 % de incremento en LT versus 51,2 % de reducción en Corg y 88,0 % de incremento en cenizas).

Tabla 4. Variaciones Finales de Lignina Total, C Orgánico y Cenizas

	R1	R2	R3	R4
% Incremento lignina total	44,7	44,9	68,3	29,0
% Reducción C orgánico (corrección cenizas)	56,3	52,9	61,5	51,2
% Incremento neto cenizas	107	91,1	121	88,0

CONCLUSIONES

Del análisis de los resultados obtenidos se pueden extraer las siguientes conclusiones respecto a cada uno de los reactores:

Condiciones de Humedad y C/N de referencia (R1): Presentó la mejor eficiencia global del proceso en términos de aceptable pérdida de masa, la mejor conservación de N orgánico y temperaturas termofílicas alcanzadas y sostenidas en forma consecutiva que permitirían una apreciable reducción de microorganismos patógenos.

Relación C/N máxima (R2): Presentó la menor pérdida de masa, temperaturas termofílicas similares a R1 y aceptable conservación de N.

Relación C/N mínima (R3): Presentó la mayor pérdida de masa, pero también la mayor pérdida de N, con un régimen termofílico similar a R1 y R2.

Humedad máxima (R4): Pérdida de masa similar a R1, pero temperaturas mesofílicas predominantes con el consecuente posible riesgo de baja reducción de patógenos (que debería verificarse mediante ensayos específicos), formación de lixiviados y signos de anaerobiosis (olores).

En todos los reactores se alcanzaron valores finales de pH entre 7,8 y 8,3; en R1, R2 y R3 las relaciones C/N fueron cercanas o menores a 20 mientras que para R4 fue de 26.

Los valores de k_d calculados para cada reactor son comparables a los publicados por otros autores pese a las distintas condiciones experimentales en las que fueron éstas últimas obtenidas. Esto demuestra la posibilidad de extrapolar los datos generados en el presente estudio (derivados de un diseño experimental sencillo, económico y a una escala de laboratorio) a sistemas conducidos a escala industrial como en la que se desarrolla esta tecnología, probándose la viabilidad de este esquema para el estudio el proceso de compostaje.

Finalmente, en forma general puede concluirse que:

El exceso de humedad tiene un efecto negativo sobre el desarrollo general del proceso. Una posible explicación de este comportamiento podría vincularse al hecho de que buena parte del calor generado en la reacción de descomposición sea empleado para evaporar el agua en exceso. Valores altos de humedad generaron reacciones anaeróbicas, temperaturas mesofílicas y menores valores de las constantes de pseudo primer orden, afectando posiblemente la capacidad para inactivar microorganismos patógenos.

La composición de sustratos afecta la eficiencia del proceso (especialmente en términos de la reducción alcanzada de la masa inicial, las constantes de velocidad de degradación y la conservación de N en el producto final). Estos efectos deben analizarse en forma integrada para lograr las condiciones óptimas de acuerdo a las propiedades esperadas del producto final y sus posibles usos, combinando velocidades de proceso, reducciones porcentuales de materia, contenidos de N y tamaños de partículas, entre otras.

Es posible con un adecuado diseño experimental (sustratos, masa total, etc.) lograr reactores para realizar estudios del proceso de compostaje con volúmenes de escala laboratorio, pero que operen en interacción con el medio (es decir abiertos), semicontrolados y capaces de desarrollar la termodinámica del fenómeno en forma natural (sin temperaturas controlada artificialmente). Los resultados así obtenidos podrán ser aplicados a sistemas "reales" de alto volumen mediante las correspondientes herramientas ingenieriles de cambio de escala.

Agradecimientos

Los autores agradecen a las autoridades y personal del Hipódromo de Las Flores (Santa Fe) y del servicio de comedor y de mantenimiento del CCT-CONICET Santa Fe, por la provisión de los materiales para las experiencias. Se agradece también al CONICET y al Gobierno de la Provincia de Santa Fe (Argentina) por el financiamiento de este trabajo.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Bernal M. P., M. A. Sánchez-Monedero, C. Paredes y A. Roig. 1998. Carbon mineralization from organic waste at different composting stages during their incubation with soil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 69: 175-189.
- Cayuela M. L., C. Mondini, H. Insam, T. Sinicco e I. Franke-Whittle. 2009. Plant and animal waste composting: Effects of the N source on process performance. *Bioresource Technology*, 100: 3097-3106.
- Das K. y H. Keener. 1997. Moisture effect on compactation and permeability in compost. *J. Environmental Engineering*, 123: 275-281. 123: 1-7.
- Ekinci K., H. M. Keener, F. C. Michel Jr. y D. L. Elwel. 2004. Modeling composting rate as a function of temperature and initial moisture content. *Compost Science & Utilization*. 12: 356-364.
- Ekinci K., H. M. Keener y D. Akbolat. 2006. Effects of feedstock, airflow rate, and recirculation ratio on performance of composting systems with air recirculation. *Bioresource Technology*, 97: 922-932.
- Environmental Protection Agency (EPA)*. 2007. Title 40: Protection of Environment, Part 503 Standards for the use or disposal of sewage sludge (40CFR503, 2007). *Electronic Code of Federal Regulations (e-CFR)*. E.P.A., Washington D.C.
- Hansen R.C., H. M. Keener y H. A. Hoitink. 1989. Poultry manure composting: An exploratory Study. *Transactions of the ASAE*, 32: 2151-2158.
- Hansen R. C., H. M. Keener, C. Marugg, W. A. Dick y H. A. Hoitink. 1993. Poultry manure composting. *Science and Engineering of Composting Design, Environmental, Microbiological and Utilization Aspects Biocycle*. Pp. 131-153.
- Haug R. T. 1993. *The Practical Handbook of Compost Engineering*. Editorial Lewis Publ., Florida, 205-216 y 253-258 pp.
- Keener H. M., C. Marugg, R. C. Hansen y H. A. Hoitink. 1993. Optimizing the efficiency of composting process. *Science and Engineering of Composting Design, Environmental, Microbiological and Utilization Aspects*. Pp. 59-94.
- Keener H. M., D. L. Elwell, K. Das y R. C. Hansen. 1996. Remix scheduling during composting based on moisture control. *Transactions of the ASAE*, 39: 1839-1845.
- Keener H. M., K. Ekinci y F.C. Michel Jr. 2005. Composting process optimization: using on/off controls. *Compost Science & Utilization*, 13: 288-299.
- Leconte M. C., M. J. Mazzarino, P. Satti, M.C. Iglesias y F. Laos. 2009. Co-composting rice hulls and/or sawdust with poultry manure in NE Argentina. *Waste Management* 29: 2446-2453.

- Maekawa E., T. Ichizawa y T. Koshijima. 1989. An evaluation of the acid-soluble lignin determination in analysis of lignin by the sulphuric acid method. *J. Wood Chemistry & Technology*, 9 (4), 549-567.
- Marugg C., M. Grebus, R. C. Hansen, H. M. Keener y H. A. J. Hoitink. 1993. A kinetic model of the yard waste composting process. *Compost Science & Utilization*, 1: 38-51.
- Palmisano A. C. y M. A. Barlaz. 1996. *Microbiology of solid waste*. Series editor Russell H. Vreeland. Editorial CRC, Boca Ratón, Florida. Pp. 132-139.
- Petric I. y V. Selimbasic. 2008. Development and validation of mathematical model for aerobic composting process. *Chemical Engineering J.* 139: 304-317.
- Ramírez-Pérez J. C.; P. F. Strom y U. Krogmann. 2007. Horse manure and cranberry fruit composting kinetics and measures of stability. *Compost Science & Utilization*, 5: 200-214.
- Sánchez-Monedero M. A., A. Roig, C. Paredes y M. P. Bernal. 2001. Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of composting mixtures. *Bioresouruce Technology*, 78: 301-308.
- Secretaria de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, Ministerio de Salud y Ambiente de la Nación. 2005. *ENGIRSU Estrategia Nacional para la Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos*, Ed. León Goldstein, Buenos Aires. 181 pp.
- Smars S., L. Gustafsson, B. Beck-Friis y H. Jönsson. 2002. Improvement of the composting time for household waste during an initial low pH phase by mesophilic temperature control. *Bioresource Technology*, 84: 237-241.
- Sundberg C. 2005. *Improving compost process efficiency by controlling aeration, temperature and pH*. Tesis Doctoral. Swedish Univ. of Agricultural Sciences, Uppsala (Suecia).
- Sundberg C. y H. Jonsson. 2008. Higher pH and faster decomposition in biowaste composting by increased aeration. *Waste Management* 28: 518-526.
- Norma TAPPI T 222 om-88m. 1988. Acid-insoluble lignin in wood and pulp. *Standard Methods of the Technical Association of the Pulp and Paper Industry*, New York.
- Tognetti C., M.J. Mazzarino y F. Laos. 2007. Cocomposting biosolids and municipal organic waste: effects of process management on stabilization and quality. *Biology & Fertility of Soils* 43: 387-397.
- Ullé J. 1999. *Producción orgánica. GT Horticultura*. Instituto Nacional de Tecnología Industrial de la Argentina, INTI, Buenos Aires.

CUANTIFICACIÓN Y CAPTURA DE CARBONO

Editores:

M. Belén TURRIÓN NIEVES
y Felipe GARCÍA OLIVA

ESTUDIO DIACRÓNICO DEL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO EN DIFERENTES AGROSISTEMAS MEXICANOS

Mariela Fuentes^a, Jorge D. Etchevers^b, Claudia I. Hidalgo^b,
Fernando De León^a, Luc Dendooven^c y Bram Govaerts^d

^a Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco, Laboratorio de Fisiología y Tecnología de Cultivos, Calzada del Hueso 1100, Col. Villa Quietud, México D.F. 04960 (Méjico). <mfponce@correo.xoc.uam.mx>.

^b Colegio de Postgraduados, Laboratorio de Fertilidad, IRENAT km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo 56230 (Méjico).

^c Cinvestav, Dpto. de Biotecnología y Bioingeniería, Av. Instituto Politécnico Nacional 2508, México D.F. 07360 (Méjico).

^d International Maize and Wheat Improvement Centre (CIMMYT), Apdo. Postal 6-641, México D.F. 06600 (Méjico).

Resumen: Los diferentes manejos agrícolas están implicados en el contenido y dinámica del carbono del suelo (COS), el cual es un indicador de impacto ambiental y de calidad del suelo. En las condiciones ecológicas actuales el ciclo del C se encuentra en un estado de transición, lo que obliga a identificar los procesos del mismo, aunado a la actividad humana, para proponer alternativas que mantengan o mejoren la calidad del suelo, así como la disminución o retardo en la liberación de C hacia la atmósfera. El objetivo de este trabajo fue realizar una caracterización diacrónica de los compartimentos de C de un suelo sometido a diferentes manejos agronómicos. Se monitorearon los contenidos de COS en parcelas establecidas en el CIMMYT (Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo) desde 1991 con variantes de tres factores de manejo: Labranza (convencional -CT- y cero -ZT-); residuos de cosecha (con y sin); y rotaciones de cultivo (monocultivo de trigo y maíz y rotaciones trigo-maíz), en un *Haplic Phaeozem* en los valles altos del centro de México. En los tres primeros años los mayores contenidos de COS se encontraron en las parcelas con monocultivo de maíz con labranza cero y convencional (con y sin residuos) respecto al resto de los tratamientos. Sin embargo, en los años subsecuentes (1993 a 2007) la tendencia cambió y las parcelas con labranza cero y retención de residuos con monocultivo o rotación presentaron los mayores contenidos de COS respecto al resto de las parcelas, a pesar de que tanto los suelos con CT con residuos como ZT con residuos tuvieron similar cantidad de incorporación de materia orgánica. La diferencia aumenta si se compara la agricultura de conservación con la práctica agrícola dominante en la región, la cual consiste en labranza convencional con arado de discos, monocultivo de maíz, sin retención de residuos. Los resultados demostraron que la agricultura de conservación es una alternativa para mejorar las reservas de COS respecto a la agricultura convencional; sin embargo, los resultados no son concluyentes respecto a la captura de C en comparación con los datos iniciales del mismo en las parcelas de estudio. La agricultura de conservación

en la zona agroecológica de estudio es una alternativa para la retención de COS, sin que aún se manifieste un proceso de saturación de C en el suelo.

Palabras clave: Agricultura de conservación, agricultura convencional, residuos.

Long-term study of soil organic carbon in different Mexican agrosystems

Abstract: *The different agricultural management practices affect the content and dynamics of soil organic carbon (SOC), which is an indicator of environmental impact and soil quality. In the current ecological conditions, the C cycle is in a state of transition, which requires identifying the C processes, and this coupled with human activity, in order to propose alternatives that maintain or improve soil quality and reduce the mineralization of SOC to the atmosphere. The aim of this study was to characterize the diachronic C pool of a soil under different management practices. SOC contents were monitored in plots established in the CIMMYT (International Maize and Wheat Improvement) since 1991 with treatments based on three management factors: tillage (conventional -CT- and zero-ZT-), crop residues (with and without), and crop rotation (monoculture wheat and maize and wheat-maize rotations) in a Haplic Phaeozem soil in the highlands of central Mexico. In the first 3 years the highest contents of SOC were found in plots with monoculture maize and CT without residues, compared to other treatments. However, in subsequent years (1993 to 2007) the trend changed, the plots with ZT, monoculture or rotation with residues had the highest SOC contents compared other plots. This difference was seen even although CT with residues and ZT with residues had similar amounts of organic matter retained in the field. An even bigger difference is seen between conservation agriculture and the dominant agricultural practice in the region, which consists of CT with disk plow, monoculture of maize without residues. The results showed that conservation agriculture is an alternative to improve SOC stocks compared to conventional agriculture; however the results are not conclusive regarding the capture of C compared with the initial concentrations in the study plots. In the studied agroecological area, conservation agriculture is an option for the retention of SOC, and there is not yet a saturation of C.*

Key words: conservation agriculture, conventional agriculture, residues.

1. INTRODUCCIÓN

La agricultura de conservación que implica la combinación de cero labranza (o no movimiento del suelo), incorporación de residuos de cosecha y rotación de cultivos (FAO 2002; Wall, 2006) minimiza la perturbación del suelo, por

lo que generalmente incrementa los contenidos de carbono orgánico (COS) en el mismo (Jantalia *et al.*, 2007; Fuentes *et al.*, 2010), repercutiendo en un incremento de la fertilidad del suelo (Stewart *et al.*, 2009).

En las últimas décadas se ha profundizado en la investigación y la divulgación del ciclo del C inscrito en un contexto de deterioro ambiental, en el cual el suelo está inmerso tanto en la captura o secuestro de C como en las emisiones del mismo hacia la atmósfera en forma de CO₂ (West y Post 2002; Allmaras *et al.*, 2004). Su importancia también radica en que el COS está involucrado en procesos químicos, físicos y biológicos edáficos que determinan su calidad y, como consecuencia, la posibilidad de mantener una cubierta vegetal (Andrews *et al.*, 2002; Karlen *et al.*, 2006; Malhi y Lemke 2007; Fuentes *et al.*, 2009).

El COS es uno de los indicadores más sensible de impacto ambiental y de calidad del suelo (Andrews *et al.*, 2002); por ello su contenido y dinámica se ve afectado por diferentes prácticas agrícolas. Las conclusiones al respecto no son homogéneas; la mayoría de los estudios coinciden que suelos manejados con cero labranza (ZT) e incorporación de residuos presentan mayor contenido de COS de 0 a -30 cm de profundidad respecto a un sistema de labranza convencional (CT), este último concebido como movimiento del suelo y retirada de los residuos de cosecha (Six *et al.*, 2002a; Diekow *et al.* 2005; Jantalia *et al.* 2007; Fuentes *et al.* 2009). Sin embargo, hay quienes arguyen que no existen diferencias significativas en los contenidos de COS entre suelos con diferentes tipos de labranza a una profundidad de 0 a -45 ó -60 cm (Angers *et al.*, 1997; Dolan *et al.*, 2006).

Govaerts *et al.* (2009), en una amplia revisión sobre sistemas de labranza y secuestro de C, concluyen que el efecto de la rotación de cultivos sobre los contenidos de COS dependen del tipo de residuo que se retenga y de la intensidad de la producción.

Algunos investigadores afirman que la eficiencia de las prácticas agrícolas sobre el COS depende de la cantidad de entradas de C y de los niveles de saturación del suelo (déficit de saturación); la hipótesis al respecto es que llega un momento que el suelo se estabiliza en cuanto a contenidos de C y existirá un límite de retención sin importar el nivel de incorporación de materia orgánica (Six *et al.*, 2002b; Stewart *et al.*, 2009).

En las condiciones ecológicas actuales el ciclo del C se encuentra en un estado de transición, lo que obliga a identificar los procesos biológicos, químicos y físicos del suelo aunados a la actividad humana con la finalidad de proponer alternativas que mantengan o mejoren la calidad del suelo, así como la disminución o retardo en la liberación de C hacia la atmósfera. De ahí el interés de analizar los contenidos de COS de diferentes agroecosistemas en el tiempo.

El objetivo de este trabajo fue una caracterización diacrónica de los compartimientos de C de un suelo sometido a diferentes manejos agrícolas establecidos desde 1991, los cuales difieren en tipo de labranza, manejo de residuos y rotación de cultivos.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Sitio de estudio

Las parcelas experimentales fueron establecidas en 1991 en la estación “El Batán” del Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo (CIMMYT), situado en los valles altos del centro de México (19° 31' Norte, 98° 50' Oeste, a 2259 m snm).

El sitio presenta una temperatura media de 14 °C y precipitación media anual de 600 mm a⁻¹. La época de lluvias es corta con precipitaciones intensas seguida de sequías; la evapotranspiración excede a la precipitación todos los años (la evapotranspiración potencial anual es de 1900 mm a⁻¹). El experimento se ha desarrollado bajo condiciones de temporal o secano.

El tipo de suelo es un *Haplic Phaeozem* arcilloso (*IUSS, Working Group WRB, 2006*) o *fine, mixed, thermic Cumulic Halplustoll* (*Soil Survey Staff, 2003*) con 380, 370 y 250 g kg⁻¹ de arcilla, limo y arena respectivamente. Las condiciones iniciales (en 1991), de la capa superficial del suelo (0 a -20 cm) se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Condiciones iniciales en 1991, de la capa superficial del suelo (0-20 cm) de la estación experimental “El Batán”, CIMMYT (México).

Parámetros	Valores	Parámetros	Valores
N total	1,3 g N kg ⁻¹	CIC	22,2 cmolc kg ⁻¹
Carbono orgánico	17,3 g C kg ⁻¹	Saturación de bases	90 %
P-Olsen	0,81 cmol kg ⁻¹	pH(1:2) H ₂ O	6,48
K intercambiable	1,18 cmol kg ⁻¹	CE	0,13 dS cm ⁻¹
Ca intercambiable	7,15 1/2 cmol kg ⁻¹	Densidad aparente	1,55 g cm ⁻³
Mg intercambiable	3,1 1/2 cmol kg ⁻¹	Capacidad de campo	34 %
Na intercambiable	0,47 cmol kg ⁻¹	PMP	18 %

CIC= Capacidad de intercambio catiónico; CE= Conductividad eléctrica; PMP= Punto de marchitamiento permanente. Todos los datos son expresados en base seca (MS).

A lo largo del experimento las condiciones del suelo fueron cambiando dependiendo del tipo de manejo agronómico al que se sometieron; sin embargo, cada año no se midieron los mismos parámetros que al inicio del experimento.

Utilizando la técnica estadística de análisis de componentes principales, se escogieron características del suelo que fueran indicadores claros de la evolución o cambio del mismo (Govaerts *et al.* 2006; Fuentes *et al.* 2009).

En las Tablas 2 y 3 se muestran algunos valores de las características del suelo tras 15 años de aplicación de los diferentes manejos agronómicos (Fuentes *et al.* 2009).

El experimento se desarrolló en un área de 1.3 hectáreas que fue dividida en 64 parcelas de 7,5 m x 22 m. Existen 16 tratamientos que no han sido modificados desde que se inició el experimento. Dichos tratamientos fueron los que se consideraron para este estudio, que implican las combinaciones de labranza: a) Cero (ZT) y convencional (CT); b) manejo de residuos de cosecha: con (+r) y sin (-r) residuos; y c) rotación de cultivos: Monocultivo (M) de trigo (*Triticum aestivum* L.) o maíz (*Zea mays* L.) y rotación (R) maíz-trigo y trigo maíz, para que todos los años se pueda evaluar la producción de ambos cultivos.

En las parcelas con CT la preparación del suelo consistió en un paso de arado a -20 cm de profundidad algunos días después de la cosecha para incorporar los residuos de la misma y, de ser necesario, otro paso en la época de seca para controlar malezas. Posteriormente se usa una surcadora para preparar la cama de siembra. En las parcelas con ZT se siembra directamente maíz o trigo utilizando una sembradora *Almaco*® y *Aitcheson*® respectivamente; ambas utilizan un disco que hace una línea donde se deposita la semilla. La época de siembra fue entre Mayo y Junio dependiendo de las condiciones climáticas de cada año y la cosecha en Octubre para trigo, y en Noviembre para maíz.

En los tratamientos con residuos se retiene el 100 % de ellos en la parcela; en CT los residuos son incorporados al suelo; y en ZT quedan en la superficie. En los tratamientos sin residuos se remueve la parte aérea. Ambos cultivos son fertilizados con urea (120 kg N ha⁻¹). En el caso del trigo se aplicó en el estadio de crecimiento de aparición del primer nudo y en maíz en la aparición de las hojas 5 ó 6, la forma de aplicación fue en banda en la superficie del suelo.

2.2. Muestras de suelo y análisis

Las muestras que se utilizaron para determinar los contenidos de COS fueron de los años 1991, 1992, 1993, 1996, 2002, 2004 y 2007, todas ellas fueron muestras compuestas por parcela. En los primeros años los muestreos se hicieron de 0 a -20 cm de profundidad. Posteriormente se consideraron profundidades de 0 a -5, de -5 a -10 y de -10 a -20 cm; sin embargo, para efectos de comparación fue necesario calcular ponderadamente los contenidos de C de 0 a -20 cm.

El COS se determinó mediante un autoanalizador de C total (TOC-5050A -*Total Organic Carbon*). Las muestras de suelo (entre 0,1 y 0,8 g tamizadas a través de una malla 100 = 0,15 mm) fueron sometidas a un proceso de combustión seca a 900 °C entre 3 y 4 min; el CO₂ que se desprendió se registró por medio de un sensor de infrarrojo, registrándose el C leído.

Tabla 2. Humedad volumétrica (g kg^{-1}), resistencia a la penetración (MPa), densidad aparente (g cm^{-3}) de suelos con labranza cero (ZT) o convencional (CT), con rotación (R) o monocultivo (M), con retención de residuos (+r) o remoción de residuos (-r).

Tratamiento	Humedad volumétrica (g kg^{-1})		Resistencia a la penetración (MPa)**		Densidad aparente (g cm^{-3})	
	Maíz	Trigo	Maíz	Trigo	Maíz	Trigo
ZTM+r	284,4	298,4	1,94	1,82	1,16	1,29
ZTR+r	289,1	301,7	1,79	1,83	1,22	1,31
CTM+r	224,0	270,0	1,50	1,54	1,21	1,28
CTR+r	248,0	221,1	1,76	1,82	1,24	1,30
ZTM-r	166,9	218,0	2,83	2,76	1,11	1,15
ZTR-r	217,3	219,3	2,31	2,81	1,18	1,07
CTM-r	206,0	209,2	1,66	1,79	1,12	1,08
CTR-r	197,8	203,9	1,94	1,80	1,04	1,14
LSD*	57,31	23,19	0,54	0,62	0,17	0,09

*P <0,05 nivel de la mínima diferencia significativa (LSD)
** Valor medio de la resistencia medida cada centímetro hasta un máximo de 50 cm.

Tabla 3. pH, conductividad eléctrica (dS m^{-1}) y contenido de nitrógeno total (g kg^{-1} suelo seco) de suelos con labranza cero (ZT) o convencional (CT), con rotación (R) o monocultivo (M), con retención de residuos (+r) o remoción de residuos (-r).

Tratamiento	pH (1:2) H_2O		Conductividad eléctrica (dS m^{-1})		N total (g N kg^{-1})	
	Maíz	Trigo	Maíz	Trigo	Maíz	Trigo
ZTM+r	6,43	6,44	0,09	0,07	1,25	1,12
ZTR+r	6,41	6,36	0,07	0,08	1,20	1,10
CTM+r	6,42	6,35	0,08	0,07	1,17	1,10
CTR+r	6,48	6,41	0,08	0,08	1,12	1,09
ZTM-r	5,50	6,46	0,08	0,12	0,97	1,00
ZTR-r	6,38	6,09	0,07	0,13	1,06	0,98
CTM-r	6,28	6,42	0,07	0,08	0,96	1,01
CTR-r	6,44	6,32	0,07	0,06	1,00	0,93
LSD*	0,29	0,22	0,04	0,05	0,20	0,27

*P <0,05 nivel de la mínima diferencia significativa (LSD)

El compartimento de COS fue expresado como equivalente de masa suelo (g C m^{-2}); para el cálculo se consideró la densidad aparente (Dap) de

cada año referida en diferentes trabajos desarrollados en el sitio de estudio (Román 1993; López 1995; Sandoval 1997; Vidal *et al.* 1998; Etchevers *et al.*, 2000; Fischer *et al.*, 2002; Govaerts *et al.*, 2005; Govaerts *et al.*, 2006; Fuentes *et al.*, 2009).

Las entradas anuales de residuos orgánicos (RO) a las diferentes parcelas se pudieron calcular de 1996 a 2007, careciendo de datos anteriores. En las parcelas con retención de residuos las entradas de RO se calcularon restándole a la biomasa total del dosel el rendimiento del grano (datos en base seca). En las parcelas donde se sustrajeron los residuos se supuso que donde había maíz se retuvo un 5 % del rastrojo y un 10 % en los cultivos de trigo. Para determinar la biomasa subterránea (raíces) en el caso del maíz se supuso que era un 30 % de la biomasa aérea y para el trigo el 50 %.

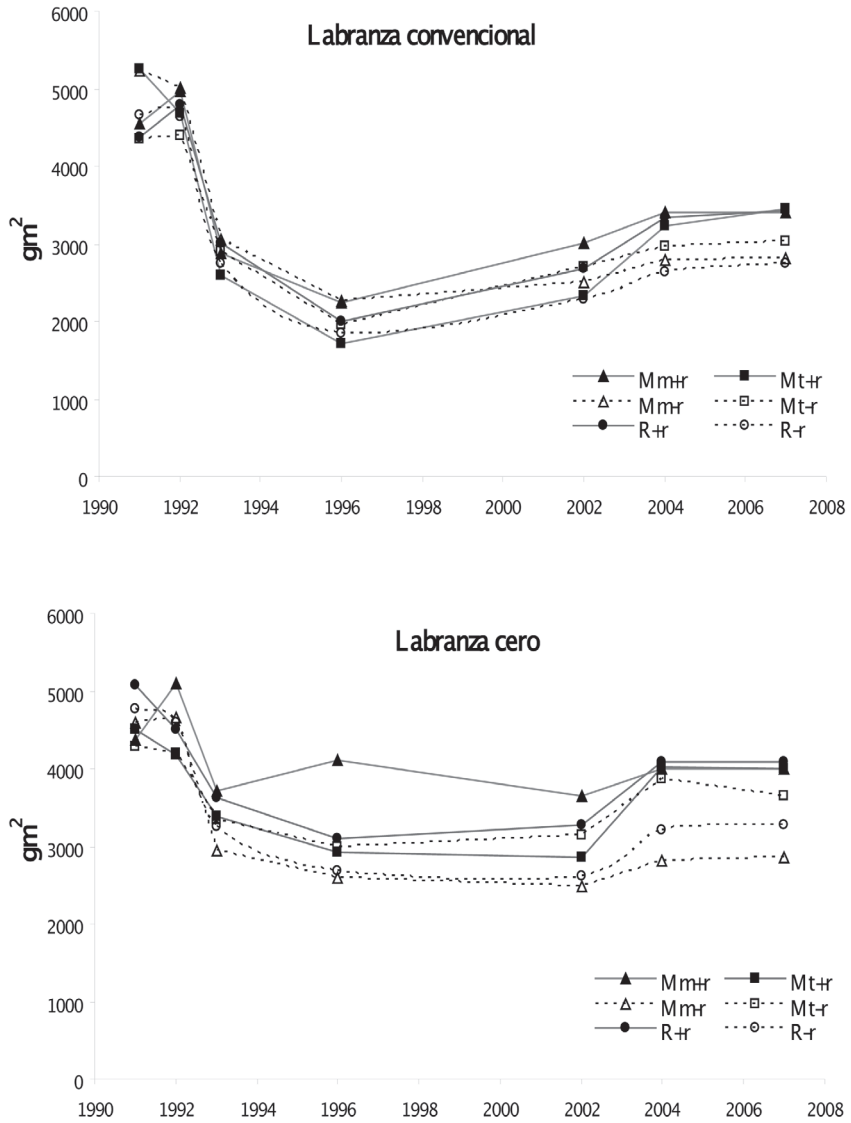
2.3. Análisis estadístico

El experimento fue establecido en bloques completamente al azar con dos repeticiones. El método estadístico que se utilizó para el análisis de los contenidos de COS y entradas de RO (entre tratamientos cada año), fue un análisis de varianza con el procedimiento GLM (SAS *Institute*, 1994) con un nivel de significancia del 5 %. Los contenidos de COS por tratamiento en el tiempo se analizaron comparando las medias con la prueba de Tukey a un nivel de significancia de $p < 0,05$ (SAS *Institute*, 1994).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

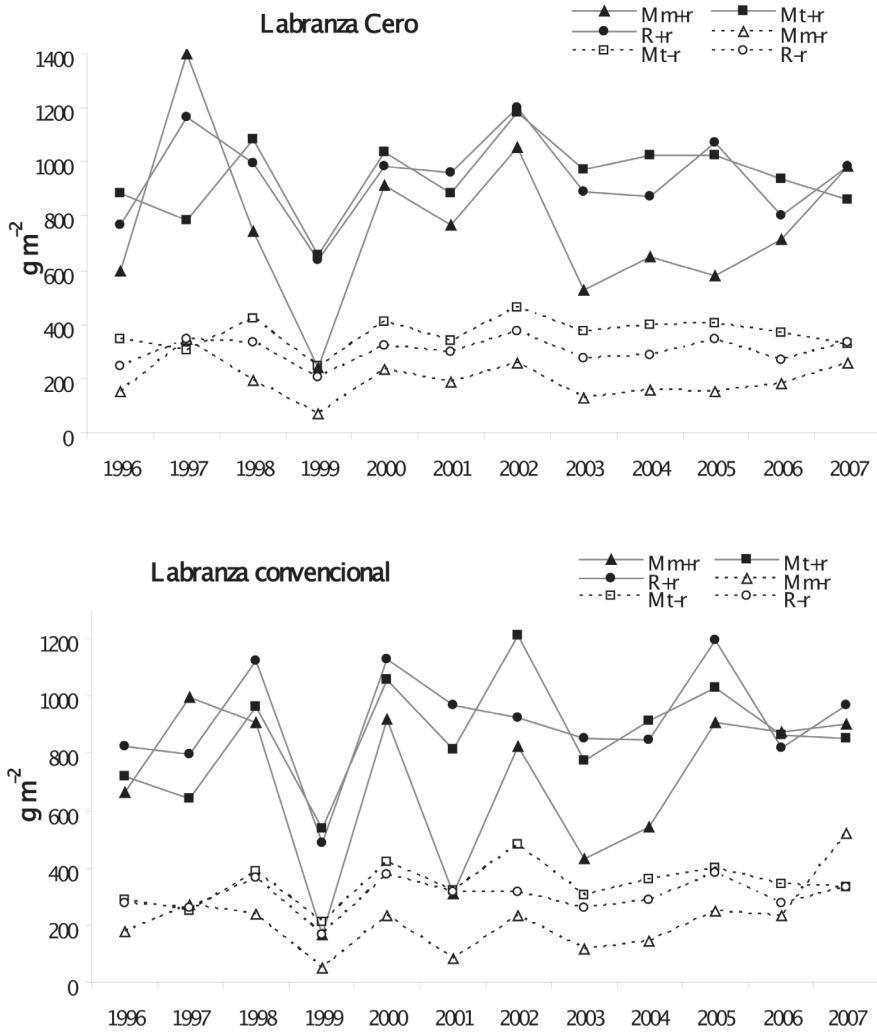
Después de un año de establecido el experimento (1992) los mayores contenidos de COS se encontraron en las parcelas con monocultivo de maíz con ZT y CT con y sin residuos en comparación con el resto de los tratamientos (Fig. 1). Sin embargo, en los años subsecuentes (1993, 1996, 2002, 2004 y 2007) la tendencia cambió y las parcelas con ZT y retención de residuos con monocultivo o rotación presentaron los mayores contenidos de COS respecto al resto de las parcelas (Fig. 1). Varios investigadores coinciden en que la agricultura de conservación tiene mayores reservorios de COS debido a la protección química y física de la materia orgánica en el suelo (MOS), lo que reduce su tasa de descomposición en comparación a suelos manejados con labranza convencional (Six *et al.*, 2002a; Diekow *et al.*, 2005; Jantalia *et al.*, 2007; Fuentes *et al.*, 2009). Dicho fenómeno de protección se vio reflejado en nuestros resultados; las parcelas con retención de residuos, sin importar el tipo de labranza, tuvieron similar incorporación de residuos orgánicos desde 1996 a 2007 (Fig. 2); sin embargo, en los años posteriores a 1992 los suelos con ZT+r presentaron mayores contenidos de COS que aquellos con CT+r sin importar el tipo de cultivo.

Figura 1. Evolución de contenidos de carbono orgánico de un suelo sometido a diferentes agroecosistemas de larga duración en la estación experimental “El Batán”, CIMMYT (México).



M= monocultivo, R = rotación, m = maíz, t = trigo, +r = con residuos, -r = sin residuos

Figura 2. Entradas de residuos orgánicos anuales provenientes de la cosecha con diferentes manejos de larga duración en la estación experimental “El Batán”, CIMMYT.



M= monocultivo, R = rotación, m = maíz, t = trigo, +r = con residuos, -r = sin residuos

En los primeros dos años de experimentación los suelos con ZT+r mostraron contenidos de COS más bajos respecto al resto de los tratamientos, lo que se atribuye a un período de transición entre un sistema de labranza previo al experimento y los establecidos. Al respecto se estima que la acumulación de C en suelos que pasan de un agroecosistema convencional a uno de agricultura de conservación toma de 1 a 4 años (Kong *et al.*, 2009).

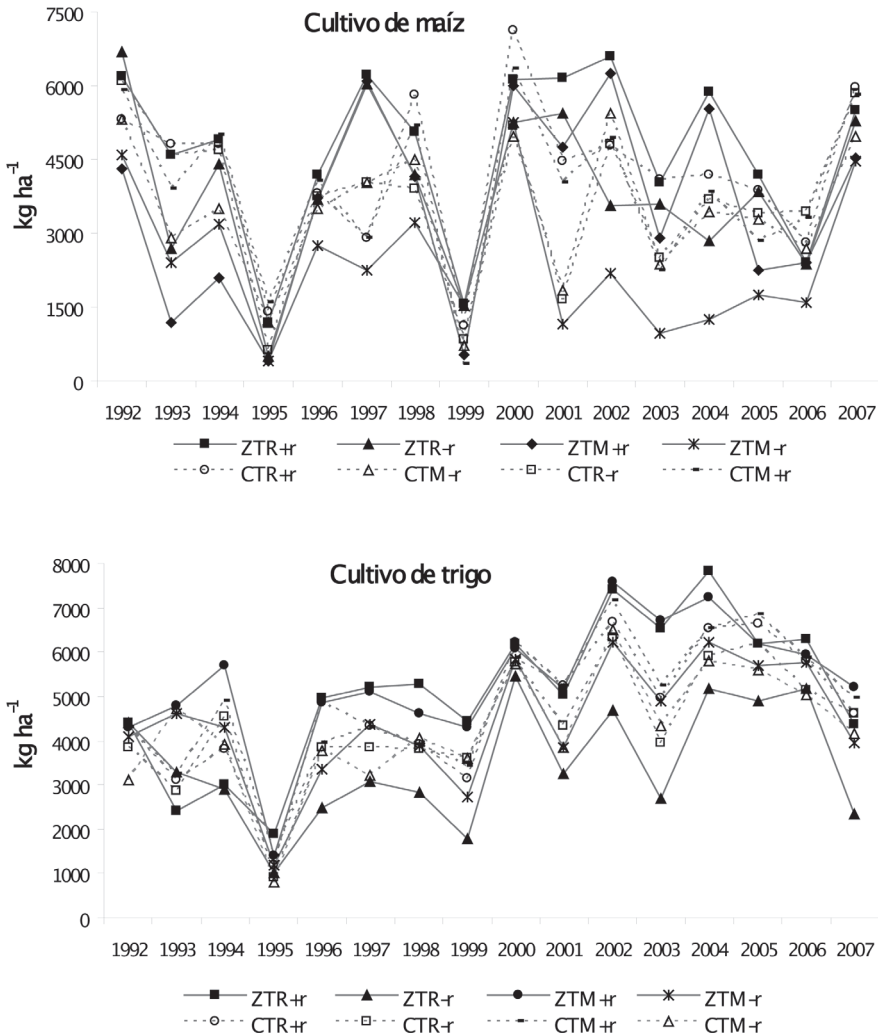
En los años subsecuentes a 1993 las parcelas con ZT, monocultivo de trigo y sin residuos destacan entre aquellas con mayor porcentaje de COS superando a las parcelas con CT+r (Fig. 1). Dichos resultados confirman el postulado de que la ausencia de labranza resulta en la protección física de la MOS y retardo de su mineralización en comparación con la CT, que acelera el proceso de descomposición y la pérdida de COS en forma de CO_2 (Allmaras *et al.*, 2004). En las parcelas con ZT-r con monocultivo de trigo la reserva de COS no sólo se debe a la reducción del movimiento del suelo, sino a las características del cultivo de trigo; su biomasa radical representa la tercera parte de la paja que se retira de la parcela, lo que podría compensar la eliminación de residuos aéreos aportando cantidades significativas al compartimento de COS, aunado a la mayor densidad de siembra (110 kg ha^{-1} de semilla en comparación con 25 kg ha^{-1} en el caso del maíz), lo que aumenta los puntos de infiltración manteniendo condiciones de humedad favorables para la producción de biomasa tanto aérea como subterránea (Lampkin, 1998).

Así mismo en las parcelas donde se retiraron los residuos (sin importar el tipo de cultivo), los contenidos de COS fueron menores en CT que en ZT (Fig 1), al igual que las entradas de RO (Fig. 2), lo que reafirma el postulado de que la labranza expone el COS a la acción de los microorganismos, provocando una pérdida del C en forma de CO_2 mayor que en suelos manejados con ZT (Allmaras *et al.*, 2004).

Todos los suelos (sin importar el tratamiento al cual fueron sometidos) presentaron mayores contenidos de COS en los primeros dos años de experimentación (Fig.1). West y Post (2002) realizaron un análisis de 67 experimentos de larga duración (en suelos arcillosos), que consistían en cambiar de CT a ZT+r, concluyeron que en los primeros años los contenidos de COS disminuyeron y que los picos de captura de C empiezan en un período de 5 a 10 años. En nuestro caso el experimento llevaba 16 años; a los 13 años de establecidas las parcelas (2004) todos los suelos (sin importar el tipo de tratamiento) aumentaron sus reservas de COS, lo que podría significar (en el caso de las parcelas con ZT+r, las cuales presentan en todos los años mayores contenidos de COS respecto a los demás tratamientos) que estén iniciando un período de captura de C.

La tendencia a la baja en el compartimento de COS en todas las parcelas (de 1992 a 1996) tiene una posible explicación en la disminución en la entrada de RO a los diferentes agrosistemas, a causa de menores rendimientos tanto de maíz como de trigo respecto a los años subsecuentes (Fig. 3), lo cual repercute en la cantidad de rastrojo que se dejó en la parcela y la biomasa subterránea. Los menores rendimientos se debieron al tipo de variedades de maíz y trigo que se establecieron en las parcelas, cuyo potencial de rendimiento fue menor al del material que se usó en los años posteriores. Los requerimientos de fertilización nitrogenada responden al tipo de material genético introducido en las parcelas, por lo cual las dosis fueron disímiles: 75 kg N ha^{-1} en 1991, 50 kg N ha^{-1} en 1992, 100 kg N ha^{-1} en 1993 y 1994

Figura 3. Rendimientos de maíz y trigo de diferentes agroecosistemas de larga duración en la estación experimental “El Batán”, CIMMYT.



ZT= labranza cero, CT= labranza convencional, M= monocultivo, R = rotación, +r = con residuos, -r = sin residuos. * Problemas de enfermedades causó severos daños en la producción.

y a partir de 1995 hasta 2007 de 120 kg ha^{-1} (Sommer *et al.*, 2007). Las diferencias en las dosis aplicadas repercuten en la dinámica y contenidos del COS en los diferentes agrosistemas, pues los ciclos biogeoquímicos del C y del N están íntimamente relacionados (Schlesinger, 1997). La relación C:N (tanto en suelo como en planta) afectará las tasas de mineralización de la

MOS y, por ende, el tiempo de permanencia y la cantidad del C en el suelo (Verachtert *et al.*, 2009).

Los contenidos de COS presentes al inicio del experimento no fueron igualados en ninguna de las parcelas a lo largo del tiempo de experimentación; ello se puede interpretar como un indicador de que el suelo, aún después de 16 años de retención de residuos (en los tratamientos pertinentes), no ha llegado a un proceso de saturación de C. Así mismo las parcelas con retención de residuos (sin importar el tipo de labranza) presentaron los menores contenidos de COS en los años de 1996 y 2002 respecto a los otros años evaluados. En el caso del 2002 en el año anterior existió una reducción de entrada de RO al sistema (Fig. 2), lo que reafirma la idea de la no saturación del suelo; en caso contrario, si el C se hubiera estabilizado, no debería verse afectada la reserva de COS por la variación en un año de las entradas de RO (Stewart *et al.*, 2009).

4. CONCLUSIONES

El manejo diacrónico de agroecosistemas con cero labranza y retención de residuos repercute positivamente en la reservas de COS, respecto a agroecosistemas manejados con agricultura convencional con y sin residuos; sin embargo, no hay evidencias claras sobre un proceso de captura de C con respecto a los contenidos iniciales del mismo. No obstante, al realizar un análisis comparativo se puede afirmar que la agricultura de conservación potencialmente es una alternativa de captura de C respecto a un manejo convencional.

Los resultados demuestran que tras 16 años la agricultura de conservación (en la zona agroecológica de estudio) es una alternativa para la retención de COS, sin que aún se manifieste un proceso de saturación de C en el suelo, si se considera que no se ha alcanzado la restauración de los niveles máximos de C en el suelo determinados al inicio del experimento en 1991.

5. BIBILOGRAFÍA

- Allmaras R.R., D.R. Linden y C.E. Clapp. 2004. Corn-residue transformations into root and soil carbon as related to nitrogen, tillage, and stover management. *Soil Science Society of American J.*, 68: 1366-1375.
- Andrews S.S., D.L. Karlen y J.P. Mitchell. 2002. A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in Northern California. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 90: 25-45.
- Angers D. A., S. Recous y C. Aita. 1997. Fate of carbon and nitrogen water-stable aggregates during composition of $^{13}\text{C}^{15}\text{N}$ -labelled wheat straw in situ. *Eur. J. Soil Sci.*, 48: 295-300.

- Diekow J., J. Mielniczuk, H. Knicker, C. Bayer, D.P. Dick e I. Kogel- Knabner. 2005. Soil C and N stocks as affected by cropping systems and nitrogen fertilization in a southern Brazil Acrisol managed under no-tillage for 17 years. *Soil Till. Res.*, 81: 87-95.
- Dolan M.S., C.E. Clapp, R.R. Allmaras, J.M. Baker y J.A. Molina. 2006. Soil organic carbon and nitrogen in a Minnesota soil as related to tillage, residue and nitrogen management. *Soil Till. Res.*, 89: 221-231.
- Etchevers J., R. Fisher, I. Vidal, K. Sayre, M. Sandoval, K. Oleshko y S. Román. 2000. Labranza de conservación, índices de calidad del suelo y captura de carbono. En: *Memorias del Simposio Internacional de labranza de conservación*. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agro Pecuarias-Produce. Mazatlán (Sinaloa, México).
- F.A.O. 2002. *Conservation Agriculture when agriculture is profitable and sustainable*. FAO Land and Water Digital Media Series 18. Land and Water Development Division, Food and Agricultural Organization of the United Nations, Roma (Italia).
- Fischer R.A., F. Santiveri e I.R. Vidal. 2002. Crop rotation, tillage and crop residue management for wheat and maize in the sub-humid tropical highlands. I. Maize and system performance. *Field Crops Research*, 79: 123-137.
- Fuentes M., B. Govaerts, F. De León, C. Hidalgo, K. Sayre, J. Etchevers y L. Dendooven. 2009. Fourteen years of applying zero and conventional tillage, crop rotation and residue management systems and its effect on physical and chemical soil quality. *European J. of Agronomy*, 30: 228-237.
- Fuentes M., B. Govaerts, C. Hidalgo, J. Etchevers, I. González-Martín, J.M. Hernández-Hierro, K.D. Sayre y L. Dendooven. 2010. Organic carbon and stable ¹³C isotope in conservation agriculture and conventional systems. *Soil Biology & Biochemistry*, 42: 551-557.
- Govaerts B., K.D. Sayre y J. Deckers. 2005. Stable high yields with zero tillage and permanent bed planting? *Field Crops Research*, 94: 33-42.
- Govaerts B., K. Sayre y J. Deckers. 2006. A minimum data set for soil quality assessment of wheat and maize cropping in the highlands of Mexico. *Soil & Till. Res.*, 87: 163-174.
- Govaerts B., N. Verhulst, A. Castellanos-Navarrete, K.D. Sayre, J. Dixon y L. Dendooven. 2009. Conservation Agriculture and Soil Carbon Sequestration; Between Myth and Farmer Reality. *Cr. Rev. Plant Sci.*, 28 (3): 97-122.
- IUSS Working Group WRB. 2006. *World reference base for soil resources*. FAO, Roma.
- Jantalia C.P., D.V.S. Resck, B.J.R. Alves, L. Zotarelli, S. Urquiaga y R.M. Boddey. 2007. Tillage effect on C stocks of a clayey oxisol under a soybean-based crop rotation in the Brazilian Cerrado region. *Soil & Till. Res.*, 95: 97-109.
- Karlen D.L., E.G. Hurley, S.S. Andrews, C.A. Cambardella, D.W. Meek, M.D. Duffy y A.P. Mallarino. 2006. Crop rotation effects on soil quality at three northern corn/soybean belt locations. *Agron. J.*, 98: 484-495.
- Kong A.Y., S.J. Fonte, C. van Kessel y J. Six. 2009. Transitioning from standard to minimum tillage: Trade-offs between soil organic matter stabilization, nitrous

- oxide emissions, and N availability in irrigated cropping systems. *Soil Till. Res.*, 104: 256-262.
- Lampkin N. 1998. *Organic farming*. Farming Press, Ames (USA). 743 pp.
- López N.U. 1995. *El C, N y P de la biomasa microbiana en suelos con diversos manejos*. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados, Montecillo (México).
- Malhi S.S. y R. Lemke. 2007. Tillage, crop residue and N fertilizer effects on crop yield, nutrient uptake, soil quality and nitrous oxide gas emissions in a second 4-yr rotation cycle. *Soil Till. Res.*, 96: 269-283.
- Román C.S. 1993. *Respuesta agronómica y dinámica del nitrógeno del suelo en trigo, maíz, veza y medicago, bajo distintos manejos de labranza, residuos de cosecha y fertilización nitrogenada*. Tesis de maestría. Colegio de Postgraduados. México.
- SAS Institute. 1994. SAS user's guide. SAS Inst., Cary, North Carolina (USA).
- Sandoval M.A. 1997. *Indicadores de calidad de suelos con diversos manejos*. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduado, Montecillo (México).
- Schlesinger W.H. 1997. *Biogeochemistry: An Analysis of Global Change*, 2nd edition. Academic Press, San Diego (USA). 558 pp.
- Six J., C. Feller, K. Denef, S.M. Ogle, J.C. de Morales y A. Albrecht. 2002a. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils-effects of no tillage. *Agronomie*, 22: 755-775.
- Six J., R.T. Conant, E.A. Paul y K. Paustian. 2002b. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. *Plant & Soil*, 241:155-176.
- Sommer R., P.C. Wall y B. Govaerts. 2007. Model-based assessment of maize cropping under conventional and conservation agriculture in highland Mexico. *Soil Till. Res.*, 94: 83-100.
- Stewart C.E., K. Paustian, R.T. Conant, A.F. Plante y J. Six. 2009. Soil carbon saturation: Implications for measurable carbon pool dynamics in long-term incubations. *Soil Biology & Biochemistry*, 41: 357-366.
- Verachert E., B. Govaerts, K. Lichter, K.D. Sayre, J.M. Ceballos-Ramirez, M.L. Luna-Guido, J. Deckers y L. Dendooven. 2009. Short term changes in dynamics of C and N in soil when crops are cultivated on permanent raised beds. *Plant & Soil*, 320: 281-293.
- Vidal P., J. Etchevers y R. Fisher. 1998. Biomasa microbiana en un suelo sometido a diferentes manejos de labranza y rotación. *Agricultura Técnica*, 57: 272-281.
- Wall P.C. 2006. *Facilitating the widespread adoption of conservation agriculture and other resource conserving technologies (RCT's): some difficult issues*. Science week Extended Abstracts. CIMMYT Headquarters, El Batán, México, 23-27 January 2006. Pp. 61-64.
- West T.A. y W.M. Post. 2002. Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: a global data analysis. *Soil Science Society of American J.*, 66: 1930-1946.

EL USO POTENCIAL DEL MODELO ROTH C-26.3 EN INVENTARIOS NACIONALES DE CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO EN MÉXICO

Lucila González Molina¹, Jorge D. Etchevers Barra², Fernando Paz Pellat³ y Juan M. González Camacho⁴

¹Programa en Agroforestería para el desarrollo sustentable. Universidad Autónoma de Chapingo. Carretera México-Texcoco km 38,5. Chapingo 56230 (México),

²Edafología, ³Hidrociencias, ⁴Computación aplicada. Campus Montecillo. Colegio de Postgraduados. Carretera México-Texcoco km 36,5. Montecillo 56230 (México). <lucilaag@colpos.mx>.

Resumen: Actualmente es necesario establecer los almacenes y los cambios del carbono orgánico del suelo (COS) y los cambios que puedan reunir en el tiempo a diferentes escalas geográficas de acuerdo con los lineamientos del Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPCC). El modelo RothC-26.3 (RothC) es uno de los modelos más usados en el mundo para estudiar la dinámica del C y para reportar inventarios nacionales de los almacenes de C. El presente trabajo tuvo como propósito analizar el desempeño del RothC en los niveles de parcela, sistema, sitio y región, previo a su aplicación en los inventarios nacionales de carbono en México. Los sistemas incluidos fueron: Agrícolas, forestales, praderas y agostaderos. En el caso de las parcelas el RothC se ejecutó con el COS_{inicial} medido en cada punto de muestreo (*CIPUN) y con el COS_{inicial} promedio medido por parcela (*CIPAR). En los sitios, sistemas y parcelas el COS medido se comparó contra el COS simulado por el RothC. En las regiones se evaluaron las estimaciones del COS obtenidos con el método del IPCC y con el RothC, en el periodo 1980-2000. En las parcelas la eficiencia (EF) del RothC fue de 0,50 a 0,68 y los valores de R² de 0,80 a 0,84; en los sitios y sistemas se obtuvo una eficiencia de -0,1 a 0,93 y valores de R² de -0,1 a 0,95; por último en la simulación regional la eficiencia fue alta de 0,95-0,99 y los valores R² de 0,96 a 0,99. De acuerdo con los resultados de simulación del RothC se resalta lo siguiente: A nivel de parcelas es conveniente usar la simulación *CIPAR, con la cual el tiempo de simulación con el RothC se reduce. En los sistemas agrícolas y forestales se presentó el mejor desempeño del RothC. En los sitios de estudio (ubicados en clima templado y cálido) es capaz de simular las tendencias de los cambios del COS medidos. Finalmente a nivel regional el RothC puede utilizarse para estimar los cambios de COS de manera similar que con el uso del método IPCC. Considerando los resultados de simulación del RothC del presente estudio, el RothC tiene potencial de usarse en inventarios de C en los niveles regional o nacional.

Palabras clave: Residuos vegetales, uso de suelo, regiones.

The potential use of the RothC-26.3 model in national inventories of soil organic carbon in Mexico.

Abstract: Today, it is necessary to determine soil organic carbon (SOC) and the changes that occur over time at different geographic scales in accordance with the guidelines of the Inter-government Panel on Climate Change (IPCC). The RothC-26.3 model (RothC) is one of the most used models in the world in the study of C dynamics and to report country inventories of C stocks. This study was conducted to analyze the performance of RothC at the levels of plot, system, and region, previous to its application to country inventories of carbon in Mexico. The systems included were agriculture, forest, grassland, and rangeland. In the case of plots, the RothC was executed with $SOC_{initial}$ measured at each sampling point (*CIPUN) and with average $SOC_{initial}$ measured in each plot (*CIPAR). In the systems and plots, measured $SOC_{initial}$ was compared against SOC simulated by RothC. In the regions we assessed the estimations of SOC obtained with the IPCC method and those obtained with RothC during the period 1980-2000. In the plots, efficiency (EF) of RothC was 0.50 to 0.68 and R^2 values were 0.76 to 0.80. In the sites and systems, an efficiency of -0.1 to 0.93 was obtained and values of R^2 were -1.1 to 0.95. Finally, in the simulation at the regional level EF was high, 0.95 to 0.99, and R^2 values were 0.96 to 0.99. The results of simulation with RothC suggested that at the plot level it is recommendable to use *CIPAR simulation, with which RothC simulation time is decreased. In the agricultural and forest systems, RothC had better performance. In study sites located in temperate and hot climates, RothC is capable of simulating trends in measured SOC changes, similar to the IPCC method. Considering the results of RothC simulation in this study, we conclude that RothC has the potential for use in SOC inventories at the regional and nation levels.

Key words: plant residues, land use, regions.

INTRODUCCIÓN

La discusión sobre el calentamiento global y la adopción del Protocolo Kioto ha aumentado el interés en las estimaciones de los almacenes y cambios del COS a escala nacional y regional (PICC 2001). El COS es aproximadamente el doble de la cantidad de C almacenado en la atmósfera (760 Pg; 1 Pg = 1×10^{15} g) y el triple de la cantidad de C biótico (760 Pg; Eswaran *et al.* 1993). Los cambios del COS han conducido a cambios importantes de CO_2 en la atmósfera pues la disminución de este almacén ha contribuido con 78 ± 12 Pg de C a la atmósfera (Lal 1994).

México debe hacer estimaciones periódicas de los cambios de COS con el propósito de actualizar los inventarios nacionales de C según la metodología del Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (PICC) u otros modelos de predicción de carbono. Los inventarios nacionales deben basarse

en mediciones de laboratorio o campo e incluir información necesaria para caracterizar diferentes escalas geográficas, considerando diferentes usos del suelo y escenarios de clima.

El RothC es uno de los pocos modelos que actualmente se usan en estudios de la dinámica de C global y para reportar inventarios nacionales de almacenes de C ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático; por ejemplo consúltense los trabajos de Richards (2001); Falloon *et al.* (2006); Milne *et al.* (2007) y Wesemael *et al.* (2010).

El presente trabajo se realizó en tres regiones, cinco sitios, cuatro sistemas y veinte y siete parcelas de México. El propósito del estudio fue analizar el desempeño del RothC en los niveles: Parcela, sitio, sistema y región, previo a su aplicación en los inventarios nacionales de C.

Los sistemas incluidos fueron: agrícolas, forestales, praderas y agostaderos. En las parcelas el RothC se ejecutó con el $COS_{inicial}$ medido en cada punto de muestreo (*CIPUN) y con el $COS_{inicial}$ promedio medido por parcela (*CIPAR). En los sitios y sistemas el COS medido se comparó contra el COS simulado por el RothC. En el nivel regional se evaluaron las estimaciones de COS obtenidas con el método del PICC y con el RothC en el periodo 1980-2000.

MATERIALES Y MÉTODOS

Características generales de las parcelas, sistemas, sitios, y regiones de estudio.

La información regional y de parcelas, proviene de las regiones Mazateca, Cuicateca y Mixe de la Sierra Norte de Oaxaca (México) y da un total de 27 parcelas. Las regiones de estudio se ubican en laderas con pendientes mayores al 30 % y cuentan con una superficie de 219.154, 217.982 y 493.416 ha, respectivamente. Los sitios y sistemas fueron: (1) El Batán (Estado de México) es una estación experimental del CIMMYT con información de COS en sistemas de manejo agrícola (16 tratamientos) del periodo de 1996-2006 (Fuentes *et al.* 2008); (2) Linares (Nuevo León) con datos de COS en los sistemas agrícolas, praderas, agostadero y matorral espinoso tamaulipeco en un sitio conservado; el periodo de estudio fue de 1993-1999 (Pando *et al.* 2004); (3) en los sitios de las regiones Mazateca, Cuicateca y Mixe de la Sierra Norte de Oaxaca se contó con información de COS en sistemas agrícolas, forestales y praderas del periodo de 2000 a 2004 (Monreal *et al.*, 2005; González *et al.* 2008); (4) Atécuaro (Michoacán); y (5) Santiago Tlalpan (Tlaxcala), que corresponden al estudio de Covaleda (2008) para un periodo de 4 años y 1 año, respectivamente, en sistemas forestales y agrícolas. Las características principales de los niveles de estudio se indican en las Tablas 1 y 2.

Tabla 1. Características generales de las parcelas, sistemas, sitios y regiones de estudio (México).

(1) Región/(2)Sitio/ (3)Parcela	Sistemas de estudio	Latitud	Longitud	TMA*	PMA*
Batán, Méx.(2)	Agrícola	19°31'N ^{(1)†}	98°50'O ⁽¹⁾	15 ⁽¹⁾	634 ⁽¹⁾
Linares N. L. (2)	Matorral espinoso tamaulipeco, agostadero, praderas y agrícola	24°47'N ⁽²⁾	99°32'O ⁽²⁾	19 ⁽²⁾	763 ⁽²⁾
Cuicateca, Oax.(1)(2)(3)	Agrícola, forestal y pradera	17°51'N ⁽³⁾	96°51'O ⁽³⁾	14 ⁽⁴⁾	1038 ⁽⁴⁾
Mazateca, Oax. (1)(2)(3)	Agrícola, forestal y pradera	18°09'N ⁽³⁾	96°54'O ⁽³⁾	14 ⁽⁴⁾	1440 ⁽⁴⁾
Mixe, Oax. (1)(2)(3)	Agrícola y forestal	17° 01'N ⁽³⁾	96°53'O ⁽³⁾	16 ⁽⁴⁾	2583 ⁽⁴⁾
Atécuaro, Mich. (2)	Agrícola y forestal	19°30'N ⁽⁵⁾	101° 09'O ⁽⁵⁾	16 ⁽⁶⁾	824 ⁽⁶⁾
Tlaxcala (2)	Agrícola	19°28'N ⁽⁵⁾	98° 19'O ⁽⁵⁾	14 ⁽⁷⁾	769 ⁽⁷⁾

*TMA=Temperatura media anual (°C). PMA=Precipitación media anual (mm). Indica el nivel de estudio al que corresponde la información y se hizo el análisis (1=Región, 2=Sitio, y 3=Sistema).
 †Source: ⁽¹⁾Fuentes *et al.* (2009); ⁽²⁾Pando-Moreno *et al.* (2004); ⁽³⁾Martínez-Menes *et al.* (2001); ⁽⁴⁾IMTA (2000); ⁽⁵⁾Covalada (2008); (6) CNA (2007a); and (7) CNA (2007b).

Tabla 2. Características edáficas de las parcelas, sistemas, sitios y regiones de estudio.

(1) Región/ (2)Sitio/ (3)Parcela	Suelo ¹	Profundidad muestreo (cm)	Arcilla (%)
Batán, Méx. (2)	<i>Phaeozem</i>	-20	38
Linares, N. L. (2)	<i>Vertisol y Regosol</i>	-30	43
Cuicateca, Oax. (1)(2)(3)	<i>Ferrasol</i>	-30	30
Mazateca, Oax. (1)(2)(3)	<i>Ferrasol</i>	-30	35
Mixe, Oax. (1)(2)(3)	<i>Ferrasol</i>	-30	37
Atécuaro, Mich. (2)	<i>Andosol</i>	-10	27
Atécuaro, Mich. (2)	<i>Acrisol</i>	-10	67
Tlaxcala(2)	<i>Tepetate</i>	-20	33

¹(FAO-ISRIC-SICS 1998). Indica el número el nivel de estudio al que corresponde la información y se hizo el análisis (1=Región, 2=Sitio, y 3=Sistema).

Sistemas seleccionados

En el Batán los sistemas agrícolas fueron una combinación de: (1) tipos de labranza: cero (LZ) o tradicional (LC); (2) manejo de residuos: con (+R) o sin residuos (-R); (3) monocultivo: maíz (m) o trigo (t); y (4) la rotación: trigo-maíz y maíz-trigo (R), lo que hizo un total de 16 tratamientos.

En Linares los sistemas de estudio fueron: (1) matorral espinoso tamaulipeco, un sitio conservado; (2) agrícola, con cultivos de maíz y sorgo; (3) agostaderos, esto es, sitios de conversión de la vegetación primaria o secundaria con introducción de ganado; y (4) praderas con pastos introducidos como el zacate *buffel* (*Pennisetum ciliare* L.).

En las regiones Mazateca, Cuicateca y Mixe los sistemas correspondieron a maíz (*Zea mays* L.) cultivado con LT o LC; maíz intercalado con hileras de durazno (*Prunus persica* L.) o café formando una barrera de muro vivo (BMV) o una terraza de muro vivo (MIAF). El MIAF tiene un filtro de escurrimiento ubicado al pie de la hilera de los árboles frutales y el resto de la parcela (donde no hay árboles) se maneja como LT. En contraste, la BMV no tiene filtro de escurrimiento y la parcela se maneja con LC. En la región Mazateca el sistema forestal estuvo integrado por bosque con vegetación secundaria: bosque de liquidámbar (BL) (*Liquidambar* sp), bosque de aile (BA) (*Alnus* sp) y café (CA) (*Coffea arabica* L.). En la región Mixe se estudió un *acahual* de 6 años de edad (ACA) y por último en las regiones Cuicateca y Mazateca se ubicaron parcelas experimentales con pradera (Cortés *et al.*, 2005).

En Atécuaro (*Andosol*) los datos fueron de 10 sitios forestales (B1-B10), uno de pastoreo (P1) y otro agrícola (C1). Los sitios se encontraban distribuidos en una ladera con una degradación creciente conforme se descendía en altitud. Los sistemas forestales estuvieron constituidos por bosques de pinoencino que se ubican en pendientes de moderadas a fuertes (hasta del 90 %), con densidad del arbolado variable (de 250 a 1560 pies ha⁻¹). El sitio de pastoreo presentó vegetación arbustiva y repoblación de pino, mientras que la zona agrícola tiene gramíneas (Covaleda, 2008). En Atécuaro, (*Acrisol*), los sistemas agrícolas fueron integrados en cuatro tratamientos: (1) tradicional sin descanso (Tt) con un cultivo anual usando un bajo nivel de fertilizantes químicos; (2) tradicional mejorado (Tm), con cultivos asociados, aporte de RV y uso moderado de agroquímicos; (3) manejo orgánico (To), con empleo de cultivos asociados y abonos orgánicos; y (4) de año y vez (Tav) que consiste en un barbecho anual con pastoreo de bovinos, seguido de un año de cultivo.

En Santiago Tlalpan los sistemas agrícolas fueron cuatro tratamientos: (1) tradicional (Tt) con un cultivo anual usando fertilizantes químicos en dosis bajas; (2) tradicional mejorado (Tm), con cultivos asociados, aporte de RV y uso mayor de agroquímicos; (3) orgánico (To), con empleo de cultivos asociados y abonos orgánicos; (4) roturada con el manejo del sistema tradicional (Rt); y (5) roturada con el manejo del sistema orgánico (Ro).

Modelo RothC

El modelo *RothC-26.3*, tiene su origen en las primeras versiones del *RothC* desarrolladas por Jenkinson y Rayner (1977); el mismo divide al COS en cuatro compartimentos activos y uno pasivo: (1) Material vegetal de fácil descomposición (MVD, 0,165 años), (2) Material vegetal resistente (MVR,

2,31 años), (3) Biomasa microbiana (BIO, 1,69 años), (4) Materia orgánica humificada (HUM, 49,5 años), y (5) Materia orgánica inerte (MOI, con una duración en el suelo de 1980 años). Los compartimentos MVD y MVR se descomponen para formar BIO, HUM y CO₂ y una parte se acumula en la MOI. El contenido de arcilla determina la proporción que pasa a CO₂ o a BIO+HUM. La BIO y el HUM generados se descomponen para producir más BIO y HUM. Los compartimentos activos experimentan descomposición por cinética de primer orden, cada uno presenta una tasa constante de descomposición (*k*): MVD (10); MVR (0,3); BIO (0,66); y HUM (0,2). La *k* es modificada por los factores humedad del suelo, temperatura y cobertura vegetal. La MOI (Mg MS ha⁻¹) es obtenida de la ecuación de Falloon *et al.* (1998) (Fig. 1). Los parámetros de entrada incluyen temperatura del aire (°C), precipitación (mm) y evaporación (mm) promedio mensual: TPM, PPM y EPM, respectivamente, contenido de arcilla, profundidad de muestreo del suelo, entrada mensual de C de residuos vegetales (RV) y abonos orgánicos (AO), información mensual de la cobertura del suelo, si el suelo está desnudo o con cobertura vegetal y la relación MVD/MVR. La relación MVD/MVR es la que recomienda el RothC por defecto, un valor de 0,25 para la vegetación forestal (por ejemplo, el 20 % de los restos vegetales son MVD y el 80 % es MVR); de 1,44 para los cultivos y pastos con manejo (el 59 % son MVD y el 41 % es MVR); y de 0,67 para los pastos no explotados y matorrales (incluyendo sabana; Coleman y Jenkinson 1996).

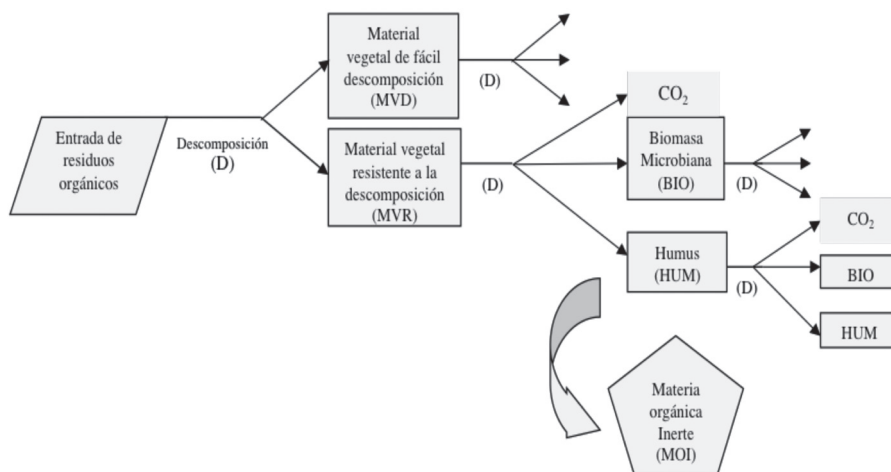


Figura 1. Estructura del modelo de C RothC (adaptado de Jenkinson *et al.*, 1999).

Procedimiento de simulación del modelo RothC

La simulación con el modelo *RothC* se desarrolló en dos etapas: Inicialización y simulación. En la etapa inicialización se supuso, de acuerdo con la propuesta de Jenkinson *et al.* (1999), que el contenido de COS medido en los sistemas alcanza la condición de equilibrio. El modelo *RothC* se ejecuta de manera inversa para obtener la cantidad de C que entra anualmente al suelo para mantener el contenido específico de $COS_{inicial}$ medido en el experimento. La condición de equilibrio se logra al ejecutar el *RothC* 10.000 años continuamente; durante este proceso se determina la distribución de C de cada uno de los cinco compartimentos. En la etapa de simulación, el modelo se ejecutó con los contenidos C de cada compartimento, la información de clima, suelo, relación MVD/MVR y la información mensual del escenario de manejo que incluye la entrada de C al suelo de RV, abono orgánico y cobertura del suelo. La distribución de los RV fue uniforme en los meses con cobertura del suelo, ya que Coleman y Jenkinson *et al.* (1996) indicaron que la forma en que las entradas se distribuyen afectan poco los cálculos de COS.

Condiciones de simulación del modelo RothC

(1) *Parcelas.*- En las parcelas el modelo *RothC* simuló los cambios de COS en dos formas: (i) con el $COS_{inicial}$ medido en cada punto de muestreo (*CIPUN), $n = 18$ en sistemas agrícolas y $n = 20$ en los sistemas forestales y praderas; y (ii) con el $COS_{inicial}$ promedio medido por parcela (*CIPAR). En el primer caso se hizo un total de 376 simulaciones y en el segundo un total de 27.

(2 y 3) *Sitios y sistemas.*- En los sitios y sistemas las simulaciones se llevaron a cabo con información de los experimentos en México de corta duración (\leq a 20 años) agrupada en sitios y sistemas. Como se indicó antes los sitios experimentales fueron: Atécuaro (Michoacán); Santiago Tlalpan (Tlaxcala); El Batán (Edo. México); Sierra Norte de Oaxaca y Linares (Nuevo León). Los sistemas se agruparon en: a) agrícolas adicionados con residuos (A+R); b) agrícolas sin adición de residuos (A-R); c) forestales puros (F); d) praderas (PR); y e) agostaderos (AG)

(4) *Regiones.*- En las regiones el escenario del periodo de 20 años (1980-2000) se hizo bajo el supuesto que la vegetación (PICC 1980) con la cual se inicializa el modelo (Serie I) empezó a cambiar en el año de 1980 a otro tipo de uso de vegetación (PICC 2000; Serie III). El supuesto se hizo considerando que la fecha de elaboración de los mapas analizados considera intervalos de tiempo diferentes a la fecha de publicación. Los polígonos de cambio de uso de suelo y vegetación se generaron al unir la capa de vegetación y suelo PICC 1980 con la capa de vegetación PICC 2000. Las simulaciones se hicieron para cada polígono de cambio de uso de suelo y vegetación; por ejemplo, para el escenario de predicción del cambio de uso de suelo de agrícola (1980) a pastizal (2000) se usaron los archivos de clima, suelo y de manejo de suelo, la MOI y relación MVD/MVR del uso agrícola y del pastizal.

Datos de entrada al modelo RothC

(1) Parcela.- En este nivel los datos de clima corresponden al periodo 1951-2000 y se obtuvieron de la base de datos ERIC (IMTA 2000). Para las parcelas de las regiones Mazateca, Cuicateca y Mixe se usó la información de las estaciones Santa María Teopoxco (Núm. 20154) ubicada a 18° 10' N y 96° 57' O; San Juan Tepeuxila (Núm. 20158) localizada a 17° 48' N y 96° 51' O; y Santa María Alotepec (Núm. 20001) ubicada en 17° 04' N y 95° 52' O, respectivamente. El número de meses con cobertura vegetal del suelo en LT fue de 8 meses y en LC, MIAF**p* y BV**p* fueron 12 meses al igual que en los forestales y praderas. Los RV y AO considerados como entrada de C al suelo en cada sistema de estudio y el COS_{inicial} fue el obtenido en el año 2000 (Acosta 2003). La concentración de C asignado a los residuos vegetales y podas fue de 45 % con base en las mediciones de Figueroa (2001). Un ejemplo de la información de entrada al modelo en la Región Mazateca, localidad Santa Catarina, se presenta en la Tabla 3.

Tabla 3. Información de entrada promedio al modelo RothC supuesta y medida en la Región Mazateca, Santa Catarina.

Sistema	COS _{inicial} ±	MOI§	Relación	RV _{RothC}	RV _{medida} †	AO†
	Mg C ha ⁻¹		MVD/MVR	Mg C ha ⁻¹ año ⁻¹		
LT	90	8,1	1,44	7,7	7,2	0
LC	86	9,6	1,44	8,9	8,2	0,32*
MIAF* <i>m</i>	79	6,5	1,44	6,4	5,5	0
MIAF* <i>p</i>	79	6,5	0,67	6,4	5,0	0,21*
BL	77	8,4	0,25	6,2	6,0	N.a.
BA	67	6,4	0,25	4,8	5,0	N.a.
CA	32	5,1	0,25	3,9	6,0	N.a.
PR	35	6,8	1,44	5,7	3,0	1,02

LT=Labranza tradicional; LC=Labranza de conservación; MIAF=Milpa intercalada con árboles (**m*=muro, **p*=parcela); BL=Bosque de liquidámbar; BA=Bosque de aile; CA=Café; PR=Pradera. RV_{RothC}=Residuos vegetales generados por el RothC para producir el COS_{inicial}. †RV=Residuos vegetales medidos. †AO=abonos orgánicos. *Gallinaza; Estiércol vacuno. ±COS_{inicial}=Carbono orgánico del suelo inicial. §MOI=Materia orgánica inerte. MVD/MVR= Relación entre el material vegetal de fácil descomposición y el material vegetal de difícil de descomposición. N.a.= No aplicable.

(2 y 3) Sitio y sistema.- En estos niveles de estudio los datos climáticos se obtuvieron de las bases climáticas del Extractor Rápido de Información Climatológica (IMTA 2000) y de las estaciones climáticas de campos experimentales y que corresponden a un periodo de entre 30 y 38 años. Los datos del suelo se obtuvieron de varias fuentes confiables de información disponible para cada experimento. Las características de clima, suelo de los sitios de

estudio y sistemas de estudio se indican en las Tablas 1 y 2. Un ejemplo de la información de entrada al modelo en sistemas de Atécuaro (Michoacán) (*Andosol*) se presenta en la Tabla 4.

Tabla 4. Información de entrada promedio al modelo RothC: asumida y medida en sistemas de Atécuaro, Michoacán (*Andosol*).

Sistemas de Atécuaro	COS _{inicial} ±	MOIS	Relación	RV _{RothC}	RV _{medida} †	AO†
	Mg C ha ⁻¹		MVD/MVR	Mg C ha ⁻¹ año ⁻¹		
Bosque	76	6,8	0,25	4,7	4,6	N.a.
Pradera	39	3,1	1,44	3,1	3,2	1,08†
Cultivo	36	2,8	1,44	2,8	2,9	0

RV_{RothC}=Residuos vegetales generados por el RothC para producir el COS_{inicial}. †RV=Residuos vegetales medidos. †AO=abonos orgánicos. †Gallinaza. ±COS_{inicial}=Carbono orgánico del suelo inicial. §MOI=Materia orgánica inerte. MVD/MVR=Relación entre el material vegetal de fácil descomposición y el material vegetal de difícil de descomposición. N.a. = No aplicable.

(4) *Región*.- En el nivel región los datos de clima corresponden al periodo 1951-2000 y se obtuvieron de la base de datos del Extractor Rápido de Información Climatológica (ERIC; IMTA 2000). Donde no hubo información climatológica se proyectaron isolíneas de precipitación, temperatura y evaporación promedio mensuales de las estaciones meteorológicas existentes. El COS inicial fueron los valores promedio obtenidos a partir de las mediciones realizadas en sistemas agrícolas y forestales de ladera en las mismas regiones por Acosta (2003); Schott (2004) y González (2007), quienes emplearon el procedimiento propuesto por Monreal *et al.* (2005); donde no hubo valores se usaron los valores de COS generados por el Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI) 1990-2000 (INE-SEMARNAT 2006). El C de RV (Mg C ha⁻¹) fue generado por el modelo al correrlo de manera inversa usando el CO_{inicial} y datos de clima y suelo. La cobertura vegetal del suelo para cada categoría PICC fue de 12 meses en los bosques y pastizales y de 8 meses en agrícolas. El COS se estimó como el producto de la superficie del polígono cambio de uso de suelo y vegetación (ha) y el COS (Mg C ha⁻¹) obtenido del escenario de predicción correspondiente. El contenido de arcilla (%) se consideró el promedio de los horizontes Ap y A. En la región Mazateca fue de 34,5 %; en la Cuicateca de 17 % y en la Mixe de 36,5 % (Estrada 2007). Un ejemplo de la información de entrada al modelo RothC en las categorías de vegetación y suelo en la región Cuicateca se presenta en la Tabla 5.

Tabla 5. Información de entrada al modelo RothC en los tipos de vegetación y uso de suelo agrupada para fines del Inventario Nacional de GEI en México (1990-2002) en la región Cuicateca.

Tipos de Categorías PICC		COS _{inicial} †		MOI§	Relación	Residuos vegetales Mg C ha ⁻¹	
Vegetación	Suelo†	Mg C ha ⁻¹			MVD/MVR	Total	Mensual
Bosque de hoja ancha	HAC	132	12,7		0,25	13,4	1,1
Bosque de coníferas	HAC	186	18,8		0,25	7,2	0,6
Selva alta	HAC	141	13,7		0,25	17,0	1,4
Selva baja	HAC	98	9,1		0,25	2,7	0,2
Montaña húmeda	HAC	166	16,5		0,25	16,8	1,4
Agrícola	HAC	84	7,6		1,44	2,0	0,2
Pastizal	HAC	53	4,5		1,44	1,6	0,1

†HAC=Arcilla de alta actividad. ±COS_{inicial}=Carbono orgánico del suelo inicial. §MOI=Materia orgánica inerte. MVD/MVR=Relación entre el material vegetal de fácil descomposición y el material vegetal de difícil de descomposición.

Material cartográfico del estudio regional

En el nivel región los cambios de COS se evaluaron con el método del PICC (1997) y con el RothC en el periodo 1980-2000. Se utilizó cartografía digital de uso de suelo y vegetación del INEGI (INEGI 2001), la “Serie I” publicada por CONABIO (1999) considerada en el presente estudio como la información del año 1980 y la “Serie III” (INEGI 2002) que corresponde al año 2000. También se utilizaron las cartas edafológicas escala 1:250.000 y 1:1.000.000 (INIFAP y CONABIO 1999).

Método PICC

El procedimiento propuesto por PICC (1997) usa el enfoque de cuantificación estratificada de C en el suelo y la biomasa a escala regional. Los cambios de COS se obtuvieron para los primeros -30 cm del perfil. Para ello se generaron las superficies de los polígonos del uso del suelo reciente y anterior (20 años atrás), considerando ocho regiones climáticas y sólo seis tipos de suelo propuestos por el PICC (1997). La cantidad de COS existente en ambas fechas se obtiene multiplicando el valor de C previamente estimado o medido (Mg C ha⁻¹) para los usos de suelo específicos (o tipo de suelo) por su respectiva superficie (ha), estimándose la diferencia de COS (t) entre ambos periodos mediante substracción. Si los valores de C van de mayor a menor el cambio es negativo y significa que hay emisión de C a la atmósfera; en caso contrario se considera que hay captura de C.

El procedimiento para estimar los cambios de COS con el método PICC (1997) fue el siguiente:

(1) Las cartas edafológicas y las de uso de suelo y vegetación de 1980 y 2000 se reclasificaron según los tipos de vegetación y uso de suelo, agru-

pados para fines del Inventario Nacional de Emisiones de Gases con Efecto Invernadero (GEI) en México (1990-2002; INE-SEMARNAT, 2006).

(2) Cada capa reclasificada de vegetación de cada Serie (I y III) se unió a la capa de suelo.

(3) Se calcularon las superficies (ha) de las combinaciones de vegetación y suelo generados de la unión anterior (polígonos).

(4) Las superficies se agruparon por tipo de vegetación y uso de suelo y se sumaron.

(5) El valor de COS (Mg C ha^{-1}) para los polígonos PICC fue el promedio de las mediciones en campo indicadas en el apartado de datos de entrada al modelo.

(6) Los valores de COS (MgC) para las combinaciones de vegetación y suelo para 1980 y 2000 fue la multiplicación de los valores de COS promedio (Mg C ha^{-1}) y superficie (ha) estimada.

(7) Los cambios del COS en el periodo de 20 años se estimaron como la diferencia entre los valores de COS del año 2000 y del año 1980.

Criterios de evaluación del desempeño del modelo RothC

Para evaluar el desempeño del modelo RothC se utilizaron los siguientes criterios: El coeficiente de determinación (R^2), la raíz cuadrada del cuadrado medio del error (RCME) y la eficiencia del modelo (EF) expresada por Smith *et al.* (1997) además del parámetro b de la ecuación de regresión lineal simple.

RESULTADOS

Desempeño del RothC en los diferentes niveles de estudio en México

(1) *Parcela.*- Los estadísticos que describen el desempeño del RothC a nivel de parcelas se presentan en la Fig. 2. Los valores de RCME, EF y parámetro b de la ecuación de regresión lineal indicaron un desempeño ligeramente mejor para el caso de la simulación *CIPUN. El valor de R^2 fue ligeramente mejor en la simulación *CIPAR. Ambas simulaciones del RothC indicaron una subestimación de las mediciones de COS entre 30 y 36 %.

(2) *Sitio.*- En los sitios el Batán, Sierra Norte de Oaxaca, Atécuaro y Santiago Tlalpan de clima templado y en el sitio Linares de clima cálido los valores de RCME estuvieron entre 10 y 32 %, la EF entre -0.60 y 0.93 y la R^2 en el rango de 0,58 a 0,95. El comportamiento de las variables EF y R^2 en los sitios de estudio fue el siguiente: Los valores más altos se presentaron en S. Tlalpan y Atécuaro; fueron intermedios para Linares y Oaxaca; y bajos para El Batán. En general en los sitios las simulaciones del RothC indicaron una subestimación del COS medido excepto en S. Tlalpan donde sólo hubo una sobreestimación 4 %. En el caso de El Batán se presentó la subestimación para unos valores y del sobreestimación para otros (Fig. 3).

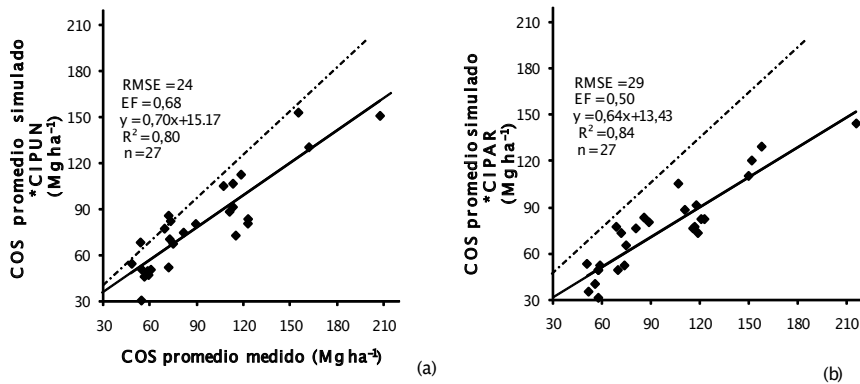


Figura 2. Desempeño del modelo RothC en parcelas con diferentes sistemas utilizando dos formas de simulación: (a) con el $COS_{inicial}$ de cada punto de muestreo (*CIPUN); y (b) con el $COS_{inicial}$ promedio por parcela (*CIPAR).

(3) *Sistema.* - El desempeño del RothC de los pares de valores de COS medidos y predichos por sistemas se presenta en la Fig. 4. En los sistemas Agrícolas-R se ubicaron los manejos con escasa entrada de RV al suelo como LT, LCMm-R, LCMt-R, LZMm-R, LZMt-R, LZR-R y LCR-R; su contraparte fueron Agrícolas +R como LC, Tm, To, etc.; en los forestales los bosques de Aile, Liquidámbar, Pino-Encino, Acahual, Café y el Matorral espinoso tamaulipeco. El agostadero se ubicó en el sitio de Linares y las praderas corresponden fueron las de la Región Cuicateca, Linares y Atécuaro. Los sistemas de El Batán (agrupados en sistemas agrícolas con residuos y sin adición de residuos) presentaron un mejor ajuste (Fig. 4). La RCME estuvo por encima de 18 % siendo el valor más alto 40 % en los agostaderos. La EF fue positiva y mayor a 0,78 en los sistemas agrícolas y forestales, de 0,32 en praderas y de -0,16 en los agostaderos. Los sistemas agrícolas y forestales tuvieron un R^2 en el rango de 0,89-0,93; las praderas de 0,66 y el agostadero de 0,06. Los valores de los parámetros de la ecuación de regresión lineal indicaron en general una subestimación del COS medido por el RothC en los sistemas evaluados. Según los estadísticos evaluados, en general, el mejor desempeño del modelo RothC se consiguió en los sistemas agrícolas y forestales; en las praderas se consideró mediano; y bajo en el caso de los agostaderos.

(4) *Región.* - En las tres regiones los valores de RCME estuvieron en el rango de 7 a 9 %. En lo referente a los estadísticos EF y R^2 fueron altos por encima del 90 % en las tres regiones y los valores de los parámetros de la ecuación de regresión indicaron que el RothC subestimó ligeramente los valores de COS del método PICC. En el periodo de estudio se presentó una relación entre el contenido de arcilla del suelo y la precipitación con el de COS capturado estimado con el modelo RothC y el método PICC en las regiones. El COS secuestrado fue el siguiente: Mixe (3404 y 3379 Gg C) >

Mazateca (1962 y 2821 Gg C) > Cuicateca (1040 y 998 Gg C), el mismo orden corresponde al de precipitación y contenido de arcilla observado en las regiones: > 2000 mm y suelo con 36.5 % de arcilla (Mixe), de 1500-2000 mm y 34.5 % (Mazateca), y de 500-700 mm a⁻¹ y 17 % (Cuicateca) (Fi. 5).

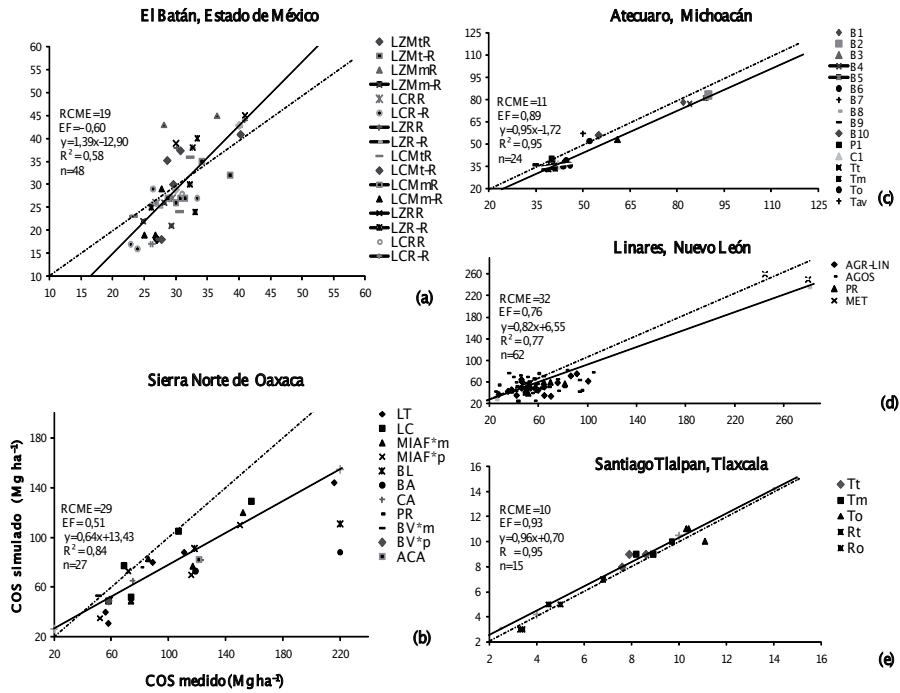


Figura 3. Desempeño del modelo RothC en cinco sitios de México con diferentes sistemas.

Batán, combinación de LZ=Labranza cero; LC=L. tradicional; +R=con residuos;-R=sin residuos; m o t=monocultivo maíz o trigo; R= rotación maíz-trigo o trigo-maíz. S. Tlalpan agrícolas: Tt=tradicional; Tm=tradicional mejorado; To=manejo orgánico; Rt=roturada tradicional; Ro=roturada orgánico. Atecuaro: B1-B10=sitios forestales; P1=pastoreo; C1=agrícola; Tt=tradicional; Tm=tradicional mejorado; To= manejo orgánico; Tav= de año y vez. Linares: AGR-LIN=agricultura Linares; AGOS=agostadero; PR=pradera; y MET=matorral espinoso Tamaulipeco. Oaxaca: LT=L. tradicional; LC=L. de conservación; MIAF=Milpa intercalada con árboles; BV=Barrera viva; BL=Bosque de Liquidambar; BA=Bosque Aile; PR=Pradera; ACA=Acahual; CA=Café. *m= muro y *p=parcela.

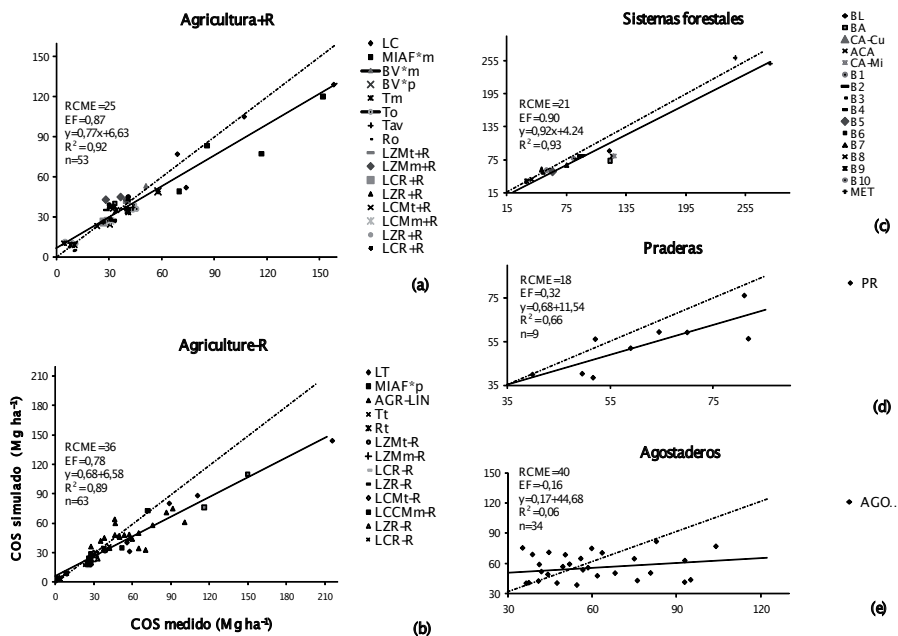


Figura 4. Desempeño del modelo RothC en cinco sistemas ubicados en diferentes sitios de estudio de México.

Agricultura+R (agricultura con adición de residuos): LC=L. de conservación; BV=barrera viva (*m=muro o *p=parcela); Tm=tradicional mejorado; Tav=tradicional año y vez; To=manejo orgánico; Ro=roturada orgánico; y MIAF*m= milpa intercalada con frutales (muro); en El Batán: LZMtR; LZMmR; LCRR; LCMtR; LCMmR; LZRR y LCRR (LZ=Labranza cero; LC=L. tradicional; m o t=monocultivo maíz o trigo; R= rotación maíz-trigo trigo-maíz). Agricultura-R (agricultura con escasa adición de residuos): LT=L. tradicional; AGR-LIN=agricultura Linares, Tt=tradicional; Rt=roturada tradicional; MIAF*p=milpa intercalada con árboles (parcela); y en El Batán los del grupo anterior con la notación -R. Sistemas forestales: B1-B10=sitios forestales; MET=matorral espinoso Tamauilpeco; BL=Bosque de Liquidambar; BA=Bosque Aile; ACA=Acahual; CA-CU o CA-Mi=Café de la Región Cuicateca o Mazateca.

DISCUSIÓN

Desempeño del RothC en los diferentes niveles de estudio en México.

(1) Parcela.— En las parcelas una de las causas de la subestimación obtenida en las simulaciones fue la sobrestimación del porcentaje del COS en las mediciones del año 2004 encontradas en el estudio de González *et al.* (2008). Sin embargo, los valores de RCME están dentro del rango reportado por Smith *et al.* (1997), Shirato *et al.* (2005) y Guo *et al.* (2007) para ecosistemas tropicales.

(2 y 3) Sitio y sistema.– En lo referente a las simulaciones de sitios y sistemas los resultados del presente estudio mostraron un comportamiento similar a las predicciones de COS en sitios de China con una temperatura media anual (TMA) en el rango de 4,6-12,7 y una precipitación media anual (PMA) de 372-600 mm a⁻¹. Guo *et al.* (2007) aplicaron el modelo RothC para simular las tendencias de COS en el tiempo en cuatro tratamientos agrícolas (en tres sitios de China) y obtuvieron valores de *r* de 0,55 a 0,73 y de RCME de 2,24 a 2,20 omitiendo valores extremos. En los sitios el valor elevado de RCME de 32 % del sitio Linares se atribuyó a que los agostaderos son sistemas complejos debido a que presentan perturbaciones como las siguientes: Sobrepastoreo, erosión, invasión de plantas arbustivas, plantas tóxicas, roedores, heterogeneidad de la vegetación y suelo, y variabilidad climática según se ubiquen (Melgoza 2006). En el caso de Oaxaca el alto valor del RCME (29 %) se debe a que se trabajó con la base de datos de COS original medido donde, de acuerdo con el estudio de González *et al.* (2008), la concentración de C asociado a la fracción mineral fue sobrestimada en 17 % por la presencia de residuos orgánicos que fueron removidos después de una segunda limpieza. En Atécuaro y S. Talpan (que presentaron los mejores valores de desempeño del RothC), puede deberse a que corresponden a experimentos de un año con tasas de cambio de COS pequeñas. En el sitio el Batán una posible explicación de los valores bajos en el desempeño del modelo, según Li *et al.* (2009), se debe a que en los valores de entrada de los RV al suelo en el RothC (en los sistemas de labranza LZ y LC con andición de RV) se debe considerar que una gran proporción de los RV retenidos en la superficie se pierden antes de entrar al suelo para ser parte del COS y también que altos contenidos de COS en tratamientos de LZ pueden ser el resultado de una lenta descomposición de los RV. Con respecto al desempeño del RothC por sistemas fue alto en los agrícolas y forestales, intermedio en las praderas y bajo en los agostaderos. El bajo desempeño del RothC en los agostaderos puede explicarse porque este modelo fue desarrollado inicialmente para ecosistemas templados (Smith *et al.* 2000) y no se ha reportado su aplicación en agostaderos. No obstante se reporta en la predicción de los cambios del COS en sistemas de cultivo, praderas y suelos forestales (Coleman *et al.*, 1997; Falloon *et al.* 1998; Falloon y Smith 2002, etc.) y en sistemas agroforestales (Kaonga *et al.* 2008). Los agostaderos en México son sistemas complejos debido a que pueden presentar una mayor variabilidad espacial de COS por la entrada de residuos y abono orgánico que dependen del periodo de lluvias en un ambiente cálido (Melgoza 2006).

(4) Región.– La ligera sobrestimación de los valores de COS del RothC con respecto a los del PICC se explica porque el método PICC supone que la tasa de cambio del uso de suelo y manejo son constantes en un periodo de tiempo y que los cambios de COS en los almacenes son el resultado de los cambios del uso del suelo (Eve *et al.* 2002). En el caso de los estudios del sistema de modelación GEFSOC en cuatro áreas no templadas de Kenia,

India, Jordania y Brasil, donde se usaron los modelos RothC y Century y el método PICC, mostraron que las estimaciones de los almacenes y cambios de COS regionales fueron mayores con el método PICC a los obtenidos por los modelos, debido principalmente a que éste se aplicó en los primeros -30 cm de profundidad y los modelos a sólo -20 cm (Milne *et al.* 2007).

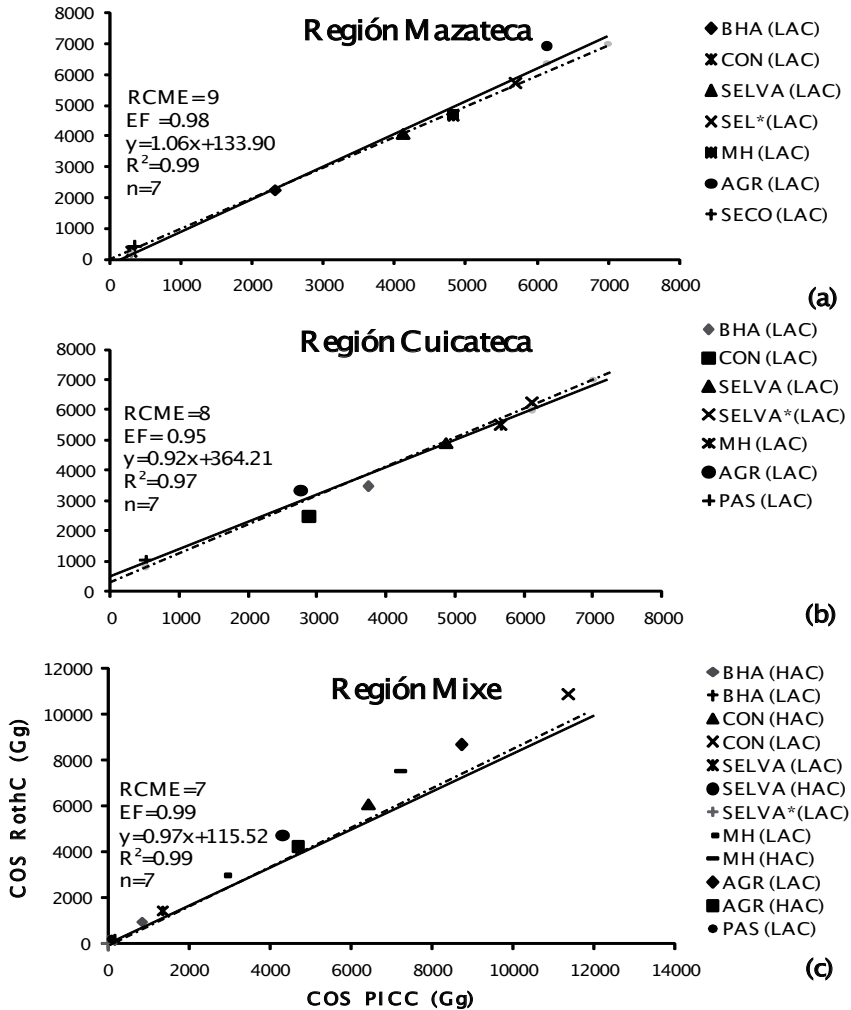


Figura 5. Desempeño del modelo RothC en tres regiones de México bajo diferentes tipos de vegetación y suelo agrupados para fines del Inventario Nacional de GEI en México (1990-2002); enfoque PICC (1997).

Tipos de vegetación: BHA=bosque de hoja ancha; CON=coníferas; MH= montaña húmeda; AGR=agricultura; PAS=pastizal; SELVA*=selva con estación seca y larga.
Tipos de suelo: LAC=con arcillas de alta actividad; y HAC=con arcillas de baja actividad.

Respecto a la relación entre la precipitación y el COS almacenado encontrado en el estudio regional Kimble (2006) indicó que principalmente la precipitación tiene una gran influencia en el crecimiento de la biomasa y en los cambios significativos del COS. Respecto a la relación entre el contenido de arcilla y la cantidad de COS algunos autores han encontrado relaciones positivas entre las fracciones finas del suelo como la arcilla y el limo y el contenido de COS en diferentes usos de suelo y continentes (Hassink 1997; Rovira *et al.*, 2010).

CONCLUSIONES

En las simulaciones de COS en las parcelas (con base en los resultados de las dos formas de simulación) es posible usar *CIPAR para hacer las simulaciones con el RothC y con ello disminuir el número de puntos de muestreo a simular; pero para tener información más precisa o en detalle se puede usar la opción de las simulaciones en cada punto de muestreo *(CIPUN).

En los sitios de estudio ubicados en clima templado (Atécuaro, Santiago Tlalpan, Sierra Norte de Oaxaca y el Batán) y el sitio cálido (Linares) el mejor desempeño del modelo se consiguió en los sitios Atécuaro, Santiago Tlalpan, Sierra Norte de Oaxaca y Linares, mientras que en El Batán fue bajo. Cuando los sistemas estudiados de El Batán se agruparon en agrícolas con adición de residuos (Agrícolas+R) y agrícolas con escasa adición de residuos (Agrícolas-R) se observó un mejor ajuste de los parámetros estadísticos que describieron el desempeño del modelo RothC.

El análisis hecho por sistemas mostró el mejor desempeño del RothC en los sistemas agrícolas y forestales, mediano para las praderas y bajo en los agostaderos de Linares. El bajo desempeño en los agostaderos se atribuyó a que es un sistema de los más complejos por la heterogeneidad de la vegetación, suelo y variabilidad climática, de la cual depende la intensidad de pastoreo de los rumiantes domésticos. De acuerdo con las simulaciones del RothC en los sitios y sistemas se obtuvo un mejor análisis del desempeño en la agrupación por sistemas.

A nivel regional el desempeño del modelo RothC fue alto; se concluye que puede utilizarse para estimar los cambios de COS de manera similar que con el uso del método PICC, siendo una de las ventajas del uso del modelo la tasa dinámica de cambio del carbono.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acosta M.J. 2003. Diseño y aplicación de un método para estimar los almacenes de carbono en sistemas con vegetación forestal y agrícolas de ladera en México. Tesis Doctor en Ciencias. Colegio de Postgraduados. Programa Forestal, Montecillo. México

- Coleman K. y D.S. Jenkinson. 1996. RothC-26.3—A model for the turnover of carbon in soil. In: D.S. Powlson, P. Smith and J.U. Smith (eds.). *Evaluation of Soil Organic Matter Models using Existing, Long-term Dataset*. NATO ASI Series I, Vol. 38, Springer-Verlag, Berlín, 237-246 pp.
- Coleman K., D.S. Jenkinson, G.J. Crocker, P.R. Grace, J. Kffr, M. Korschens, P.R. Poulton y D.D. Richter. 1997. Simulating trends in soil organic carbon in long-term experiments using RothC-26.3. *Geoderma*, 81: 29-44.
- Comisión Nacional del Agua (C.N.A.), 2007a. Estación 00016001 Acuitzio del Canje. Normales climatológicas 1971-2000. <<http://smn.cna.gob.mx/climatologia/normales/estacion/normal00016001.txt>>. Fecha de consulta: 09/10/2007.
- Comisión Nacional del Agua (C.N.A.), 2007b. Estación 00016022. Caintzio. Normales climatológicas 1971-2000. <<http://smn.cna.gob.mx/climatologia/normales/estacion/normal000116022.txt>>. Fecha de consulta: 09/10/2007.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 1999. *Uso de suelo y vegetación modificado por CONABIO*. Escalas 1:1.000.000. (Usv731mc_i). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Cortés J.I., A. Turrent, P. Díaz, E. Hernández, R. Mendoza y E. Aceves. 2005. *Manual para el establecimiento y manejo del sistema milpa intercalada con árboles frutales (MIAF) en laderas*. Colegio de Postgraduados, Montecillo (México).
- Covalada S. 2008. *Influencia de diferentes impactos antrópicos en la dinámica del carbono y la fertilidad de los suelos volcánicos mexicanos implicaciones sobre el secuestro de carbono*. Tesis doctoral. Universidad de Valladolid. Escuela Técnica superior de ingenierías agrarias. Departamento de Ciencias Forestales, U.Va., Palencia (España). 352 pp.
- Estrada E.I. del R. 2007. *Cambio en biomasa aérea, en suelo y su relación con la fracción fina de este reservorio*. Tesis Maestría en Ciencias. Colegio de Postgraduados. Programa de Edafología, Montecillo (México), 114 pp.
- Eswaran H.E., Van Den Berg y P. Reich. 1993. Organic carbon soils of the world. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 57:192-194.
- Eve M.D., M. Sperow, K. Paustian y R.F. Follett. 2002 National-scale estimation of changes in soil carbon stocks on agricultural lands. *Environ. Pollut.*, 116: 431-438.
- FAO-ISRIC-SICS. 1998. *World reference base for soil resources. World Soil resources Report 84*. FAO, Roma.
- Falloon P., P. Smith, K. Coleman y S. Marshall. 1998. Estimating the size of the inert organic matter pool from total soil organic carbon content for use in the Rothamsted carbon model. *Soil Biol Biochem.*, 30: 1207-1211.
- Falloon P. y P. Smith. 2002. Simulating SOC changes in long-term experiments with RothC and CENTURY: model evaluation for a regional scale application. *Soil Use y Manage.*, 18: 101-111.
- Falloon P., P. Smith, R.I. Bradley, R. Milne, R. Tomlinson, D. Viner, M. Livermore y T. Brown. 2006. RothCUK—a dynamic modelling system for estimating changes in soil C from mineral soils at 1-km resolution in the UK. *Soil Use y Manage.*, 22: 274-288.

- Figueroa N.C.M. 2001. *Comparación de la concentración de carbono en diferentes tipos de vegetación en la Sierra Norte de Oaxaca*. Tesis Maestría en Ciencias. Colegio de Postgraduados. Programa Forestal, Montecillo (México).
- Fuentes M., B. Govaerts, F. de León, C. Hidalgo, L. Dendoovend, K. Sayre y J. Etchevers. 2009. Fourteen years of applying zero and conventional tillage, crop rotation and residue management systems and its effect on physical and chemical soil quality. *Eur. J. Agron.*, 30: 228-237.
- González M. L. 2007. *Cambio de carbono orgánico acumulado en sistemas agrícolas y forestales de ladera*. Tesis Doctor en Ciencias. Colegio de Postgraduados, Instituto de Recursos Naturales. Programa de Edafología, Montecillo (México) 152 pp.
- González-Molina L., J.D. Etchevers-Barra y C. Hidalgo-Moreno. 2008. Carbono en suelos de ladera: Factores que deben considerarse para determinar su cambio en el tiempo. *Agrociencia*, 42: 741-751.
- Guo, L., P. Falloon, K. Coleman, B. Zhou, Y. Li, E. Lin y F. Zhang. 2007. Application of the RothC model to the results of long-term experiments on typical upland soils in northern China. *Soil Use Manage.*, 23: 63-70.
- Hassink J. 1997. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. *Plant y Soil*. 191: 77-87.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*. 2007. Revised 1996 Intergovernmental Panel on Climate Change. *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. *Intergovernmental Panel on Climate Change*. United Nations Environment Programme, Organization for Economic Co-Operation and Development, International Energy Agency, París (Francia).
- Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA). 2000. *Extractor Rápido de Información Climatológica*, ERIC-2. Disco compacto. Cuernavaca, Morelos (México).
- Instituto Nacional de Ecología (INE), Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2006. *Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero 1990-2002*. Comité Intersecretarial sobre Cambio Climático. México D.F. 258 pp.
- Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI). 2002. *Mapa de Uso de Suelo y Cobertura Vegetal*. 1:250.000 Serie III (Capa Usv250s3v). México.
- Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias (INIFAP), Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). (1995) *Mapa edafológico*. Escalas 1:250 000 y 1:1.000.000. INIFFAP, México.
- Jenkinson D.S. y J.H. Rayner. 1977. The turnover of soil organic matter in some of the Rothamsted classical experiments. *Soil Sci.*, 123: 298-305.
- Jenkinson D.S., J. Meredith, J.I. Kinyamario, G.P. Warren, M.T.F. Wong y D.D. Harkness. 1999. Estimating net primary production from measurements made on soil organic matter. *Ecology*, 80: 2762-2773.
- Kaonga M.L. y K. Coleman. 2008. Modelling soil organic carbon turnover in improved fallows in eastern Zambia using the RothC-26.3 model. *Forest Ecol. Manag.*, 256: 1160-1166.

- Kimble J. 2006. Advances in Models to measure soil carbon: can soil carbon really be measured. Chapter 22. In: R. Lal, C.C. Cerri, M. Bernoux, J. Etchevers and E. Cerri (eds.). *Carbon Sequestration in Soils of Latin America*. U.S.D.A., New York. 477-490 pp.
- Lal R. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123: 1-22.
- Li D.L., K.Y. Chan y M.K. Conyers. 2009. Simulation of soil organic carbon under different tillage and stubble management practices using the Rothamsted carbon model. *Soil Tillage Res.*, 104: 65-73.
- Melgoza C.A. 2006. *Situación actual de los agostaderos*. INIFAP-SAGARPA. Forest Service Proceedings RMRS P-40. Pp. 85-86. U.S.D.A. Washington.
- Milne E.R., A.L. Adamat, N.H. Batjes, M.T. Bhattacharyya, C.C. Cerri, C.E.P. Cerri, K. Coleman, M. Easter, M. Easter, P. Falloon, C. Feller, P. Gicheru, P. Kamoni, K. Killian, D.K. Pal, K. Paustian, D.S. Powlson, Z. Rawajfih, M. Sessay, S. Williams y S. Wokabi, S. 2007. National and sub-national assessments of soil organic carbon stocks and changes: The GEFSOC modelling system. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 122: 3-12.
- Monreal C.M., J.D. Etchevers, M. Acosta, C. Hidalgo, J. Padilla, R.M. López, L. Jiménez y A. Velázquez. 2005. A method for measuring above- and below-ground C stocks in hillside landscapes. *Can. J. Soil Sc.*, 85: 523-530.
- Pando-Moreno M., E. Jurado, M. Manzano y E. Estrada. 2004. The Influence of Land Use on Desertification Processes. *Journal of Range Manage.*, 57: 320-324.
- Rovira P., J. Montserrat y J. Romanyà. 2010. Active and passive organic matter fractions in Mediterranean forest soils. *Biol Fertil Soils*. DOI 10.1007/s00374-009-0437-0
- Richards G.P. 2001. *The FullCam carbon accounting model: Development calibration and implementation for the national carbon accounting system*. Technical report 28 of the Australian Greenhouse Office, Canberra, 60 pp.
- Schott M.D.M.L. (2004) *Determinación de los almacenes de carbono en sistemas de vegetación permanentes (forestal, café y acahual) en la Sierra Norte de Oaxaca*. Tesis Profesional. Departamento de Suelos. Universidad Autónoma Chapingo (México), 51 pp.
- Shirato Y., K. Paisancharoen, P. Sangtong, C. Nakviro, M. Yokozawa y N. Matsu-moto. 2005. Testing the Rothamsted CarbonModel against data from long-term experiments on upland soils in Thailand. *Eur. J. Soil Sci.*, 56: 179-188.
- Smith P., J.U. Smith, D.S. Powlson, W.B. McGill, J.R.M. Arah y O.G. Chertov. 1997. A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments. *Geoderma*, 81: 153-225.
- Wesemaela Bas van, K. Paustian, J. Meersmans, E. Goidtsd, G. Barancikova y M. Easter. 2010. Agricultural management explains historic changes in regional soil carbon stocks. In: W.H. Schlesinger (edt.). *Cary Institute of Ecosystem Studies*, Millbrook (New York). <www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1002592107>.

CUANTIFICACIÓN DE CARBONO EN EL SUELO Y EN EL MANTILLO EN PINARES Y REBOLLARES DEL NORTE DE ESPAÑA

Celia Herrero, Felipe Bravo y M.^a Belén Turrión

Instituto Universitario de Investigación y Gestión Forestal Sostenible. ETSIIAA. Universidad de Valladolid. Avda. Madrid, 44. Palencia, 34071 (España). <chdeaza@pvs.uva.es>; <fbravo@pvs.uva.es>; <bturrión@agro.uva.es>.

Resumen: El suelo de los ecosistemas forestales es uno de los mayores depósitos de C del Planeta. Numerosos estudios han cuantificado el contenido de C en diferentes masas arbóreas, estudiando los principales factores de influencia y determinando una gran variabilidad a nivel regional y estatal. Sin embargo, la importancia del contenido de C edáfico en el total del ecosistema puede ayudarnos a evaluar la fertilidad natural del suelo y planificar su gestión.

Para conocer el contenido de C en el suelo y en el mantillo de los pinares y rebollares de la comarca de “Páramos y Valles” del Norte de España se planteó un dispositivo de muestreo de 48 puntos. El contenido de C en el mantillo fue evaluado en cada punto, mientras el contenido en el suelo a dos profundidades (0-30 cm y 30-60 cm).

Los resultados principales indican que el contenido de C en el suelo de los pinares y rebollares hasta -60 cm de profundidad fue similar (53,0 y 60,3 Mg C ha⁻¹, respectivamente), mientras el contenido en el mantillo fue significativamente mayor en los pinares (13,7 Mg C ha⁻¹) que en los rebollares naturales (5,4 Mg C ha⁻¹). Sin embargo, en el rebollar el C del suelo destaca por su relevancia, ya que supone el 84 % del total fijado en el ecosistema. El C en el suelo se correlacionó positivamente con la precipitación anual y la presencia de rebollo en el rodal. Estos datos son de especial relevancia en el contexto actual de cambio climático, pues sirven de referencia para detectar cambios en las propiedades de los suelos.

Palabras clave: Pinus, Quercus pyrenaica, fijación de C.

Quantification of Carbon in mineral soil and forest floor in Pinus plantations and Oak stands of Northern Spain.

Abstract: Forest ecosystem soil is one of the major C sinks of the Planet. Many studies have quantified the amount of C fixed in different forest ecosystems, studied the main influential factors, and determined that great variability existing at regional and national levels. The importance of soil C in the ecosystem as a whole can help us evaluate natural soil fertility and make for the best management plans.

To ascertain the C content in the forest floor and mineral soil in Pinus spp. plantations and oak stands in the North of Spain, 48 plots were established.

The forest floor was analyzed at each point and two depths (0-30 cm and 30-60 cm) were selected to evaluate the C content in the mineral soil.

The soil C content in the pine plantations and oak stands was similar (53.0 and 60.3 Mg C ha⁻¹, respectively), while the C content in the forest floor was significantly higher in pine (13.7 Mg C ha⁻¹) than in oak stands (5.4 Mg C ha⁻¹). Nevertheless, the soil C content in the oak stands is very important because it represents 84 % of the total C in the forest ecosystem. Soil C correlated positively with annual precipitation and presence of oak in the stand. In the current context of climate change, this information is relevant because it can help detect soil property changes.

Key words: *Pinus*, *Quercus pyrenaica*, C sequestration.

INTRODUCCIÓN

Los suelos de los ecosistemas forestales son un reservorio importante del CO₂ atmosférico (Wit *et al.*, 2006). La capacidad de los suelos para acumular y estabilizar C orgánico ha recibido una gran atención los últimos años debido a la posibilidad de ver en qué medida el incremento en el contenido de CO₂ atmosférico podría ser compensado por políticas de reforestación o determinadas prácticas selvícolas y de gestión (Rovira y Vallejo, 2003).

Numerosos estudios han determinado el contenido de C en suelos de ecosistemas forestales de todo el mundo (Jobbagg y Jackson, 2000; Oostra *et al.*, 2006; Van Miegroet *et al.*, 2007). Se han analizado distintas perspectivas tales como la comparación entre diversos usos del suelo y de manejo (Covaleda *et al.*, 2009; Ordóñez *et al.*, 2008) o el efecto de la gestión forestal y las actividades selvícolas en el contenido total de C secuestrado (Johnson y Curtis, 2001; Zerva *et al.*, 2005; Nordborg *et al.*, 2006). Otros estudios han cuantificado el contenido de C del suelo en masas de castaño (*Castanea sativa* Miller.) de la región Oeste de la Península Ibérica (Gallardo y González, 2004; González y Gallardo, 2007), en repoblaciones de *Pinus radiata* en el País Vasco (Latorre, 2003), en Galicia (Pérez-Cuadrado *et al.*, 2007), o en rebollares del Sistema Central (Turrión *et al.*, 2009).

En España las repoblaciones de coníferas (fundamentalmente del género *Pinus*) juegan un papel importante no sólo por la superficie que ocupan, sino por las funciones y servicios que prestan a la sociedad. La superficie repoblada entre los años 1940 y 1980 asciende a 3,2 millones de hectáreas, de los cuales casi la mitad corresponden a repoblaciones donde las especies *Pinus nigra*, *P. pinaster* y *P. sylvestris* son las especies principales o dominantes. La mayoría de las repoblaciones de estas tres especies, monoespecíficas o mixtas, se encuentran actualmente en fase de exclusión de fustes, caracterizadas por una fuerte competencia y, en algún caso, en la fase de recuperación del sotobosque. Algunas de estas repoblaciones suponen sólo una etapa en el proceso de restauración de otros tipos de bosques de mayor interés, mientras que otras podrán perpetuarse en nuevos ciclos de bosque de la

misma especie. Los objetivos iniciales de estas repoblaciones (recuperación de la cubierta vegetal, protección del suelo, producción de madera, *etc.*) se están cumpliendo en su mayor parte, además de suplir otras demandas más recientes que se han creado sobre estos montes, como producción de hongos, refugio de fauna o zona de esparcimiento.

Por otra parte, en la Península Ibérica se encuentra la parte más significativa de la distribución mundial del rebollo (*Quercus pyrenaica* Willd.) cubriendo unas 600.000 hectáreas de superficie. Sus masas han sido tradicionalmente dedicadas al pastoreo y a la producción de leñas y carbón debido a su notable aptitud para el rebrote de cepa y de raíz. Sin embargo, la sustitución de estos productos por combustibles fósiles ha hecho que sus masas hayan sido abandonadas en su gestión por su escaso rendimiento económico. Actualmente estas masas tienen una densidad muy elevada, existiendo fenómenos de estancamiento en el crecimiento y puntisecado, presentando, en muchos casos, una gran acumulación de biomasa por hectárea.

En la situación actual de cambio global en que se encuentra nuestro Planeta cobra cada vez más importancia el conocimiento del funcionamiento de los ecosistemas, entre otros, de los flujos de energía, agua, carbono y nutrientes. Son estos flujos los que mantienen la estabilidad estructural y funcional. Por lo tanto, si queremos entender y predecir el cambio en un ecosistema forestal y su influencia sobre ecosistemas adyacentes es básico conocer su funcionamiento (Bosco *et al.*, 2004).

La variabilidad espacial marcada por las distintas especies forestales (Hagen-Thorn *et al.*, 2004) y las características dasométricas de las masas (Jandl *et al.*, 2002) determinan diferentes propiedades del suelo, importantes para evaluar la potencialidad de secuestro de C de una región y planificar su manejo y conservación (Gallardo y González, 2004). Para considerar la variabilidad espacial de estos factores hay que inventariar los recursos edáficos, entre ellos el contenido de C a una escala útil de gestión sobre la cual proyectar las tendencias de cambio. Por ello, el objetivo de este trabajo es caracterizar las propiedades del suelo y determinar el contenido de C total en los suelos y en el mantillo de los pinares de repoblación y de los rebollares naturales a nivel regional, en la comarca “Páramos y Valles” del Norte de la provincia de Palencia (España).

MATERIAL Y MÉTODOS

Area de estudio

La zona de estudio se localiza en la comarca natural “Páramos y Valles” palentinos, formada por la Vega de Saldaña, La Valdavia, La Ojeda y Boedo. “Páramos y Valles” es la comarca nexo de unión entre las altas cumbres de la Montaña Palentina y las extensas llanuras de la Tierra de Campos (Fig. 1), teniendo una altitud media entre los 800 y 1000 metros s.n.m. y ocupando una superficie

total de 186.642 ha. El paisaje se caracteriza por ser un terreno intermontañoso, ondulado, formado por una serie de altos páramos y amplios valles.

En cuanto al clima el carácter de zona de transición entre la Montaña y Tierra de Campos refleja una pequeña influencia atlántica y las características propias del área mediterránea, por lo que se clasifica como Mediterráneo templado húmedo, con una temperatura media anual de 10,7 °C y una precipitación media anual de 630 mm a⁻¹ (Fig. 1).

La superficie forestal (61.570 ha), representa un 33 % del área total de la comarca. La vegetación natural de esta comarca está formada por montes bajos de roble melojo (*Quercus pyrenaica* Willd.), junto con algunas encinas (*Q. ilex* L.) y quejigo (*Q. faginea* Lam.) en las zonas de mayor aridez. El ecosistema típico de esta zona ha sido transformado por diversas alteraciones como extracciones de leña, incendios, pastoreo, roturaciones del monte para uso agrícola y ganadero y, sobre todo, por repoblaciones forestales iniciadas mayoritariamente en la década de los años sesenta. Acompañando a estas especies se encuentran también álamos y olmos, más arbustos como brezos, escobas, rosales silvestres, majuelos, endrinos o aulagas. Los pinares de pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.), negral (*P. pinaster* Ait.) y laricio (*P. nigra* Arn.) son repoblaciones que fueron establecidas para frenar la degradación de los suelos y para la protección contra la erosión de las laderas y cárcavas en la década de los años sesenta y que, en la actualidad, cubren más del 41 % del área arbolada. En los últimos 15-20 años las repoblaciones han sido intervenidas mediante clareos y claras. Estas repoblaciones (junto con los rebollares naturales) constituyen el 97 % de la superficie forestal de la comarca, por lo que representan los ecosistemas típicos de la zona de estudio (Herrero *et al.*, 2010). Geológicamente dominan los depósitos de conglomerados y fangos miocénicos, junto a formaciones de tipo raña originadas en el Plioceno y Pleistoceno. Sobre esta base geológica, se encuentran suelos de los órdenes *Ultisol*, *Inceptisol*, *Alfisol* y, en menor medida, *Entisol* (Soil Survey Staff, 2006).

Diseño de muestreo

El muestreo se llevó a cabo en 48 parcelas de estudio en los que se tomaron muestras de suelo a dos profundidades (0-30 cm y 30-60 cm) y del mantillo superficial sobre la superficie del suelo (Forsee, 2005). Las 48 parcelas de muestreo fueron seleccionadas de la red de parcelas del Inventario Forestal Nacional (IFN) dentro del área de estudio. Las parcelas del IFN se encuentran distribuidas a lo largo de todo el territorio del Estado Español en una malla de muestreo de un kilómetro de lado (DGCN, 1996) sobre superficies forestales previamente delimitadas por el mapa forestal español (MFE50). Se escogieron 48 parcelas objeto de estudio (Fig. 1) teniendo en cuenta que estuvieran repartidas por toda la superficie de la comarca y considerando la especie dominante del rodal (área basimétrica de la especie principal ≥ 90 %). Se establecieron 31 parcelas en pinares de repoblación y 17 en rebollares naturales situados entre las coordenadas UTM [(344000; 4690000) y (400000; 4740000)].

En el climodiagrama, T^a es la temperatura media anual, en ($^{\circ}\text{C}$) y P_{anual} es la precipitación media anual en mm.

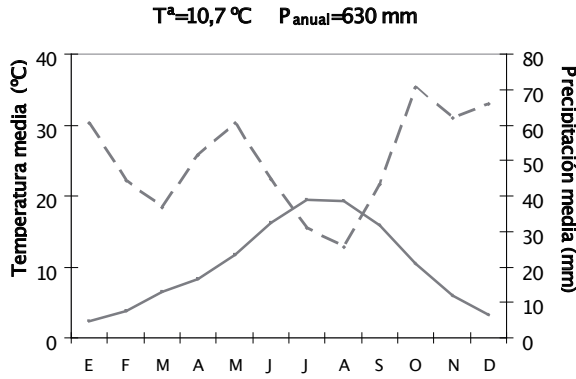


Figura 1. Localización del área de estudio en España. En detalle la comarca “Páramos y Valles” palentinos, donde está representada el área forestal y la ubicación de las parcelas muestreadas categorizadas por el tipo de ecosistema que definen (replantaciones de *Pinus* spp. y rebollares naturales).

Las variables dasométricas y de sitio de las 48 parcelas fueron calculadas con los datos del IFN. Las parcelas del IFN son de radio variable con cuatro subparcelas de radios 5, 10, 15 y 25 m donde se mide a partir de un diámetro mínimo inventariable de 7,5, 12,5, 22,5 y 42,5 cm respectivamente (Vallejo y Villanueva, 2002). En los árboles inventariados así seleccionados (pies mayores) se midió el diámetro normal (dbh) y la altura total (ht). Los detalles de la recogida de datos y métodos de muestreo del IFN pueden consultarse en DGCN (1996; 2006). Con estos datos se calcularon las siguientes variables dasométricas [densidad total (D_i , número de pies ha^{-1}); área basimétrica de la parcela (G_i , $m^2 ha^{-1}$); densidad y área basimétrica de cada una de las especies que configuran la parcela (D_i e G_i , en pies ha^{-1} y $m^2 ha^{-1}$, donde i es cada especie arbórea de la parcela); diámetro medio cuadrático (dg, cm) y altura dominante (Hdom, m)]. Por su parte, las variables de sitio [altitud (m s.n.m), pedregosidad (%), pendiente (%) y orientación] también fueron obtenidas de la base de datos del IFN. Por otra parte, las variables climáticas de cada parcela de muestreo [precipitación anual (P_{anual} , mm) y temperatura máxima, media y mínima (T_{max} , T_{media} , T_{min} , respectivamente, °C)] y la radiación ($10 kJ m^{-2} día^{-1} \mu m^{-1}$) fueron obtenidas del atlas climático digital de la Península Ibérica (Ninyerola *et al.* 2005). Las principales características dasométricas obtenidas en cada tipo de ecosistema se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Principales características de las masas forestales estudiadas.

Tipo de ecosistema		Densidad _i (pies ha^{-1})	G_i ($m^2 ha^{-1}$)	dg (cm)	Hdom (m)
<i>Pinus spp.</i>					
	Promedio	781	21,3	21,1	10,1
	Error estándar	63	1,5	4,8	2,4
	Mínimo	187	5,6	0,9	0,4
	Máximo	1585	34,8	33,4	13,5
<i>Quercus pyrenaica</i>					
	Promedio	457	6,6	11,6	5,12
	Error estándar	122	2,0	2,0	0,9
	Mínimo	0	0	0	0
	Máximo	1480	28,8	24,3	10,9

Densidad_i es el número de pies por hectárea de la parcela, G_i es el área basimétrica de la parcela, dg es el diámetro cuadrático medio y Hdom es la altura dominante.

En cada uno de los 48 puntos de muestreo se recogieron muestras del suelo y del mantillo superficial. Para la recolección de muestras cada parcela de muestreo fue dividida en cuatro partes y en cada parte se recolectaron de 6 a 8 muestras de suelo en forma aleatoria. Previamente en cada uno de esos puntos se extrajo

todo el mantillo superficial acumulado en un marco de 30x30 cm². Tanto las muestras de suelo, como las de mantillo, se homogeneizaron y se mezclaron para constituir una sola muestra de suelo y de mantillo por punto de muestreo. El muestreo se efectuó en los meses de Julio, Agosto y Septiembre de 2005. El número de muestras final estuvo constituido por un total de 48 muestras de suelo en la primera profundidad (0-30 cm) y 42 en la segunda (30-60 cm). En el mantillo se recogieron 45 muestras (debido a que en una parcela hubo un problema de contaminación y en los otros dos, no se consideraron esas medidas).

Las muestras de suelo fueron secadas al aire y tamizadas (< 2 mm). Se determinaron los siguientes parámetros físicos y químicos del suelo: Textura, pH, capacidad de intercambio catiónico (CIC), cationes intercambiables (K⁺, Ca⁺², Mg⁺², Na⁺), sumatorio de bases (SB), porcentaje de saturación de bases (PSB), concentración de P asimilable, materia orgánica fácilmente oxidable (Mfox), la concentración total de C, de N y la relación C/N.

La textura fue evaluada por el método I.S.S.S. (*International Society of Soil Science*); el pH mediante potenciometría; los cationes intercambiables fueron extradios con acetato amónico a pH=7 y posteriormente determinados por emisión atómica en el caso del K⁺ y Na⁺ y por absorción atómica el Ca²⁺ y el Mg²⁺. Los parámetros SB y PSB se calcularon a partir de los datos anteriores. SB como sumatorio de los cationes de cambio y PSB como cociente entre SB y CIC. El P asimilable fue determinado por el método Olsen. La Mfox se determinó mediante oxidación con K₂Cr₂O₇ en medio ácido y posterior valoración del exceso de dicromato con Fe(NH₄)₂(SO₄)₂ (M.A.P.A., 1994). El C total se calculó a través del valor de la Mfox (Nicholson 1984) y el N total mediante método Kjeldahl. La relación C/N fue determinada por las concentraciones de C y de N.

La toma de muestras inalteradas de suelo en las dos profundidades mediante un cilindro de volumen conocido permitió calcular la densidad aparente (Dap). Estas muestras fueron secadas en una estufa hasta peso constante.

El contenido de C en el suelo (Mg C ha⁻¹) fue calculado con datos de la Dap, del porcentaje de tierra fina y de la concentración de C correspondiente a cada profundidad y de su espesor.

Las muestras de mantillo fueron secadas en estufa con recirculación de aire a 45 °C, hasta llegar a peso constante y, posteriormente fueron pesadas. El contenido de C en el mantillo fue calculado mediante oxidación por dicromato (MAPA, 1994).

Todos estos análisis, tanto físicos como químicos, se realizaron en el laboratorio ITAGRA.CT de la Universidad de Valladolid, siguiendo los protocolos de calidad de análisis de suelos del MAPA (1994).

Análisis estadístico

Se ajustó un modelo mixto para determinar si existían diferencias significativas en los distintos parámetros edáficos y en el contenido de C en el suelo

en función del ecosistema considerado, de la profundidad analizada y de la interacción existente entre ambos factores. Cuando el modelo ajustado [Eq. 1] mostró que había diferencias significativas se aplicó la prueba de diferencias de medias de Tukey HSD (Sokal y Rohlf, 1995) para comprobar entre qué niveles de cada factor se encontraban las diferencias.

$$Y_{ij} = \mu + \alpha_i + \beta_j + \alpha_i\beta_j + \varepsilon_{ij} \quad [\text{Eq. 1}]$$

donde:

Y_{ij} : Propiedad física o química a analizar en el ecosistema i [1 (Pinares de repoblación), 2 (Rebollares)], en la profundidad j [1 (0-30 cm), 2 (30-60 cm)].

μ : Efecto de la media general

α_i : Efecto del tipo de ecosistema

β_j : Efecto de la profundidad analizada

$\alpha_i\beta_j$: Interacción entre ambos factores

ε_{ij} : Error aleatorio de la profundidad j del ecosistema i . $\varepsilon_{ij} \rightarrow N(0, \sigma^2)$

Se utilizó el procedimiento PROC MIXED de SAS 9.1 (SAS INSTITUTE, 2009) para realizar el ajuste. Se realizó el análisis de los residuales estudentizados para contrastar la validez de las hipótesis del modelo mixto, mediante el procedimiento PROC UNIVARIATE de SAS 9.1 (SAS INSTITUTE, 2009).

Por otra parte el contenido de C hasta los -60 primeros centímetros del suelo fue correlacionado con las principales variables dasométricas, climáticas y de sitio. Con las mejores correlaciones se buscó una regresión lineal para poder obtener un modelo que, de forma sencilla, permitiese conocer su valor. Para realizar el ajuste se utilizó el procedimiento PROC REG de SAS 9.1 (SAS INSTITUTE, 2009) y la opción *stepwise* para la selección de variables.

En el mantillo se realizó un análisis de la varianza para determinar si existían diferencias significativas en la concentración de C en función del ecosistema considerado. Análogamente se aplicó la prueba de Tukey para comprobar entre qué niveles se encontraban las diferencias. En este caso, se utilizó el procedimiento PROC GLM de SAS 9.1 (SAS INSTITUTE, 2009).

RESULTADOS

a) Carbono y propiedades del suelo

En la Tabla 2 se muestran los parámetros físicos de los 48 puntos muestreados en cada uno de los dos ecosistemas considerados para las profundidades analizadas. Así, de 0 a -30 cm de profundidad los parámetros a nivel comarcal muestran que la textura predominante es franco-arenosa, mientras que en la segunda profundidad, aunque dicha textura sigue siendo abundante, también es muy frecuente la textura francoarcillosaarenosa.

Tabla 2. Valores promedio y diferencias significativas entre ecosistemas según la prueba de Tukey para las propiedades físicas y químicas edáficas estudiadas.

Prof (cm)	Textura (%)			da (g cm ⁻³)	pH	CIC (cmol _c kg ⁻¹)	Cationes intercambiables (cmol _c kg ⁻¹)				SB (cmol _c kg ⁻¹)	PSB (%)	C (g kg ⁻¹)	N (g kg ⁻¹)	C/N	
	Arena	Limo	Arcilla				K	Ca	Mg	Na						
Comarca	0-30	73,3	16,3	10,4	1,10	5,6	12,69	0,44	3,12	0,59	0,04	4,66	36,1	21,0	1,0	21,0
	30-60	70,3	15,7	13,6	1,25	5,6	11,74	0,31	3,19	0,46	0,04	3,60	30,7	13,7	0,6	22,5
<i>Pinus</i> spp.	0-30	74,7 aA	16,2 aA	9,1 aA	1,10 aA	5,4 aA	12,00 aA	0,35 aA	2,62 aA	0,52 aA	0,04 aA	3,52 aA	31,1 aA	21,0 aA	0,9 aA	23,6 aA
<i>Quercus pyrenaica</i>	0-30	70,7 aA	16,4 aA	12,8 aA	1,08 aA	5,8 aB	13,92 aB	0,61 aB	4,02 aA	0,73 aB	0,04 aA	6,68 aB	45,9 aB	21,1 aA	1,2 aB	17,7 aA
<i>Pinus</i> spp.	30-60	73,3 aA	15,6 aA	11,1 aA	1,25 aA	5,4 aA	10,63 aA	0,25 bA	1,89 aA	0,33 bA	0,04 aA	2,50 aA	23,6 aA	14,0 bA	0,6 bA	25,0 aA
<i>Quercus pyrenaica</i>	30-60	63,8 bB	15,7 aA	18,8 bB	1,22 aA	5,9 aB	14,14 bB	0,43 bB	5,99 aB	0,75 aB	0,04 aA	6,15 aB	46,1 aB	13,1 bA	0,7 bA	18,3 aB
Factor: Profundidad		**	ns	**	ns	ns	ns	**	ns	ns	ns	ns	ns	***	***	ns
Factor: Ecosistema		***	ns	***	ns	***	***	***	***	***	ns	***	***	ns	**	*
Factor: Prof*Ecosist		ns	ns	ns	ns	ns	ns	**	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns

Nota: Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas al 95 % de confianza en la misma especie entre profundidades al aplicar la prueba de Tukey. Letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas al 95 % de confianza en la misma profundidad entre especies al aplicar la prueba de Tukey. n es el número de muestras; SB es la Suma de bases; PSB es el porcentaje de saturación de bases; CIC es la Capacidad de intercambio catiónico. Niveles de significación: ***: (p < 0,01); **: (p < 0,05); *: (p < 0,1) ; ns: no significativo.

El modelo mixto mostró que el porcentaje de arena y arcilla era diferente en función de la profundidad analizada y del tipo de ecosistema considerado. La interacción profundidad*tipo de ecosistema no resultó significativa (Tabla 2), por lo que encontramos el mismo comportamiento en los dos ecosistemas al analizar las dos profundidades. Con respecto al porcentaje de arcilla, la prueba de Tukey reveló que en los dos ecosistemas (pinar y rebollar), hay un porcentaje de arcilla mayor en la segunda profundidad. En el pinar no es significativamente diferente del porcentaje obtenido en la primera, pero en el rebollar sí, obteniendo un porcentaje significativamente mayor en la segunda profundidad. Además reveló que en la segunda profundidad el porcentaje de arcilla era significativamente mayor en el rebollar que en el pinar. El porcentaje de arena presentó el mismo patrón, pero distinto sentido. Así, en la segunda profundidad el porcentaje de arena fue significativamente menor en el rebollar que en el pinar; y dentro del rebollar se lograron menores valores en la segunda profundidad.

Por otra parte los resultados de las propiedades físico-químicas del suelo se muestran también en la Tabla 2. El pH del suelo de los puntos muestreados tuvo un valor promedio de 5,6 en la comarca. El modelo mixto reveló que existían diferencias significativas en función de la profundidad en los parámetros K^+ , C y N. Por otra parte, determinó que existían diferencias en función del ecosistema en todos los parámetros excepto en el Na^+ y en el C. Finalmente, determinó que la interacción profundidad*tipo de ecosistema no fue significativa en ninguno de los parámetros, salvo en la concentración de Ca^{2+} , por lo que, a excepción de este catión, se encuentra el mismo comportamiento en los dos ecosistemas al analizar las dos profundidades.

Así, en los pinares y rebollares, se hallaron valores de K^+ , C y N significativamente menores en la segunda profundidad. Por otra parte en las dos profundidades se hallaron valores de pH, CIC, K^+ , Mg, SB, PSB y N significativamente mayores en los rebollares que en los pinares. En el caso del Ca^{2+} en la primera profundidad no se encontraron diferencias entre ecosistemas, mientras que la segunda presentó un valor significativamente mayor en los rebollares que en los pinares.

Aunque no hay diferencias entre profundidades en los parámetros SB y PSB, sí existen valores más altos en la primera profundidad debido a una mayor cantidad de materia orgánica edáfica. Los mayores contenidos de arcilla en la profundidad 30-60 cm de las muestras bajo rebollar explican que también presenten los valores más altos de la CIC. La relación C/N, significativamente menor en el rebollar, indica una calidad de materia orgánica mayor.

Con respecto a la concentración de C orgánico edáfico (COS) los valores de la comarca oscilaron entre 4,4 y 47,8 g C kg^{-1} (valores obtenidos en el pinar). En el rebollar los valores fluctuaron entre 5,9 y 45,2 g C kg^{-1} . La cantidad de C contenido en el suelo de la comarca en la profundidad 0-30 cm fue de 32,9 Mg C ha^{-1} y de 25,9 Mg C ha^{-1} en la profundidad 30-60 cm (Tabla 3). Si lo analizamos en cada ecosistema la cantidad total de C existente en el

suelo fue 53,0 Mg C ha⁻¹ en el caso de los pinares (30,0 Mg C ha⁻¹ para la profundidad 0-30 y 22,9 Mg C ha⁻¹ para la profundidad 30-60) y 60,3 Mg C ha⁻¹ en los rebollares naturales (38,1 Mg C ha⁻¹ en la profundidad 0-30 y 22,2 Mg C ha⁻¹ en la profundidad 30-60). El modelo mixto no mostró diferencias significativas entre los ecosistemas considerados.

Tabla 3. Concentración de C orgánico, de N total y la relación C/N en el suelo mineral.

	Prof (cm)	n	C (g C kg ⁻¹)	N (g N kg ⁻¹)	C/N
Comarca	0-30	48	21,0	1,0	21,0
	30-60	42	13,7	0,6	22,5
Pinus spp.	0-30	31	21,0 aA	0,9 aA	23,6 aA
Q. pyrenaica	0-30	17	21,1 aA	1,2 aB	17,7 aA
Pinus spp.	30-60	29	14,0 bA	0,6 bA	25,0 aA
Q. pyrenaica	30-60	13	13,1 bA	0,7 bA	18,3 aB
Factor: Profundidad			***	***	ns
Factor: Ecosistema			ns	**	*
Factor: Profundidad·Ecosistema			ns	ns	ns

Nota: Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas al 95 % de confianza en la misma especie entre profundidades al aplicar la prueba de Tukey. Letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas al 95 % de confianza en la misma profundidad entre especies al aplicar la prueba de Tukey.

n es el número de muestras; C es el contenido de Carbono orgánico; N es el contenido de Nitrógeno total y C/N es la relación entre estos dos parámetros.

Niveles de significación: ***: ($p < 0.01$); **: ($p < 0.05$); *: ($p < 0.1$); ns: no significativo

Después del estudio de correlaciones entre la variable C y variables dasométricas y climáticas de la zona, se obtuvo una regresión lineal entre el contenido de C y la precipitación total anual y área basimétrica de la especie *Q. pyrenaica* presente en la parcela [Eq. 2]. Aunque el coeficiente de determinación es pequeño ($R^2 = 0,42$) se pone de manifiesto la dependencia del C en el suelo de la comarca con factores climáticos y dasométricos:

$$C_{0-60\text{cm}} = -36,17 + 0,13 \cdot P_{\text{anual}} + 2,75 \cdot G_{\text{Qp}} \quad [\text{Eq. 2}]$$

donde: $C_{0-60\text{cm}}$ es el contenido de C (Mg C ha⁻¹) en los primeros -60 cm del suelo; P_{anual} es la precipitación total anual (mm) y G_{Qp} es el área basimétrica de la especie *Q. pyrenaica* (m² ha⁻¹) en la parcela.

b) Concentración y contenido de C en el mantillo

La concentración promedio de C (error estándar entre paréntesis) en el mantillo a nivel comarcal es de 493 ($\pm 7,3$) g C kg⁻¹. Al encontrar diferencias significativas ($p < 0,0005$) en la concentración de C en el mantillo en ambos ecosistemas se determinaron los valores promedios en cada uno de ellos: 510 ($\pm 5,7$) g C kg⁻¹ en el caso de los pinares y 459 ($\pm 15,6$) g C kg⁻¹ en el caso de los rebollares].

Como se puede observar en la Tabla 4 la cantidad promedio de mantillo determinada en 45 puntos de muestreo fue de 16,5 Mg MC ha⁻¹ (26,9 Mg MS ha⁻¹ en los pinares y 11,8 Mg ha⁻¹ en los rebollares) y el contenido promedio de C en este componente a nivel comarcal fue de 8,1 Mg C ha⁻¹ (13,7 Mg C ha⁻¹ en los pinares y 5,4 Mg C ha⁻¹ en los rebollares). El mantillo se encuentra tapizando el suelo forestal con un espesor promedio en los pinares de 4,0 cm y de menor cuantía (1,1 cm) y más disperso en los rebollares. Mientras la relación $C_{\text{mantillo}}/C_{\text{suelo}}$ es de 26 % en los pinares, en los rebollares es de 9,0 % (porcentajes que revelan una mayor acumulación de mantillo en los pinares que en el rebollar).

Tabla 4. Contenido promedio de C en dos profundidades del suelo y en el mantillo a nivel comarcal y por tipo de ecosistema (Palencia, España).

	C en el mantillo	C en el suelo (0-30 cm)	C en el suelo (30-60 cm)	C total (mantillo+suelo)
	Mg C ha ⁻¹			
Comarca	8,1	32,9	25,9	66,9
<i>Pinus</i> spp.	13,7	30,0	22,9	66,6
<i>Q. pyrenaica</i>	5,4	38,1	22,2	65,7
Factor: Ecosistema	***	ns	ns	ns

Niveles de significación: *** ($p < 0,0001$); ns: no significativo.

El contenido total de C (suelo+mantillo) asciende a 66,9 Mg C ha⁻¹ (Tabla 4) en la comarca “Páramos y Valles”, no habiendo diferencias significativas entre ecosistemas (66,6 Mg C ha⁻¹ en los pinares y 65,7 Mg C ha⁻¹ en los rebollares, respectivamente).

DISCUSIÓN

En la comarca “Páramos y Valles” no se han encontrado diferencias significativas en el contenido de C edáfico en función del ecosistema considerado (pinar de repoblación y rebollar natural), aunque el contenido total de C edáfico fue ligeramente mayor en los rebollares ($60,3 \text{ Mg C ha}^{-1}$) que en los pinares de repoblación ($53,0 \text{ Mg C ha}^{-1}$). Esto contrasta con resultados de otros estudios, que determinaron que el dosel arbóreo influye en las características del suelo (Augusto *et al.*, 2002; Hagen-Thorn *et al.*, 2004; Marcos *et al.*, 2008). La influencia viene definida a través de diversos mecanismos (Ulery *et al.*, 1995; Binkley y Giardina, 1998; Augusto *et al.*, 2002) como la calidad de la capa de hojarasca que determina su facilidad para descomponerse (Sariyildiz *et al.*, 2005), la absorción de los nutrientes por las raíces, la intercepción de las deposiciones atmosféricas, la interacción entre la cubierta arbórea y la precipitación (Levia y Herwitz, 2005), el estado de desarrollo del rodal (Augusto *et al.*, 2002) o la edad (Hagen-Thorn *et al.*, 2004). Estos factores pueden causar diferencias químicas en las características de los suelos desarrollados bajo diversas especies (Hagen-Thorn *et al.*, 2004). En nuestro caso, a pesar de no haber diferencias significativas en las masas estudiadas en el contenido de C hemos podido determinar que, en los rebollares, el suelo es el mayor depósito de C de todos los componentes del ecosistema y que en ambas masas juega un papel importante en el ciclo global del C.

El contenido de C total en el ecosistema forestal en los ecosistemas estudiados se estima en $110,7 \text{ Mg C ha}^{-1}$ en los pinares y $73,9 \text{ Mg C ha}^{-1}$ en los rebollares (raíces incluidas, datos sin publicar) por lo que el contenido de C en los suelos de la comarca representa con respecto al C total en el ecosistema un 48 % en el caso de los pinares y un 84 % en los rebollares. Otros estudios han obtenido porcentajes diferentes en función del tipo de formación arbórea y edáfica; por ejemplo porcentajes del 30 % en plantaciones de *P. radiata* en el País Vasco (Latorre, 2003), 68 % en robledales del Sistema Central (Gallardo y González, 2004) o de 75 % en pinares y robledales mexicanos (Covaleda *et al.* 2009). Los distintos porcentajes se deben a que los suelos acumulan cantidades de C variables en función del tipo de ecosistema (Lee y Jose, 2003; Oostra *et al.*, 2006; Vesterdal *et al.*, 2008), de las condiciones climáticas (Hontoria *et al.*, 1999; Lal, 2005), de las características edáficas (Zou *et al.*, 2005; Hamman *et al.*, 2008) y del proceso de descomposición de la materia orgánica (Bosco *et al.*, 2004; Zerva *et al.*, 2005; Ostertag *et al.*, 2008).

En relación al resto de las propiedades estudiadas se ha podido comprobar un efecto del manejo del suelo. En el caso de los pinares la preparación del suelo en el momento del establecimiento de la repoblación, llevó asociada la mezcla de los horizontes edáficos, lo que ha conllevado a que en este ecosistema los parámetros físicos y fisicoquímicos estudiados no presenten diferencias entre profundidades y, sin embargo, sí en los suelos bajo las masas de rebollo. En

este sentido el inventario de suelo por profundidades sería menos apropiado para esta comarca que la diferenciación por horizontes naturales.

Los valores de concentración de C en el suelo, de la relación C/N y la menor acumulación de mantillo existente en los rebollares que en los pinares de esta comarca indican la existencia de una materia orgánica de mayor calidad que la encontrada en los pinares (Cobertera, 1993). Los mayores valores de SB y PSB indicarían un mantillo menos adificante que el encontrado en los pinares. Mayores valores de SB y de los principales nutrientes en bosques de frondosas también han sido encontrados por otros autores al compararlos con bosques de coníferas (Augusto *et al.*, 2002; Hagen-Thorn *et al.*, 2004; Marcos *et al.*, 2008). Sin embargo, esta calidad le confiere una menor estabilidad y una menor potencialidad en términos de secuestro de carbono.

Por otra parte, la descomposición y mineralización de la materia orgánica influye de forma significativa en las características físicas, químicas y biológicas de los suelos y, por tanto, en el ciclo de C (Pal, 1992; Hopmans *et al.*, 2005). La cantidad de mantillo en este estudio varió sustancialmente entre las parcelas de muestreo oscilando sus valores entre los 5,0 Mg C ha⁻¹ y los 25 Mg C ha⁻¹, resultados acordes con los obtenidos en otros estudios como Will (1964), Forrest y Ovignon (1970) y Latorre (2003). Esta acumulación se reflejó en la variabilidad en el parámetro $C_{\text{mantillo}}/C_{\text{suelo}}$, que osciló desde 3,1 % hasta 83,1 %. Otros estudios han puesto de manifiesto mayores acúmulos de mantillo en pinares que en bosques de frondosas y un mayor porcentaje de materia orgánica (Hagen-Thorn *et al.*, 2004; Marcos *et al.*, 2008).

Los resultados de este trabajo sugieren que las condiciones climáticas influyen en el contenido de C del suelo al aparecer la precipitación como variable en la Eq. 2, lo cual determina el contenido de C en los primeros -60 cm del suelo. La relación entre el COS y las variables climáticas ha sido estudiada por otros autores como Burke *et al.* (1989), Hontoria *et al.* (1999), Rodríguez-Murillo (2001) o Lal (2005).

Los rebollares, a pesar de su situación de degradación, estructura abierta y de las perturbaciones a las que se han visto sometidos, acumulan en el suelo una cantidad de C similar que las repoblaciones densas y continuas establecidas en la comarca. Éstas, por su parte, en un futuro cercano podrían presentar una cantidad de C superior, ya que en la actualidad son masas de mediana edad, aunque se necesitarían estudios que confirmen esta hipótesis, ya que una limitación de este trabajo es la coetaneidad de las plantaciones de pinares que impiden determinar la influencia de la edad en el contenido de C. Además, en países como España, con un largo historial de actividad agrícola, desforestaciones, talas, pastoreo excesivo e incendios, la pérdida acumulada de C respecto del contenido original es enorme. Paradójicamente, ello puede ser positivo en las actuales circunstancias dado que implica que las posibilidades de nuestro país para favorecer una gestión encaminada al fortalecimiento y conservación de estos sumideros de C puedan llegar a ser una realidad.

CONCLUSIONES

Los suelos de los pinares y rebollares de la comarca de “Páramos y Valles” acumulan una cantidad de C similar (53,0 y 60,3 Mg C ha⁻¹, respectivamente). Sin embargo, en el rebollar el C del suelo supone el 84 % del total fijado en el ecosistema frente al 48 % representado en el pinar. Por otra parte, la dinámica del mantillo presenta características diferentes en ambos ecosistemas. La cantidad de mantillo que aporta el pinar es superior y muestra una concentración de C significativamente mayor que en el caso del rebollar. Así, el mantillo supone el 13 % (13,7 Mg C ha⁻¹) y 7,0 % (5,4 Mg C ha⁻¹) del total de C fijado en el ecosistema en los pinares y en los rebollares, respectivamente.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido posible gracias a la financiación de la iniciativa *INTERREG* de la Unión Europea a través de su proyecto *FORSEE: Gestion durable des forêts: un réseau européen de zones pilotes pour la mise en oeuvre operationnelle* y a una beca de investigación de la Universidad de Valladolid (España).

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Augusto L., J. Ranger, D. Binkley y A. Rothe. 2002. Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility. *Ann. Sci. For.*, 59: 233–253.
- Binkley D. y C. Giardina. 1998. Why do tree species affect soils? The warp and woof of tree soil interactions. *Biogeochemistry*, 42: 89-106.
- Bosco J., J.A. Blanco y F.J. Castillo 2004. Gestión forestal y ciclos de nutrientes en el marco del cambio global. En: F. Valladares (ed.). *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. MIMAM, Madrid, 479-506 pp.
- Burke J.D., C.M. Yonker, W.J. Parton, C.V. Cole, K. Flach y D.S. Schimel D.S. 1989. Texture, climate and cultivation effects on soil organic matter content in U.S. grassland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53: 800-805.
- Cobertera E. 1993. *Edafología aplicada*. Cátedra, Madrid. 328 pp.
- Covaleda S., C. Prat, F. García Oliva, J.D. Etchevers, J.F. Gallardo y F. Paz. 2009. Flujos de CO₂ edáfico en un transecto de bosque de pino-encino afectados por actividad antrópica en la microcuenca de Atécuaro (Michoacán, Méjico). En: J.F. Gallardo (Coord.) y J. Campo y M.E. Conti (eds.). *Emisiones de gases con efecto invernadero en ecosistemas iberoamericanos*. SiFyQA, Salamanca (España). Pp. 123-153.
- D.G.C.N. 1996. *Segundo Inventario Forestal Nacional Español completo: 1986-1996*. Parques Nacionales. Madrid. 50 pp
- D.G.C.N. 2006. *III Inventario Forestal Nacional Español 1996-2006*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

- Forsee Project. 2005. *Proyecto FORSEE (20) INTERREG III B Espacio atlántico*: <www.iefc.net/index.php?affiche_page=projet_FORSEE>. Last access on 21th December 2010.
- Forrest W.G. y J.D. Ovington. 1970. Organic matter changes in age series of *Pinus radiata* lantations. *J. Appl. Ecol.*, 7: 177-286.
- Gallardo J.F. y J.I. González. 2004. Sequestration of C in a Spanish chestnut coppice. *Invest Agrar: Sis Recur For.*, Fuera de serie, 108-113
- González M.I. y J.F. Gallardo 2007. Capacidad de captura de C de suelo de castaños del oeste español. En: J.F. Gallardo. *La captura de Carbono en ecosistemas terrestres iberoamericanos*. Red Pocaiba, Sociedad iberoamericana de Física y Química ambiental, Salamanca, 183-194 pp.
- Hagen-Thorn A., I. Callesen, K. Armolaitis y B. Nihlgard. 2004. The impact of six European tree species on the chemistry of mineral topsoil in forest plantations on former agricultural land. *Forest Ecol. Manage.*, 195: 373-384.
- Hamman S.T., I.C. Burke y E.E. Knapp. 2008. Soil nutrients and microbial activity after early and late season prescribed burns in a Sierra Nevada mixed conifer forest. *Forest Ecol. Manag.*, 256: 367-374.
- Herrero C. y F. Bravo. 2010. Can we get an operational indicator of forest carbon sequestration? A case study from two forest regions in Spain? *Ecological Indicators* (en prensa).
- Hontoria C., J.C. Rodríguez-Murillo y A. Saa. 1999. Relationship between soil organic carbon and site characteristics in Peninsular Spain. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 63: 614-621.
- Hopmans, P., J. Bauhus, P. Khanna y C. Weston. 2005. Carbon and nitrogen in forest soils: potential indicators for sustainable management of *Eucalyptus* forests in south-eastern Australia. *Forest Ecol. Manag.*, 220: 75-85.
- Jandl R., F. Starlinger, M. Englisch, E. Herzberger y E. Johann. 2002. Longterm effect of a forest amelioration experiment. *Can. J. Forest Res.*, 32: 120-128.
- Jobbágy E.G. y R.B. Jackson. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecol. Appl.*, 10: 423-436.
- Johnson D.W. y P.S. Curtis. 2001. Effects of forest management on soil C and N storage: meta analysis. *Forest Ecol. Manag.*, 140: 227-238.
- Lal R. 2005. World crop residues production and implications of its use as biofuel. *Environ. Int.* 31: 575-584.
- Latorre I. 2003. *Caracterización de los diferentes reservorios de carbono orgánico (biomasa aérea y radicular, mantillo y suelo) de las plantaciones de Pinus radiata D. Don de la Comunidad autónoma del País Vasco*. TFC. ETSIIAA. Universidad de Valladolid (España). 147 pp.
- Lee K.H. y S. Jose. 2003. Soil respiration, fine root production, and microbial biomass in cottonwood and loblolly pine plantations along a nitrogen fertilization gradient. *Forest Ecol. Manag.*, 185: 263-273.
- Levia D.F. y S.R. Herwitz. 2005. Interspecific variation of bark water storage capacity of three deciduous tree species in relation to stemflow yield and solute flux to forest soils. *Catena*, 64: 117-137.

- M.A.P.A. 1994. *Métodos oficiales de análisis*. Tomo III. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid. 662 pp.
- Marcos E., L. Calvo, J.A. Galván, M. Martín, A. Taboada y R. Tárrega. 2008. Influencia del dosel arbóreo en las características químicas del suelo. análisis comparativo de suelo bajo robledales, hayedos y pinares. *Actas de la II Reunión sobre suelos forestales. Nuevas prespectivas en la relación suelo-árbol*. S.E.C.F., Salamanca.
- MFE50. Dirección General para la biodiversidad, 2006. *Mapa Forestal de España 1:50.000 (MFE50)*. Ministerio de Medio Ambiente, 1997-2006. Madrid.
- Nicholson G. 1984. Methods of soil, plant and water analysis. *N.Z. For. Res. Inst. Bull.* n° 70.
- Nordborg F., U. Nilsson, P. Gemmel y G. Örlander. 2006. Carbon and nitrogen stocks in soil, trees and field vegetation in conifer plantations 10 years after deep soil cultivation and patch scarification. *Scand. J. Forest Res.*, 21: 356-363.
- Ninyerola M., X. Pons y J.M. Rour, 2005. *Atlas climático digital de la Península Ibérica. Metodología y aplicaciones en bioclimatología o geobotánica*. Universidad Autónoma de Barcelona, Bellaterra (España).
- Oostra S, Majdi H. y Olsson M. 2006. Impact of tree species on soil carbon stocks and soil acidity in southern Sweden. *Scand. J. Forest Res.*, 21: 364-371.
- Ordóñez J.A.B., B.H.I. de Jong, F. García-Oliva, F.L. Aviña, J.V. Pérez, G. Guerrero, R. Martínez y O. Masera. 2008. Carbon content in vegetation, litter, and soil under 10 different land-use and land-cover classes in the Central Highlands of Michoacan, Mexico. *Forest Ecol. Manag.*, 255: 2074-2084
- Ostertag R., E. Marín-Spiotta, W.L. Silver y J. Schulten. 2008. Litterfall and decomposition in relation to soil carbon pools along a secondary forest chronosequence in Puerto Rico. *Ecosystems*, 11: 701-714
- Pal S. 1992. Nature and properties of soil humic acids as influenced by incorporation of different plant materials. *Plant. & Soil*, 140: 75-84
- Pérez-Cuadrado C., P. Mansilla, R. Rodríguez y A. Merino. 2007. Captura de C en terrenos agrícolas reforestados con *Pinus radiata* en el norte de España. En: J.F. Gallardo (edt.). *La captura de Carbono en ecosistemas terrestres iberoamericanos*. Red Pocaiba, Sociedad iberoamericana de Física y Química ambiental, Salamanca (España), 195-212 pp.
- Rodríguez-Murillo J.C 2001. Organic carbon content under different types of land use and soil in Peninsular Spain. *Biol. Fert. Soils.*, 33: 53-61.
- Rovira P. y V.R. Vallejo. 2003. Physical protection and biochemical quality of organic matter in mediterranean calcareous forest soils: a density fractionation approach. *Soil Biol. Biochem.*, 35: 245-261.
- Sariyildiz T., J.M. Anderson y M. Kucuk. 2005. Effects of tree species and topography on soil chemistry, litter quality, and decomposition in Northeast Turkey. *Soil Biol. Biochem.*, 37: 1695-1706.
- Sas Institute Inc. 2009. *SAS/Statm User's Guide, Release 9.1*, Cary, N.C. (U.S.A.).
- Sokal R. y F. Rohlf 1995. *Biometry*. Freeman & Company, San Francisco (U.S.A.). 832 pp.

- Soil Survey Staff. 2006. *Keys to Soil Taxonomy*, 10th ed. USDA -Natural Resources Conservation Service, Washington, DC. 326 pp.
- Turi3n M.B., K. Schneider y J.F. Gallardo. 2009. Carbon accumulation in Umbrisols under *Quercus pyrenaica* forests: Effects of bedrock and annual precipitation. *Catena.*, 79: 1-8.
- Ulery A.L., R.C. Graham, O.A. Chadwick y H.B. Wood. 1995. Decade-scale changes of soil carbon, nitrogen and exchangeable cations under Chaparral and Pine. *Geoderma*, 65: 121-134.
- Vallejo, R.; Villanueva, J.A. 2002. El banco de datos de la naturaleza y el Inventario Forestal Nacional. En: Bravo, F.; Del R3o, M.; Del Peso, C. (Edt.). *El inventario Forestal Nacional. Elemento clave para la Gesti3n Forestal Sostenible*, Universidad de Valladolid, Palencia (Espa3a) 9-19 pp.
- Van Miegroet H., P. Moore, C. Tewksbury y N.S. Nicholas. 2007. Carbon sources and sinks in high-elevation spruce-fir forests in the Southeastern US. *Forest Ecol. Manag.*, 238: 249-260.
- Versterdal L., I.K. Smith, I. Callesen, L.O. Nilsson y P. Gundersen. 2008. Carbon and nitrogen in forest floor and mineral soil under six common European tree species. *Forest Ecol. Manag.*, 255: 35-48.
- Will G.M. 1964. Dry matter production and nutrient uptake by *Pinus radiata* in New Zealand. *Commonw. For. Rev.*, 43: 57-70.
- Wit H.A., T. Palosuo, G. Hysten y J. Liski. 2006. A carbon budget of forest biomass and soils in southeast Norway calculated using a widely applicable method. *Forest Ecol. Manag.*, 225: 15-26.
- Zerva A., T. Ball, K.A. Smith y M. Mencuccini. 2005. Soil carbon dynamics in a Sitka spruce (*Picea sitchensis* (Bong.) Carr.) chronosequence on a peaty gley. *Forest Ecol. Manag.*, 205: 227-240.
- Zou X.M., H.H. Ruan, Y. Fu, X.D. Uang y L.Q. Sha. 2005. Estimating soil labile organic carbon and potential turnover rates using a sequential fumigation-incubation procedure. *Soil Biol Biochem.*, 37: 1923-1928.

ESTOQUE DE CARBONO EM SOLOS COM DIFERENTES COBERTURAS (SÃO PAULO, BRASIL)

Alexandre Marco da Silva^{1(*)}, Rodrigo Custódio Urban¹, Luiz Augusto Manfré¹, Romulo Martins Carvalho¹, Plínio Barbosa de Camargo²

¹ Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Estadual Paulista, Campus Experimental de Sorocaba, Sorocaba (S.P., Brasil) (*) <amsilva@sorocaba.unesp.br>.

² Laboratório de Ecologia Isotópica, CENA, U.S.P., Piracicaba (S.P., Brasil).

Resumen: Existen pocos estudios que tratan de explicar la dinámica del carbono en los bosques, y en captura. Principalmente la mayoría tratan de calcular el C incorporado en la biomasa de los árboles, pero no el almacenamiento de C en el suelo. Esta investigación tuvo como meta evaluar el almacenamiento de C en suelos, con diferentes coberturas, en dos cuencas con características distintas de ocupación en el Estado de São Paulo (Brasil): La cuenca Sorocabaçu (municipio de Ibiúna) con ocupación rural; y cuenca Lavapés (Sorocaba) con ocupación urbana. Se tomaron diez muestras de suelo por cada clase de cobertura. Las muestras de suelo fueron procesadas y el nivel de C se midió con un analizador Shimadzu. Se calculó el almacenamiento de C y mediante comparaciones estadísticas se intentó entender la dinámica del C. Los resultados mostraron escasas diferencias entre las coberturas. Así no hubo diferencias significativas desde el almacenamiento de C en el suelo urbano respecto a la cuenca rural. Los resultados presentados están de acuerdo con otros estudios similares en la literatura. Sin embargo, estos estudios (comparando las diferencias entre el almacenamiento de C del suelo en tierras con distintas cuberturas) son importantes para la posible subvención de proyectos de reforestación en términos del Protocolo de Kyoto.

Palabras clave: Captura de C edáfico; ocupación urbana; agricultura ecológica; Protocolo de Kyoto.

Carbon storage in soils with distinct land cover (São Paulo, Brazil)

Abstract: Taking into account that there are a few studies that attempts for carbon (C) dynamics in forests and C incorporation, most of the researches propose calculating the incorporated C in the trees biomass, but do not study the soil C storage. In this research we aimed to evaluate the soil C storage in different land covers, in two watersheds with distinct land cover, in Sao Paulo State, Brazil: the Sorocabaçu watershed at Ibiúna, with rural occupation, and in the Lavapés watershed, in Sorocaba, with urban occupation. Ten soil samples were collected from areas of each land cover category. Samples were treated and the C level was measured with a Shimadzu analyzer. The C storage was calculated and the values

were statistically studied, allowing comparisons and the understanding of C dynamics. The results showed a very small difference among distinct land covers. In short, there were no significant differences in soil C storage between vegetation in urban and rural areas. The presented results are in agreement with other similar studies in literature. However, further studies, comparing the differences of soil C storage in distinct land covers, are important to support the implementation of forest recomposing projects in the terms of the Kyoto Protocol.

Key words: Soil C storage; Urban occupation; Organic farming; Kyoto Protocol.

1. INTRODUÇÃO

Os efeitos da mudança do uso da terra em estoques de carbono do solo são motivos de preocupação no contexto das agendas políticas internacionais sobre a mitigação das emissões de gases de efeito estufa (Guo e Gifford, 2002). Estudos sobre estoque de C em solos aumentaram a partir da assinatura do protocolo de Kyoto. A maior parte destes estudos considera áreas florestais, de pastagem e de cultivo convencional (Lal, 2003). Estudos relacionando estoque de C em solos utilizados para cultivo orgânico ou em áreas urbanizadas são mais raros, mas tais áreas têm sua importância nas emissões de CO₂ (De Kimpe & Morel, 2000).

Tais estudos podem ser realizados de duas maneiras principais, levando em conta os preceitos do protocolo de Kyoto. Um deles consiste na estimativa do C estocado em espécies vegetais, mediante verificação de campo ou mesmo por métodos indiretos baseados em imagens de satélite ou ainda estimativas matemáticas (Silva *et al.*, 2010). Os trabalhos de Peltoniemi *et al.* (2004), Soares *et al.* (2005), Paixão *et al.* (2006), Corte e Sanquetta (2007), Lopes *et al.* (2008) e Keith *et al.* (2009) ilustram essas formas de estudo. No entanto, o teor de C estocado no solo é por vezes maior que aquele estocado na vegetação (Machado, 2002).

Os estudos de estoque de C em solos são importantes também como indicadores de qualidade ambiental, pois estão correlacionados com as propriedades físicas, químicas e biológicas dos mesmos (Bernoux *et al.*, 1999). Dessa forma, a quantidade de C estocado nos solos torna-se também um importante indicador para verificar o fluxo de C relacionado com as mudanças climáticas (Cerri *et al.*, 2004).

Para a inserção em projetos de MDL's os estudos de quantificação de C no solo devem considerar conceitos de "sequestro de C" e "adicionalidades", que consideram o aumento nas quantidades naturais de estoque de C no solo, ou projetos que evitem a emissão de CO₂ (Chang, 2002).

A maior parte do C orgânico encontra-se nos primeiros 30 cm do solo, pois a matéria orgânica edáfica (MOS) se encontra nas faixas superficiais do

mesmo (Batjes, 1996, Silva *et al.*, 2009). A atividade agrícola, por meio de revolvimento para preparo do solo, acelera o processo de oxidação e perda de C orgânico edáfico (COS; Neves *et al.*, 2004).

Um exemplo de estudo realizado na temática apresentada foi desenvolvido no oeste do Estado de Santa Catarina, na região Sul do Brasil, onde foi observado que o manejo inadequado de solo, ou a utilização de solos com grandes índices de estocagem de C para usos com grande intensidade de manejo, pode contribuir para que o reservatório de C se transforme em um emissor e contribuinte de gases do efeito estufa (Sordi *et al.*, 2009).

Em estudos realizados na Etiópia (cujo clima é predominantemente tropical) verificou-se que a alteração do uso da terra de floresta para terras de cultivo conduziu a um declínio do estoque de COS entre 0 e 83 %, enquanto que a mudança de áreas de pastagem aberta para áreas protegidas levou a um aumento de 1 a 3 %. Estas mudanças, no entanto, são pequenas em profundidades abaixo de -20 cm (Girmay *et al.*, 2008). Os autores salientam a importância de estudos deste tipo para países subdesenvolvidos e que, como a Etiópia, tenham sua economia baseada na agricultura.

Em levantamentos realizados por Guo e Gifford (2002) foram detectados efeitos da mudança de uso da terra na estocagem de COS, onde as maiores perdas ocorreram na substituição de pastagem e florestas nativas por áreas de cultivo, respectivamente 59 % e 42 %. Já a passagem de áreas cultiváveis para floresta secundária apresenta sequestro de C de cerca de 53 %.

Como a substituição completa de áreas cultiváveis, pastagens e reflorestamento por mata nativa se torna inviável perante as necessidades antrópicas, outras soluções para o sequestro de C foram estudadas. Uma delas é a aplicação do conceito de agrofloresta como uma alternativa para o sequestro de C, com a manutenção de parte da produção agrícola e com os benefícios da oportunidade econômica proveniente do Protocolo de Kyoto para manter, ou mesmo, aumentar a renda dos produtores agropecuários (Nair *et al.*, 2009).

No Noroeste do Estado de Minas Gerais (Brasil) Neves *et al.* (2004) analisaram a variação no estoque de C em relação à vegetação nativa em sistemas agrossilvopastoril, pastagem e eucalipto, verificando que, à exceção do sistema agrossilvopastoril, os outros desempenharam papel de emissores de C. Silva *et al.* (2009) verificaram redução de 48 % no estoque de C numa área rural em Sorocaba (S. P., Brasil) comparando áreas cobertas por pastagem (com manejo extensivo do gado) e áreas com vegetação natural remanescente (fitofisionomia: Floresta Ombrófila Densa – Mata Atlântica).

As análises de estoque de C também são comumente realizadas em países de clima temperado. Por exemplo, Takahashi *et al.* (2010) realizaram levantamento bibliográfico deste tipo de estudo em solos do Japão e observaram diminuição de 21 % em média na quantidade de COS estocado em solos

agrícolas em relação a outros tipos de cobertura do solo. Na Europa também existem estudos relacionados, tal como o realizado por Chen *et al.* (2009) que analisaram os estoques de carbono e nitrogênio sob diferentes usos da terra no sudeste da Alemanha.

O presente estudo apresenta um levantamento de estoque de C em duas microbacias hidrográficas com diferentes padrões de cobertura do solo, situadas no interior de São Paulo (Brasil). Foi também realizada uma comparação de semelhança entre os resultados obtidos em cada área de estudo. Em síntese, este trabalho teve por objetivo avaliar a diferença dos estoques de C em solos sob diferentes usos, buscando identificar se os solos sob reflorestamento e vegetação nativa possuem maior estoque de C, para a implementação de projeto de crédito de C.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O estudo foi desenvolvido em duas microbacias localizadas no Estado de São Paulo, região Sudeste brasileira. Uma delas é a microbacia do Alto rio Sorocabaçu (localizada no município de Ibiúna) com ocupação predominantemente rural. A outra bacia é a do córrego Lavapés (localizada no município de Sorocaba) que possui ocupação urbana (Fig. 1 e Tabela 1).

Adicionalmente, informa-se que a microbacia do Alto rio Sorocabaçu é região de cabeceira de um dos três principais rios (Sorocabaçu, Sorocamirim e Una) que formam a represa de Itupararanga, importante manancial para o abastecimento dos municípios do entorno e onde se origina o rio Sorocaba, maior afluente da margem direita do Rio Tietê (C.B.H., 2006). Está inserida na Serra de Paranapiacaba e possui predominância de vertentes côncavas, com baixo risco de enchentes e deslizamentos (Manfré *et al.*, 2010). O aspecto atual da área mostra padrões de alteração na paisagem, com a substituição da mata para o estabelecimento de práticas agrícolas (Vidal *et al.*, 2007). A vegetação natural remanescente é secundária, com distintos estágios sucessionais.

Por sua vez, a bacia do Córrego Lavapés é uma microbacia de terceira ordem. Localiza-se na porção central e urbana do município de Sorocaba e as águas deste córrego desaguam diretamente no rio Sorocaba (Urban *et al.*, 2010). A microbacia do córrego Lavapés apresenta áreas com vegetação natural remanescente em meio predominantemente urbano, havendo, na maior parte, um uso da terra destinado a fins residenciais de classe média (bairros e condomínios).

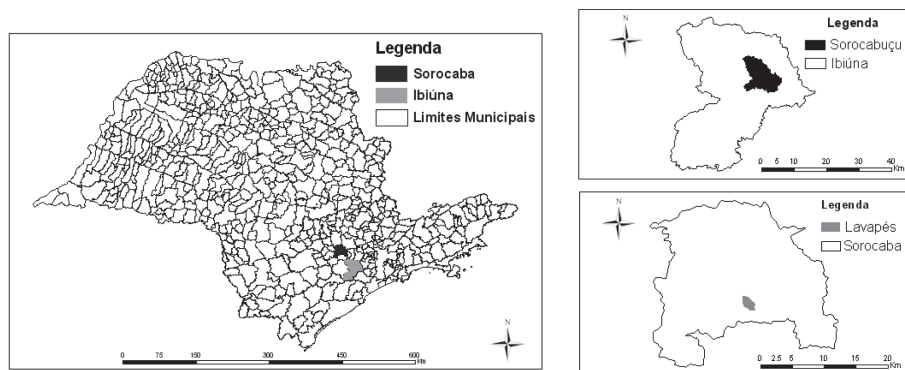


Figura 1. Localização dos municípios de Sorocaba e Ibiúna (esquerda) e das bacias hidrográficas estudadas (São Paulo, Brasil).

Tabela 1. Síntese das informações ambientais das áreas de estudo (São Paulo, Brasil).

CARACTERÍSTICA	ALTO RIO SOROCABUÇU	CÓRREGO LAVAPÉS	FORTE(S)
Município	Ibiúna	Sorocaba	Manfré <i>et al.</i> (2010), Urban <i>et al.</i> (2010).
Vegetação/bioma original	Floresta Ombrófila	Floresta Ombrófila / Savana	Sistema Biota (s.d.)
Solos predominantes	Argissolos	Argissolos e Latossolos	Oliveira <i>et al.</i> (1999).

2.2. Procedimentos

O delineamento amostral foi a amostragem estratificada (Szwarcwald e Damacena, 2008). Coletou-se 10 amostras de solo em áreas de cada categoria de cobertura do solo consideradas representativas.

Em cada ponto de amostragem georreferenciado foi coletada com auxílio de um anel metálico uma amostra indeformada numa camada de 0-10 cm. Esta amostra foi colocada em recipiente fechado e transportada para o laboratório para análise. A densidade aparente (Dap) foi obtida a partir do método do anel volumétrico, consistindo em simples análise de massa e volume de uma amostra indeformada (Vieira, 1988).

Para a realização das análises de C, todas as amostras foram colocadas em estufa a 80° C, até que estivessem completamente secas, passadas em peneiras de malha 0,2 mm e pesadas em balança analítica de precisão. O teor de C foi quantificado utilizando-se um analisador Shimadzu, modelo TOC 5000 A (Nogueira *et al.* (2005), Bolson (2006)). As análises foram efetuadas no Centro e Energia Nuclear na Agricultura (CENA-USP).

O estoque de C dos solos foi determinado utilizando-se a fórmula abaixo (Neves *et al.* (2004)):

$$\text{EstC} = \text{COTotal} * \text{Dap} * \text{E}$$

Onde,

EstC: estoque de C orgânico na camada estudada ($\text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$).

COTotal -percentual de C orgânico total.

Dap: densidade aparente do solo da camada estudada (g cm^{-3}).

E: espessura da camada estudada (cm).

Os dados foram analisados estatisticamente, estabelecendo-se as estimativas intervalares com 95 % de confiança, evidenciando a comparação entre o estoque de C de cada uso do solo.

Além disso, foi realizada uma análise de similaridade do estoque de C entre as distintas coberturas de solo estudadas, através da análise de agrupamento, opção aglomeração hierárquica e também o índice de dissimilaridade de Bray e Curtis, pelo método de aglomeração de Ward. Desta forma foi gerado um dendrograma que evidenciou o grau de semelhança do estoque de C entre as coberturas de solo.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os teores totais de C em vegetação rural e reflorestamento são maiores que nas outras coberturas (Tabela 2). No entanto, a análise realizada para nível de confiança de 95% apresenta igualdade estatística para as coberturas do solo, excetuando-se as amostras de pastagem urbana e área urbana, que são desiguais estatisticamente à vegetação rural.

Em relação à análise com confiança de 95% de densidade do solo, percebe-se diferença estatística de vegetação rural e reflorestamento em relação à pastagem urbana e área urbana que tem maiores índices de densidade (Tabela 2). De forma geral, os valores de densidade do solo são inferiores aos observados em solos da Mata Atlântica para a mesma profundidade (Coutinho *et al.* (2010)). Para pastagem, os autores estimaram médias de 1,37, enquanto que para mata e reflorestamento os valores médios foram, respectivamente, de 1,25 e de 1,36. As regiões possuem classificação climática semelhante. No entanto, o histórico da área estudada por Coutinho *et al.* (2010) apresenta um uso do solo predominante de pastagem e posterior regeneração e reflorestamento.

Em comparação com estudos realizados na região de campos localizada no sul do Brasil (Mafra *et al.*, 2008), os valores de C total apresentados na Tabela 2 são semelhantes com as médias apresentadas para campo nativo, floresta de pinheiro (*Pinus taeda*), reflorestamento de Araucária (*Araucaria angustifolia*) e mata nativa com Araucária, com exceção da área urbana e pastagem urbana.

Em relação ao Cerrado brasileiro (savana), os resultados de C total obtidos neste estudo apresentaram semelhança estatística para as áreas de vegetação nativa de Cerrado e de pastagem na região Centro-Oeste do Brasil, com exceção da cobertura vegetação rural, que apresentou valores superiores aos observado por Dieckow *et al.* (2009).

Pode-se afirmar que os estoques de C do solo são estatisticamente iguais ($p > 0,05$) para os solos de vegetação e pastagem, rural e urbana e área urbana, devido a sobreposição dos intervalos de confiança. No entanto, destaca-se que os solos de reflorestamento e cultivo orgânico diferem dos solos de vegetação e urbana (Fig. 2).

Considerando os resultados analíticos obtidos estatisticamente idênticos, com diferenciação para o cultivo orgânico e reflorestamento, pode-se perceber que os valores de estoque de C apresentados na Fig. 2 são maiores que os obtidos por Dieckow *et al.* (2009) e por Neves *et al.* (2004) em área de Cerrado. São semelhantes aos resultados de mata nativa e arbustiva obtidos por Stürmer *et al.* (2007) e aos de áreas florestais obtidos por Mafra *et al.* (2008) em regiões de campos brasileiros. Todas as comparações foram realizadas para valores relativos à profundidade de -10 cm.

Tabela 2. Valores médios dos parâmetros mensurados nas regiões de estudo (São Paulo).

COBERTURA DO SOLO	C TOTAL DO SOLO (g C kg ⁻¹)	DENSIDADE DO SOLO (g cm ⁻³)	ESTOQUE DE C (Mg C ha ⁻¹)
Pastagem rural ¹	27.4±9.4	1.05±0.1	27.95±5.9
Pastagem urbana ²	16.8±9.0	1.43±0.3	22.41±8.5
Vegetação rural ¹	52.8±22.7	0.62±0.1	29.77±5.3
Vegetação urbana ²	27.4±7.7	1.13±0.2	29.40±4.0
Área urbana ²	10.6±7.7	1.55±0.2	29.45±7.9
Reflorestamento ¹	37.1±18.3	0.85±0.1	16.16±8.3
Cultivo orgânico ¹	22.7±9.6	0.95±0.1	21.15±4.2

¹ Coletas realizadas na bacia do Alto rio Sorocabuçu em Ibiúna (S.P., Brasil).

² Coletas realizadas na microbacia do córrego Lavapés em Sorocaba (S.P., Brasil).

O dendrograma da similaridade dos estoques de C elaborado de acordo com a cobertura do solo permitiu identificar dois grupos principais: um composto por solos sob cobertura de reflorestamento, pastagem rural, vegetação em área rural e vegetação em área urbana e outro composto por solos de pastagem em área urbana, cultivo orgânico e por solos de áreas urbanas (Fig. 3).

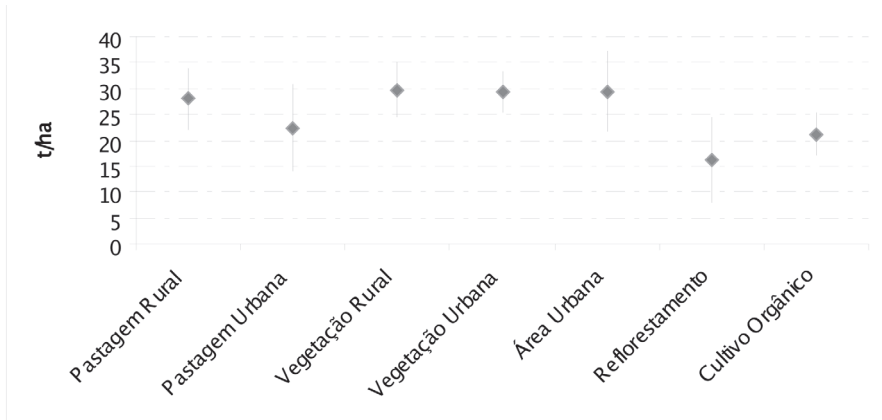


Figura 2. Gráfico das estimativas intervalares dos estoques de carbono (Mg C ha^{-1}) de acordo com o uso do solo (São Paulo, Brasil).

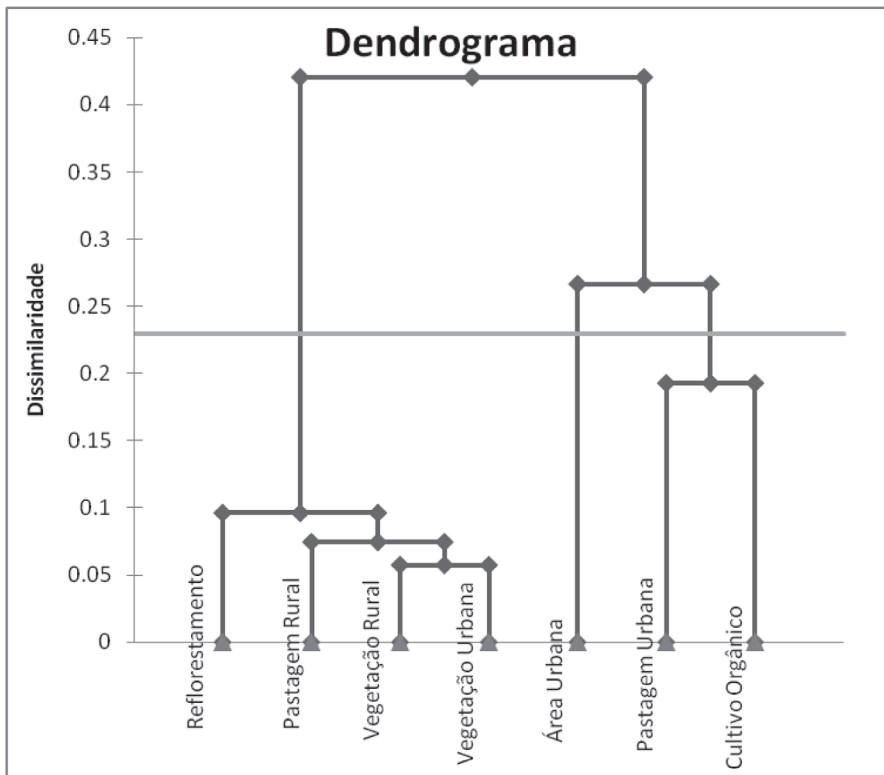


Figura 3. Dendrograma da similaridade dos estoques de COS de acordo com o uso do solo (São Paulo, Brasil).

Destaca-se a alta similaridade entre valores de estoque C para os solos de vegetação em área rural e urbana. Isto mostra a conservação do estoque de C mesmo em fragmentos sob pressão externa aos fragmentos. Apesar de haver possibilidade de alteração nas taxas de acumulação de C nos tecidos vivos de plantas em função da alteração dos padrões de emissão e concentração de CO₂ atmosférico (Kaye *et al.*, 2006), os dados aqui apresentados mostram que tal influência não teve ainda reflexos no estoque de COS.

É importante destacar a semelhança entre os solos de pastagem em áreas rurais que provavelmente possuem semelhança aos solos de vegetação rural e urbana, pois conservam em parte o COS advindo das matas que as antecediam. O mesmo pode ser dito sobre os solos sob cobertura de reflorestamento, que também aparece no dendrograma muito semelhante aos solos de vegetação rural e urbana.

No outro grupo as similaridades são menores, destacando-se a menor semelhança dos solos de área urbana com os solos de pastagem urbana e de cultivo orgânico. A similaridade entre os solos de cultivo orgânico e pastagem urbana pode ser atribuída à saída de C dos tipos de cobertura e da insuficiência de vetores de entrada. As pastagens urbanas costumam ocorrer em áreas íngremes, o que favorece a perda de solo por ação de processos erosivos (Silva *et al.*, 2007). Adicionalmente, áreas sob cultivo orgânico sofrem grande tratamento mecânico do solo, o que pode diminuir a resistência do solo contra o processo erosivo e favorece a perda de COS.

As pastagens rurais e urbanas foram classificadas pela análise de agrupamento e se mostram pouco semelhantes entre si. Isto pode ser atribuído ao uso diferenciado dessas coberturas, visto que em áreas rurais uma via de entrada de C é através do gado. Já as pastagens urbanas se assemelham aos solos urbanos, podendo muitas vezes ser confundidas com terrenos baldios. Além disso, a análise de agrupamento evidenciou baixa similaridade entre solos de cultivo orgânico e solos cobertos com vegetação natural remanescente, o que indica a exaustão do solo, mesmo sob práticas agrícolas consideradas de menor impacto.

Os resultados obtidos, considerando as áreas de vegetação como elementos de comparação, seguiram a tendência apresentada por Guo e Gifford (2002). As maiores diferenças de estoque de COS são aquelas relacionadas à transformação de vegetação natural ou de pastagem em áreas de cultivo, mesmo sendo o da região de estudo efetuado com técnicas orgânicas de menor impacto. Entretanto os resultados abrem uma nova perspectiva de discussão que é a baixa quantidade de COS estocado em terrenos urbanos, normalmente terrenos baldios, indicando na região a perda de COS a partir das atividades de urbanização e construção civil.

O sistema de agroflorestas possui potencial para ser um auxiliar na transformação das áreas de cultivo orgânico em sequestradores de C (Nair *et al.*, 2009) e poderia ser uma prática a ser implementada. As áreas urbanas ou terrenos baldios também possuem possibilidade de se tornar sumidouros de

C, atendendo o protocolo de Kyoto com a formação de jardins ou revegetação, assim como as pastagens urbanas têm possibilidade de se tornarem praças. Além da contribuição ambiental, este procedimento também auxilia no planejamento paisagístico do meio urbano. Mesmo não havendo área hábil suficiente para a elaboração de um projeto de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo, as medidas de incremento de sequestro de C fornecem boa contribuição nas ações contra o aumento demasiado do efeito estufa.

Os resultados obtidos para a vegetação urbana indicam que os procedimentos mencionados são possíveis de reter C, uma vez que as perdas decorrentes da localização urbana das mesmas parecem não ser significativas quando comparadas à vegetação em meio rural, com menor intervenção antrópica.

4. CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

O estoque de C em áreas de vegetação, em meio rural e urbano, apresenta semelhanças nas regiões de estudo. Isto indica que a vegetação em meio urbano, apesar da intensa pressão antrópica, mantém os seus índices de COS podendo ser utilizada como meio de referência para a região. As áreas urbanas, comumente denominadas terrenos baldios, assim como áreas de pastagem urbana, normalmente praças ou campos de futebol, apresentam índices de estoque de C abaixo do comparativo com vegetação rural e urbana. A atividade antrópica na região pode ser considerada um fator que contribui com perdas aceleradas do C existente no solo.

Atividades de construção e recreação na região urbana do estudo devem ser realizadas considerando a perda de COS. Regiões com possibilidade de revegetação devem ser consideradas, planejadas e priorizadas. Projetos em grandes regiões podem pleitear inserção nos termos do protocolo de Kyoto.

Áreas de cultivo orgânico, embora menos impactantes ao meio ambiente em alguns aspectos, apresentam ainda comportamento semelhante ao de cultivo convencional em se tratando de perdas de COS na região rural de estudo. Por conta disso devem ser levadas em conta alternativas como a agrofloresta também na região de estudo.

Como em outras regiões de estudo mencionadas ao longo do texto, as pastagens e regiões de reflorestamento da área rural estudada acompanham o estoque de C dos locais de vegetação remanescente.

Sugere-se estudos semelhantes ao realizado em áreas urbanas e de cultivo orgânico em outras regiões do Brasil e outros países para verificar se a tendência observada na região de estudo do presente trabalho se repete em regiões com características semelhantes e com características diferentes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Batjes N. (1996). Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science*, 47: 151-163.
- Bernoux M., B.J. Feigl e C.C. Cerri (1999). Carbono e nitrogênio em solo de uma cronossequencia de floresta tropical: pastagem de Paragominas. *Scientia Agricola*, 56: 777-783.
- Bolson M.A. (2006). *A biogeoquímica do rio Urupá, Rondônia*. Dissertação (Mestrado em Química na Agricultura e no Ambiente). Curso de Pós-graduação em Química na Agricultura e no Ambiente. CENA/U.S.P., São Paulo.
- Cerri C.C., M. Bernoux, C.E.P. Cerri y C, Feller (2004). Carbon cycling and sequestration opportunities in South America: the case of Brazil. *Soil Use and Management*, 20: 248-254.
- Chang M. (2002). Sequestro de carbono florestal: oportunidades e riscos para o Brasil. *Revista Paranaense de Desenvolvimento*, 102: 85-101.
- Chen H., S. Marhan, N. Billen e K. Stahr (2009). Soil organic-carbon and total nitrogen stocks as affected by different land uses in Baden-Württemberg (southwest Germany). *Journal of Plant Nutrition & Soil Science*, 172: 32-42.
- C.B.H. (Comitê de Bacias Hidrográficas). (2006). *Nossas Águas*. Comitê e Bacias Hidrográficas dos Rios Sorocaba e Médio Tietê, Sorocaba. 106 pp.
- Corte A.P.D. e C.R. Sanquetta (2007). Quantificação do estoque de carbono fixado em reflorestamentos de *Pinus* na área de domínio da floresta Ombrófila Mista no Paraná. *Cerne*, 13: 32-39.
- Coutinho R.P., S. Urquiaga, R.M. Boddey, J.R. Alves, A.Q.A. Torres e C.P. Jantalia (2010). Estoque de carbono e nitrogênio e emissão de N₂O em diferentes usos do solo na Mata Atlântica. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 45: 195-203.
- De Kimpe C. R. e J.L. Morel (2000). Urban soil management: a growing concern. *Soil Science*, 165: 31-40.
- Dieckow J., C. Bayer, P.C. Conceição, J.A. Zanatta, L. Martin-Neto, D.B.M. Milori, J.C. Salton, M.M. Macedo, J. Mielniczuk e L.C. Hernani (2009). Land use, tillage, texture and organic matter stock and composition in tropical and subtropical Brazilian soils. *European Journal of Soil Science*, 60: 240-249.
- Girmay G., B.R. Singh, H. Mitiku, T. Borresen e R. Lal (2008). Carbon stocks in Ethiopian soils in relation to land use and soil management. *Land Degradation & Development*, 19: 351-367.
- Guo I.B. e R.M. Gifford (2002). Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology*, 8: 345-360.
- Kaye J. P., P.M. Groffman, N.B. Grimm, L.A. Baker e R. V. Pouyat (2006). A distinct urban biogeochemistry? *Trends in Ecology & Evolution*, 21: 192-199.
- Keith H., B. Mackey, S. Berry, D. Mayer e P. Gibbons (2009). Estimating carbon carrying capacity in natural forest ecosystems across heterogeneous landscapes: addressing sources of error. *Global Change Biology*, 16: 2971-2989.
- Lal R. (2003). Soil erosion and the global carbon budget. *Environment International*, 29: 437 - 450.

- Lopes F., Merten G.H., Mielniczuc J., Tornquist C.G. e Oliveira E.S. (2008). Simulação da dinâmica do carbono do solo numa microbacia rural pelo modelo Century. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 43: 745-753.
- Machado P.L.O.A. (2002). *Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL): funcionamento, pontos críticos e possibilidades para alguns sistemas agrícolas no Brasil*. EMBRAPA, Rio de Janeiro. 29 pp.
- Mafrá A.L., Guedes S.F.F., Klauberger Filho O., Santos J.C.P., Almeida J.A. e J.D. Rosa (2008). Carbono orgânico e atributos químicos do solo em áreas florestais. *Revista Árvore*, 32: 217-224.
- Manfré L.A., F.M. Ronquim, V.H. Ogihara, A.M. Silva e R.C. Urban (2010). Potencial de ocorrência de avarias ambientais em bacias hidrográficas com ocupação rural mediante análise morfométrica. *Revista Internacional de Desastres Naturales, Accidentes y Infraestructura Civil*, 10: 23-32.
- Nair P.K.R., B.M. Kuma e V.D. Nair (2009). Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. *J. of Plant Nutrition & Soil Science*, 172: 10-23.
- Neves C.M.N., M.L.N. Silva, N. Curi, R.L.G. Macedo e A.M. Tokura (2004). Estoque de carbono em sistema agrossilvopastoril, pastagem e eucalipto sob cultivo convencional na região Noroeste do Estado de Minas Gerais. *Ciência Agropecuária*, 28: 1038-1046.
- Nogueira S.F., J.B. Carmo, C.R. Montes, R.L. Victoria, E.C. Ravagnani e R.O. Barufaldi (2005). Indicadores eco-fisiológicos da qualidade de um solo irrigado com esgoto tratado. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 9: 138-142.
- Oliveira J.B., M.N. Camargo, M. Rossi e B. Calderano Filho (1999). *Mapa Pedológico do Estado de São Paulo: Legenda Expandida*. Instituto Agrônomo, Campinas (Brasil).
- Paixão F.A., C.P.B. Soares, L.A.G. Jacovine, M.L. Silva, H.G. Leite e G.F. Silva (2006). Quantificação do estoque de carbono e avaliação econômica de diferentes alternativas de manejo em um plantio de eucalipto. *Revista Árvore*, 30: 411-420.
- Peltoniemi M., R. Mäkipää, J. Liski e P. Tamminen (2004). Changes in soil carbon with stand age – an evaluation of a modeling method with empirical data. *Global Change Biology*, 10: 2078-2091.
- Silva A.M., M.A. Nalon, F.J.N. Kronka, C.A. Alvares, P.B. Camargo e L.A. Martinelli (2007). Historical land-cover/use in different slope and riparian buffer zones in watersheds of the state of São Paulo, Brazil. *Scientia Agricola*, 64: 325-335.
- Silva A.M., D.P. Nogueira, P. Ikematsu, F.M. Silveira, M. Bomback, S.H. Alves, F.P. Paula y P.B. Camargo (2009). Carbon stocks and isotopic composition of the organic matter in soils covered by native vegetation and pasture in Sorocaba, SP, Brazil. *International Journal of Environmental Research*, 3: 435-440.
- Silva A.M., C.B. Alves e S.H. Alves (2010). Roadside vegetation: estimation and potential for carbon sequestration. *IForest - Biogeosciences and Forestry*, 3: 124-129.
- Sistema Biota (s.d.). *Sistema de informação ambiental*. Disponível em: <<http://sinbiota.cria.org.br/atlas>>.

- Soares C.P.B., H.G. Leite e E.B. Görgens (2005). Equações para estimar o estoque de carbono no fuste de árvores individuais e em plantios comerciais de eucalipto. *Revista Árvore*, 29: 711-718.
- Sordi A., R.B.N. Denardin, J.L. Mattias, T. Candeia, T. Goffi, F.J. Busnello, E.G. Schäggle, L.P. Wildener, T.R. Cerutti, D.F. Kolling e E. Spagnollo (2009). Estoque de carbono do solo, sob diferentes sistemas de uso da terra. In: *32º Congresso Brasileiro de Ciência do Solo*, 2009, Fortaleza (Brasil). Pp. 35-42.
- Stürmer S.L.K., O.B. Rossato, A.C.C. Copetti e D.S. Rheinheimer (2007) Perdas e recuperação de carbono orgânico em um Cambissolo sob diferentes usos. In: *31º Congresso Brasileiro de Ciência do Solo*, 2007, Gramado (Brasil). Pp. 20-25.
- Szwarcwald C.L. e G.N. Damacena (2008). Amostras complexas em inquéritos populacionais: planejamento e implicações na análise estatística dos dados. *Revista Brasileira de Epidemiologia*, 11: 38-45.
- Takahashi M., S. Ishizuka, S. Ugawa, Y. Sakai, H. Sakai, K. Ono, S. Hashimoto, Y. Matsumura e K. Morisada (2010). Carbon stock in litter, deadwood and soil in Japan's Forest sector and its comparison with carbon stock in agricultural soils. *Soil Science and Plant Nutrition*, 56: 19-30.
- Urban R.C., L.A. Manfré e A.M. Silva (2010). Análise geomorfológica de microbacia com ocupação predominantemente urbana: estudo de caso em Sorocaba/S.P. In: *1º Congresso Brasileiro de Organização do Espaço*, Rio Claro (S. P.). Pp. 4466-4475.
- Vidal M.M., V.R. Pivello, S.T. Meirelles e J.P. Metzger (2007). Produção de serapi-lheira em floresta Atlântica secundária numa paisagem fragmentada (Ibiúna, S. P.): importância da borda e tamanho dos fragmentos. *Revista Brasileira de Botânica*, 30: 521-532.
- Vieira L.S. (1988). *Manual da Ciência do Solo*. 2ª. ed. Agronômica Ceres, São Paulo, 464 pp.

EFFECTO DEL USO DEL SUELO SOBRE EL CONTENIDO DE CARBONO DEL HORIZONTE EDÁFICO SUPERFICIAL Y DE LA HOJARASCA EN DOS ZONAS DEL CENTRO-NORTE DE LA PENÍNSULA IBÉRICA

María Belén Turrión^{1,2}, Francisco Lafuente¹, Rafael Mulas¹,
Olga López¹ y César Ruipérez^{1,2}

¹Área de Edafología y Química Agrícola. E.T.S.II.AA. de Palencia. Universidad de Valladolid. Avda. Madrid, 57. Palencia 34071 (España).

²Instituto Universitario de Gestión Forestal Sostenible. E.T.S.I.I.AA. Universidad de Valladolid. Avda. Madrid, 44. Palencia 34071 (España).

<bturrión@agro.uva.es>; <lafuente@agro.uva.es>; <rmulas@agro.uva.es>.

Resumen: Se ha determinado la cantidad de C existente en la hojarasca y en el horizonte superficial de los suelos de dos comarcas de Castilla y León (Centro-norte de la Península Ibérica) en función del uso de los mismos; también se ha estudiado el efecto del uso del suelo en la biomasa microbiana y su actividad. Las zonas consideradas han sido: Páramos Detríticos del Norte de Palencia y Páramos Calizos del Sur de Palencia (España). En cada una de estas zonas se han seleccionado parcelas colindantes con los siguientes usos: (Cultivo, pinar, rebollar y matorral en los Páramos Detríticos; y en los Páramos Calizos, cultivo, pinar, encinar y pastizal-tomillar. Se han analizado en los -10 cm superiores del suelo los siguientes parámetros: C orgánico total (C_{org}), C fácilmente oxidable (C_{fox}), C de la biomasa microbiana y respiración del suelo. También se ha determinado la cantidad de hojarasca existente en el suelo por unidad de superficie y su contenido en C. Los suelos bajo cubierta arbórea presentaron las mayores concentraciones de C_{org} y de C_{fox} , siendo estos parámetros significativamente más altos que en los suelos bajo cultivo. Los suelos bajo matorral y pastizal-tomillar presentaron concentraciones tanto de C_{org} como de C_{fox} intermedias al resto. Se ha estimado que los suelos dedicados al cultivo han perdido entre un 20 y un 40 % de su contenido en C_{org} respecto al que tenían con vegetación climácica. Por otro lado, la reforestación con pinos ha llevado a un incremento en el contenido de C_{org} del horizonte superficial y en la hojarasca, superior a un 68 % para el caso de los Páramos Calizos y a un 40 % en los Páramos Detríticos. En ambos casos la contribución principal a este incremento es el C acumulado en el mantillo. El cambio de uso de matorral de degradación o de herbazal a masas de pinares ha implicado un incremento del 40 % del C_{org} acumulado en el horizonte superficial y hojarasca.

Palabras clave: Respiración del suelo, biomasa microbiana edáfica, fijación de CO_2 .

Land use effect on soil surface and litter carbon content in two zones of Central-Northern Iberian Peninsula.

Abstract: The quantity of carbon in the surface soil horizon and litter of two natural districts of Castilla y León (North-Centre Spain) in relation to land use has been determined and the suitability of different parameters related to the soil C dynamics as indicators of its stability and permanence in soil has been tested. The studied areas have been: Detritic Plateau at the North of Palencia and Lime Plateau at the South of Palencia (Spain). Plots with different land use: cropland, pine forest, oak forest, and potential vegetation (grass or scrub) have been selected in each area. The following parameters have been studied in the superficial soil horizon: organic C (C_{org}), easily oxidizable C (C_{fox}), microbial biomass C, and soil respiration. Also the quantity of litter on the soil and their C content has been calculated per surface unit. The soils under tree cover showed the highest concentrations of C_{org} and C_{fox} , being these parameters significantly higher than those of croplands, and resulting intermediate for the soils under potential vegetation. In the present study it has been estimated that croplands have been lost from 20 to 40 % of their C_{org} content in relation to the content that they had with climatic vegetation. On the other hand, the pine reforestation of cultivated soils has increased the C_{org} content in the surface horizon and litter more than 68 % for the Lime Plateau soils, and 40 % for the Detritic Plateau soils. In both the main contribution to this increment was the C litter accumulation. The land use change from shrub or pastural to pine reforestation, has implicated an increase of the 40 % of C_{org} in soil surface horizon and litter.

Key words: soil respiration, microbial biomass, fixation of CO_2 .

INTRODUCCIÓN

La capacidad de los suelos para acumular y estabilizar C orgánico (COS) ha recibido una gran atención en años recientes, principalmente para evaluar en qué medida el incremento en el contenido de CO_2 atmosférico podría ser compensado por políticas tales como reforestación de amplias zonas o por cambios en las prácticas agrícolas (Lal, 1997, 2001; Rovira y Vallejo, 2003). La cantidad de COS de todos los suelos duplica el presente en la atmósfera y es de dos a tres veces mayor que la acumulada en organismos vivos en todos los ecosistemas terrestres (González-Pérez *et al.*, 2004). La cantidad global de COS tiene una influencia directa en los niveles de CO_2 atmosférico. Ligeros cambios en el COS (ya sean positivos o negativos) pueden tener un efecto apreciable sobre el CO_2 atmosférico.

Las modificaciones en la cubierta vegetal y en la forma de manejo del suelo suponen cambios en todo el sistema edáfico que afectan al ciclo de la materia orgánica (MOS) y, por tanto, al comportamiento del suelo como fuente o

como sumidero de C. La cantidad de C que retiene el sistema depende de la relación entre el ritmo de incorporación de materia orgánica y el de descomposición de ésta. Ante un cambio de uso del suelo ambos procesos se ven alterados y el sistema se comportará como exportador o como importador de C hasta alcanzar un nuevo estado de equilibrio (Johnson, 1995). El proceso hasta ese nuevo equilibrio es lento (Garten y Wullschleger, 1999), pudiendo tardar cientos de años en alcanzarse y, aunque no es necesario esperar al nuevo equilibrio para estudiar cómo afecta el cambio de uso del suelo en el contenido de MOS, esa lenta velocidad hace difícil en las etapas iniciales del proceso la predicción de los niveles de equilibrio.

Las modificaciones en el contenido en C de la biomasa microbiana pueden utilizarse como indicadores de las variaciones sufridas en la calidad de los suelos de forma más efectiva que el COS, ya que responden de forma más rápida y sensible a los cambios que se pueden producir en el mismo, ya sean por degradación, contaminación o cambios en los usos del suelo, entre otros (García *et al.*, 2003). Es importante identificar qué fracciones de la MOS son más sensibles ante un cambio de uso del suelo para utilizarlas como indicadores tempranos de la dinámica del C edáfico. En este contexto Six *et al.* (1998), Degryze *et al.* (2004), Leifeld y Kögel-Knabner (2005), entre otros, han puesto su atención sobre las fracciones más lábiles de la MOS que, al ser más fácilmente mineralizables por los microorganismos, responden más rápidamente ante un cambio de uso del suelo. Los microorganismos del suelo suponen un pequeño porcentaje de la MOS, pero juegan un papel fundamental en el dinámica del sistema edáfico (Jenkinson, 1981) y con frecuencia su biomasa y actividad se utilizan como indicadores sensibles ante cambios en el ecosistema (García-Gil *et al.*, 2000). Para una mejor comprensión de la dinámica del C orgánico edáfico, además de estas variables, se estudian otras como el C fácilmente oxidable y el C respirado durante un determinado plazo de tiempo como indicadores del contenido de C lábil en el suelo.

El presente estudio centra su atención en los cambios de uso del suelo más importantes que se vienen produciendo en los páramos castellano-leoneses, donde la vegetación originaria está constituida por encinares de *Quercus ilex* subsp. *ballota* no muy densos (en el caso de los Páramos Calizos del Cerrato) y por rebollares de *Q. pyrenaica* (en el caso de los Páramos Detríticos de la comarca de Páramos y Valles), que fueron en su mayoría sustituidos por explotaciones agrícolas cerealistas a mediados del siglo pasado y que, a su vez, en las últimas décadas están siendo sustituidas por plantaciones de pinares (*Pinus halepensis* en los Páramos Calizos y *P. sylvestris*, *P. nigra* y *P. halepensis* en los Páramos Detríticos) y otras están siendo abandonadas desarrollándose matorrales en el caso de los Páramos Detríticos y herbazales y tomillares en los Páramos Calizos.

Como hipótesis de trabajo cabe suponer que el tipo de vegetación condiciona la cantidad de MOS y actividad de microorganismos edáficos, esperándose que los suelos bajo masas forestales acumulen mayor cantidad de MOS que

los agrícolas o bajo matorral y herbazal; y, por otro lado, que los suelos bajo encinar y rebollar posean una biomasa y actividad microbianas mayores que el resto de los usos considerados.

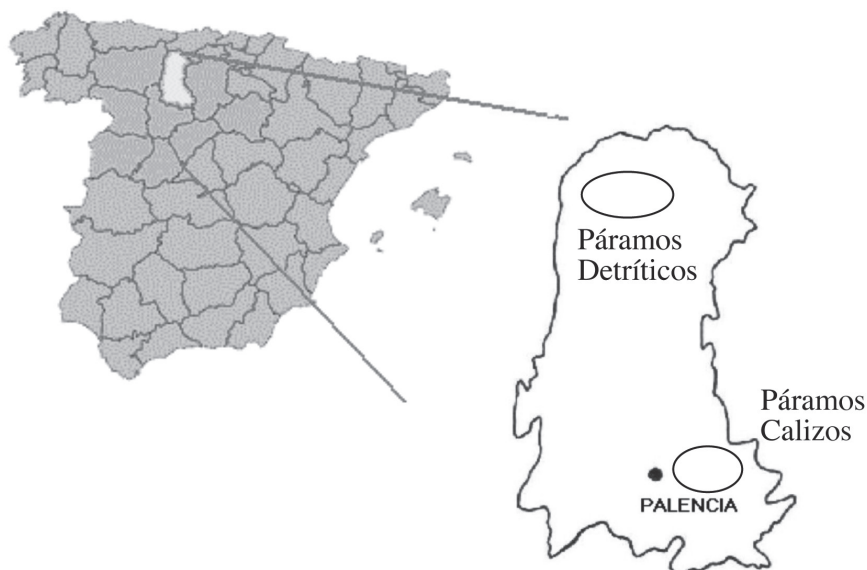
Los objetivos del presente trabajo fueron: a) determinar la cantidad de C existente en la hojarasca y en el horizonte superficial de los suelos de los Páramos Detríticos y Calizos castellano-leoneses; b) estimar las modificaciones en el contenido en C ocasionados por los cambios de uso del suelo más frecuentes en las mencionadas zonas; c) determinar el efecto del tipo de uso del suelo sobre la biomasa microbiana y la respiración edáfica en los suelos anteriormente señalados.

MATERIALES Y MÉTODOS

Zonas de estudio

El estudio se ha realizado en parcelas localizadas en dos zonas de la región de Castilla y León (Centro-norte de la Península Ibérica): Páramos Detríticos y Páramos Calizos (Fig. 1). En la Tabla 1 se muestra información general de las dos zonas de estudio.

Figura 1. Localización del área de estudio



PÁRAMOS DETRÍTICOS: La zona de estudio se localiza en el Norte de la provincia de Palencia y pertenece a la Comarca de Páramos y Valles (Fig. 1), teniendo una extensión aproximada de 1.866 km² (UTM: 30T 369688 E 4713892 N). Geomorfológicamente es una amplia plataforma con pendiente media de 0,7 % sobre depósitos de rañas (IGME, 1982). El clima de la zona es Mediterráneo Templado Húmedo con una temperatura media anual de 10,2 °C y una precipitación media anual de 604 mm a⁻¹. Los suelos presentan horizontes argílicos, acidez acusada, alteraciones del material parental con procesos de arenización y caolinización, así como ferruginización de los cantos y gravillas superficiales y se clasifican como *Alfisolos*, *Ultisolos* y, en menor medida, *Inceptisolos* (*Soil Taxonomy*, 2006). En cuanto a la vegetación, la etapa madura o climax potencial correspondiente a la zona sería una formación boscosa y densa de rebollo (*Q. pyrenaica*; Rivas Martínez, 1985); no obstante, la acción del hombre ha ido modificando esta vegetación, generando un paisaje muy teselado integrado, fundamentalmente, por los siguientes usos del suelo:

Tierras de cultivo: Se cultiva principalmente centeno (*Secale cereale*), siendo la productividad, en general, muy baja (inferior a 2,5 Mg ha⁻¹) por lo que en muchos casos se han ido abandonando las tierras con la intensificación agraria. Todas las tierras de cultivo estudiadas llevan más de 50 años bajo este uso.

Repoblaciones de coníferas: Desde los años setenta del pasado siglo se realizaron repoblaciones en la zona, principalmente con *P. pinaster*, *P. nigra* y *P. sylvestris*. Los métodos de repoblación empleados han sido, principalmente, subsolado lineal con acaballonado y subsolado lineal en profundidad. Las edades de las masas de pinares estudiadas están comprendidas entre 24 y 44 años.

Matorrales degradados: Proceden en la mayoría de casos de terrenos con vocación pascícola abandonados por la disminución de la cabaña ganadera en la zona y de terrenos agrícolas igualmente abandonados. Está formado principalmente por ericáceas (*Calluna vulgaris*, *Erica sp.*, etc.).

Rebollares: Corresponden a los fragmentos de bosque original que han permanecido hasta la actualidad. La tradicional explotación de leñas ha transformado la primitiva forma de monte alto en monte bajo, el cual ha rebrotado masivamente y envejecido.

PÁRAMOS CALIZOS: Los Páramos Calizos castellano-leoneses tienen una extensión aproximada de 8.000 km² y se extienden por las provincias de Palencia, Valladolid, Segovia y Burgos (UTM: 30T 384465 E 4639001 N). Se trata de superficies planas, elevadas en el terreno, constituidas por estratos calizos horizontales de origen Terciario. La zona de estudio se sitúa en la unidad de páramos de la comarca de El Cerrato, al Sureste de la provincia de Palencia (Fig. 1).

Tabla 1. Principales características de las zonas de estudio (Páramos de Palencia, España).

Zona	Usos del suelo	Especies principales	Nº de parcelas
Páramos Detríticos	Cultivo	<i>Secale cereale</i>	3
	Pinar	<i>P. pinaster</i> , <i>P. sylvestris</i> , <i>P. nigra</i>	944
	Rebollar	<i>Quercus pyrenaica</i>	3
	Matorral	<i>Erica sp.</i> , <i>Calluna sp.</i> , <i>Cistus sp.</i>	3
Páramos Calizos	Cultivo	<i>Hordeum vulgare</i>	8
	Pinar	<i>P. halepensis</i>	8
	Encinar	<i>Q. ilex</i>	8
	Herbazal-tomillar	<i>Thymus sp.</i>	8

En esta zona, el páramo tiene una altitud entre 850 y 900 m snm. Los suelos, formados sobre material calizo, se caracterizan por su pH básico, alto contenido en Ca y carbonatos y elevada pedregosidad, siendo clasificados principalmente como *Inceptisoles* y *Entisoles* (*Soil Taxonomy*, 2006). El clima es de tipo continental, con una media térmica anual de 11,4 °C y con valores de precipitación media de 423 mm a⁻¹.

La vegetación natural de estos páramos corresponde a encinares de *Q. ilex* subsp *ballota*, no muy densos, con un estrato arbustivo y lianoide mermado (Rivas Martínez 1985). Las plantas acompañantes más destacadas son *Rhamnus saxatilis*, *Crataegus monogyna*, *Bupleurum fruticosum*, *Rosa spp.*, *Lonicera etrusca*, *Salvia lavandulifolia*, *Thymus vulgaris*, *Linum suffruticosum*, entre otras. Durante el siglo XIX, la mayor parte de la cobertura vegetal de los Páramos Calizos fue roturada y sustituida por campos de cultivo, mayoritariamente cerealistas de cebada (*Hordeum vulgare*) con una producción entre 2,5 y 3,0 Mg ha⁻¹. En la actualidad el encinar está reducido a manchas aisladas. A partir de los años 50 del pasado siglo se han llevado a cabo repoblaciones de *P. halepensis*. Los pinares estudiados en este trabajo poseen una edad promedio de 55 años. Los cambios de uso del suelo que están teniendo lugar en la actualidad son de cultivo a pinares de repoblación (*P. halepensis*) y a tomillares-herbazales, surgiendo estos últimos debido al abandono de los cultivos.

Muestreo

Cuando se pretende estudiar el efecto de la vegetación o del uso de los suelos sobre las propiedades de los mismos se deben seleccionar preferiblemente parcelas sobre las que se tengan distintas vegetaciones, pero el resto

de los factores formadores de los suelos (esto es, clima, litología, topografía, etc.) han de permanecer invariables. Por esta razón, dentro de cada una de las dos zonas de estudio, se han seleccionado parcelas colindantes en las que el único factor distinto ha sido la vegetación existente.

Páramos Detríticos: Cultivo, pinar, rebollar y matorral.

Páramos Calizos: Cultivo, pinar, encinar y herbazal-tomillar.

Se seleccionaron parcelas de 25 x 25 m² de superficie; el número de parcelas para cada uso aparece indicado en la Tabla 1.

En cada parcela se tomaron al menos cuatro muestras compuestas correspondientes a los diez centímetros superiores del suelo (puesto que es en esta profundidad donde el efecto del cambio de uso del suelo será más patente).

Las muestras de suelo fueron secadas al aire, homogeneizadas y tamizadas con malla de 2 mm para realizar posteriormente los análisis correspondientes. Para la determinación de carbonatos y C total una alícuota de cada muestra fue molida con un molino de bolas. Para la determinación del porcentaje de elementos gruesos la fracción de diámetro superior a 2 mm fue lavada bajo un chorro de agua a presión, secada a 105 °C durante 24 h y pesada.

Para obtener los datos de densidad aparente en cada parcela se tomaron ocho muestras inalteradas de los -10 cm superficiales del suelo utilizando cilindros toma-muestras; posteriormente estas muestras se secaron en estufa a 65 °C hasta peso constante.

Previamente a la toma de muestras de suelo se recogieron ocho muestras de hojarasca en cada parcela, utilizando un marco de 30 x 30 cm². El laboreo tradicional que se realiza en las parcelas agrícolas estudiadas no suele dejar restos de cosecha sobre el suelo, por lo que las muestras vegetales recogidas y posteriormente analizadas fueron exclusivamente las correspondientes a la hojarasca. Cada muestra se secó en estufa durante 24 h a 60 °C, se pesó, se molió (malla de 0,2 mm) y sobre ella se determinó el C total.

Métodos analíticos

El porcentaje de C total edáfico y del material vegetal se determinó con el analizador *Leco CHN-2000* (*Leco Corp.*, St. Joseph, U.S.A.) a 950 °C en muestras molidas. En el caso de los suelos con carbonatos se determinó el C orgánico restando al C total el C inorgánico determinado por valoración (*Lafuente et al.*, 2004).

El contenido de C existente en el horizonte superficial del suelo (Mg C ha⁻¹) fue calculado con la densidad aparente (media de las 8 muestras tomadas en cada parcela), el contenido de tierra fina (calculado tras restar al peso total de muestra el contenido en elementos gruesos) y la concentración de C correspondiente a los 0-10 cm superiores de suelo.

El C fácilmente oxidable (C_{fox}) se determinó mediante oxidación de la MOS con $K_2Cr_2O_7$ en medio ácido y posterior valoración del exceso de dicromato con $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2$ (Métodos Oficiales de Análisis; M.A.P.A., 1994).

Para la determinación del C microbiano (C_{mic}) se llevó a cabo el procedimiento de fumigación y extracción de Vance *et al.* (1987). Las muestras se analizaron por triplicado, incubando previamente los suelos durante 7 días a 25 °C al 70 % de su capacidad de campo (Glaser *et al.*, 2004); esta incubación previa resuelve el problema de una posible subestimación de la biomasa microbiana. Posteriormente se fumigaron con cloroformo libre de etanol durante 24 h. Se utilizó como factor de transformación del C extraído tras la fumigación al C_{mic} el valor de 0,38 recomendado por Joergensen (1995).

La actividad microbiana o C respirado en los suelos (C_{resp}) fue medido mediante la determinación de la respiración edáfica (Alef, 1995), analizándose cada muestra por duplicado. Se utilizaron frascos herméticos con 50 g de suelo al 75 % de su capacidad de campo provistos de un vial con 10 mL de NaOH 1 M. Se mantuvieron en incubación a 28 °C y al cabo de tres días se determinó el C-CO₂ capturado por el NaOH mediante precipitación con 0,5 mL de BaCl₂ 0,5 M y valoración con HCl 0,5 M.

Métodos estadísticos

Se aplicó un análisis de varianza ANOVA mediante un modelo lineal general (GLM) para la obtención y comparación de medias, tras comprobar que cada variable seguía una distribución normal y que presentaban homogeneidad de las varianzas entre grupos. Posteriormente, en los casos en que el ANOVA mostró la existencia de diferencias significativas, se aplicó el *test* de Bonferroni con una significación del 95 % con el fin de conocer qué grupos presentaban dichas diferencias.

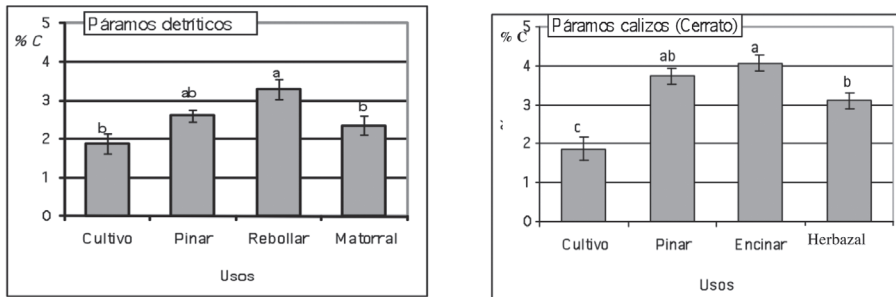
RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Concentraciones de C orgánico por usos en cada zona

Los suelos estudiados presentan concentraciones de COS superiores al 2,5 % en los suelos bajo cubiertas arbóreas y bajo herbazal y matorral y los suelos bajo cultivo también poseen concentraciones relativamente altas (cercasas al 2 %) tanto en los Páramos Detríticos como en los Calizos (Fig. 2a y2b).

Los resultados muestran que, en general, los suelos bajo cubierta arbórea presentan mayores concentraciones de COS, siendo estas diferencias significativas entre los suelos bajo rebollar y los suelos de cultivo y matorral, en los Páramos Detríticos (Fig. 2a), mientras que en los Calizos los suelos bajo cultivo presentan concentraciones de COS significativamente menores que las de los otros tres usos comparados (Fig. 2b). Los suelos bajo matorral y herbazal presentan concentraciones de COS intermedias a las de los suelos bajo vegetación arbórea y cultivos, siendo significativamente diferentes a ambos en el caso de los suelos de los Páramos Calizos. Los estudios de Llorente *et al.*, (2010a, 2010b) en suelos calizos de características similares a los del presente estudio pusieron de manifiesto que, aunque las concentraciones de COS fuesen significativamente distintas entre cultivos, herbazal y bajo cubierta arbórea, sin embargo los mecanismos de estabilización fueron los mismos, estando la MOS estabilizada principalmente en el complejo organomineral.

Figuras 2a y 2b. Concentraciones de COS y errores estándar en los distintos usos dentro de cada zona estudiada (provincia de Palencia, España).



Nota: Letras distintas sobre columnas del mismo parámetro indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre usos.

Efecto del uso del suelo en la concentración de C fácilmente oxidable, en el C de la biomasa microbiana y en la respiración edáfica

Las concentraciones de C_{fox} del horizonte superficial de los suelos estudiados presentan valores comprendidos entre 1,3 y 2,8 % y, al igual que sucede para el COS, los suelos agrícolas muestran concentraciones significativamente más bajas para este parámetro que el resto en ambas zonas de estudio. La fracción de C_{fox} representa entre un 67 y un 86 % del COS (C_{fox}/C_{org} , Tabla 2), siendo la MOS bajo rebollar la que muestra un porcentaje más elevado, significativamente más alto que la existente en el suelo bajo cultivo en estos Páramos Detríticos.

Tabla 2. Carbono fácilmente oxidable (C_{fox}), C de respiración del suelo (C_{resp}), C en la biomasa microbiana (C_{mic}) y sus relaciones con el COS para los -10 cm superiores del suelo en los distintos usos y zonas estudiadas.

Zona	Uso	C_{fox}	C_{resp}	C_{mic}	C_{fox}/COS	(C_{resp}/COS) $\times 10^3$	(C_{mic}/COS) $\times 10^2$
		[%]	[mg C-CO ₂ kg ⁻¹ suelo d ⁻¹]	[mg C kg ⁻¹ suelo]		[día ⁻¹]	
Páramos							
Detríticos	Cultivo	1,32 c	17 c	165 c	0,67 b	1,18 b	1,05 a
	Pinar	1,92 b	53 b	254 b	0,76 ab	2,24 a	0,96 a
	Rebollar	2,83 a	82 a	387 a	0,86 a	2,66 a	1,19 a
	Matorral	1,76 bc	47 b	220 b	0,82 ab	2,30 a	1,00 a
Páramos							
Calizos	Cultivo	1,44b	40 b	301 b	0,77 a	2,59 a	1,71 a
	Pinar	2,67 a	90 a	592 a	0,72 a	2,49 a	1,20 a
	Encinar	2,76 a	90 a	510 a	0,68 a	2,40 a	1,12 a
	Herbazal-tomillar	2,23 a	90 a	433 a	0,72 a	3,04 a	1,40 a

Nota: Letras diferentes indican diferencias significativas entre usos dentro de la misma zona ($p < 0,05$).

El C_{mic} varía entre 165 y 592 mg C kg⁻¹ (Tabla 2). Los suelos forestales presentan los valores más altos (comprendidos entre 254 y 592 mg C_{mic} kg⁻¹); los suelos agrícolas los más bajos, entre 165 y 301 mg C_{mic} kg⁻¹ y los suelos bajo matorral o herbazal-tomillar valores intermedios. Los valores obtenidos son algo inferiores, aunque del mismo orden, que los obtenidos por otros autores para suelos cultivados y forestales ácidos; así Díaz-Raviña *et al.* (1993) obtuvieron valores entre 409 y 1786 mg C_{mic} kg⁻¹ y Prieto-Fernández *et al.* (1998) entre 361 y 1541 mg C_{mic} kg⁻¹, siendo similares los encontrados por García-Orenes *et al.* (2010) para suelos calizos.

El C_{mic} representa en torno al 1 % del COS del suelo en los Páramos Detríticos y alrededor del 1,4 % del COS en los calizos, no mostrando la relación C_{mic}/COS (Tabla 2) diferencias entre usos en ninguna de las dos zonas. Mahía *et al.* (2006) encontraron en suelos ácidos desarrollados sobre esquistos y granitos y ricos en MOS que el C de la biomasa microbiana representó un 0,51 % del COS bajo masas de *P. pinaster* y un 0,86 % bajo masas de *Pinus sylvestris*. Los resultados que se han obtenido son consistentes con las observaciones de diversos autores que encuentran que, en suelos ricos en MOS, la biomasa microbiana representa menor proporción respecto al COS que en los suelos más pobres en COS (Wardle, 1992; Mahía *et al.*, 2006).

Los valores del C_{resp} obtenidos en el presente estudio se encuentran entre 17 y 40 mg C-CO₂ kg⁻¹ suelo d⁻¹ para suelos agrícolas y entre 47 y 90 mg

C-CO₂ kg⁻¹ suelo d⁻¹ para el resto de los usos. Pascual *et al.* (2001) en su trabajo con suelos agrícolas bajo clima semiárido obtuvieron valores para la respiración edáfica comprendidos entre 15 y 32 mg C-CO₂ kg⁻¹ suelo d⁻¹, muy similares a los obtenidos en el presente estudio. Los valores de C_{resp} presentan diferencias entre usos de suelo paralelas a las del COS, por lo que no aportan información complementaria a los resultados ya mostrados y por ello no se encuentran diferencias significativas entre usos para un mismo tipo de suelo para el cociente C_{resp}/COS (Tabla 2).

La comparación de las dos zonas de estudio para cada uno de los usos de suelo considerados (Tabla 3) pone de manifiesto que para todos ellos los suelos de los Páramos Calizos presentan concentraciones significativamente más altas que los suelos de los Páramos Detríticos para las variables concentración de COS, C_{fox}, C_{resp} y C_{mic}, siendo la única excepción la comparación entre cultivos para las dos primeras variables mencionadas en las que no hubo diferencias entre zonas. Las mayores concentraciones existentes en los suelos calizos que en los ácidos posiblemente debidas al papel que juega el Ca en la estabilización de la MOS (Oades, 1988); este autor indica que el efecto estimulante del CaCO₃ (por ejemplo, en el encalado de los suelos) en la descomposición de la MOS es transitorio y a medio y largo plazo el efecto que prevalece es el de estabilización. El mecanismo propuesto para esta estabilización es la formación de puentes de Ca entre la MOS y las arcillas para formar agregados que son física, química y biológicamente estables (Oades, 1988).

Tabla 3. Resultados de la comparación (ANOVA) entre zonas para el mismo tipo de uso, para los parámetros, Concentración de Carbono orgánico (COS), contenido de COS en el suelo a 0-10 cm de profundidad con y sin hojarasca, C fácilmente oxidable (C_{fox}), C de respiración del suelo (C_{resp}), C en la biomasa microbiana (C_{mic}), y sus relaciones con el C orgánico (COS) para los -10 cm superiores del suelo.

Comparación	COS	Contenido COS		C _{fox}	C _{resp}	C _{mic}	C _{fox} /COS	C _{resp} /COS x 10 ³	C _{mic} /COS x 10 ²
		Suelo 0-10cm	Suelo 0-10cm + hojarasca						
Cultivo PD- Cultivo PC	ns	ns	ns	ns	***	***	**	***	***
Pinar PD- Pinar PC	***	***	***	***	***	***	ns	ns	***
Rebollar PD – Encinar PC	*	*	***	ns	ns	**	***	ns	ns
Matorral PD- Herbazal PC	***	***	***	**	***	***	**	***	***

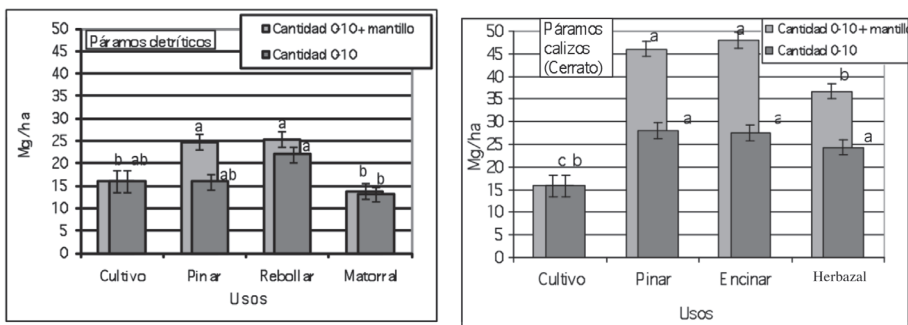
Nota: PD: Páramo Detrítico; PC: Páramo Calizo; *: p < 0,1; **: p < 0,05; ***: p < 0,01; ns: no significativo.

Cantidades de C orgánico (Mg ha⁻¹) existentes en el horizonte superficial y mantillo bajo distintos usos del suelo

Los contenidos en COS en los -10 cm superiores de los suelos (Fig. 3a y 3b) se encuentran dentro del rango de valores presentados por Rodríguez-Murillo (2001) en su estudio sobre contenido de COS de suelos españoles. El suelo de los ecosistemas forestales es uno de los mayores depósitos de C del planeta; numerosos estudios han cuantificado el contenido de COS del suelo como potencial mitigador de las concentraciones de CO₂ atmosférico en ecosistemas de todo el mundo (Lal, 1997, 2001, 2004, 2005; Gallardo y González, 2004; Pérez-Cuadrado *et al.*, 2007; Ordóñez *et al.*, 2008; Turrión *et al.*, 2009).

Dentro de los Páramos Detríticos es el rebollar el uso que presenta valores más altos en contenido de COS en los -10 cm superiores, resultando significativamente diferentes al pinar y al matorral. Las masas de rebollos están establecidas desde hace más de 150 años en las parcelas estudiadas, por lo que sus suelos han adquirido una situación óptima de equilibrio entre los procesos de aporte de C al suelo y la mineralización de éste en las condiciones climáticas en las que se encuentran. Resulta llamativo que los suelos bajo cultivo no presenten valores significativamente más bajos que el resto de los usos en los Páramos Detríticos. Una posible explicación de este hecho puede ser el que estos cultivos se han establecido recientemente. No obstante, si se considera además del contenido en COS de los -10 cm superiores del suelo el que se acumula en la hojarasca el cultivo presenta valores significativamente más bajos que los suelos bajo pinar y rebollar, como era de esperar (Fig. 3a y 3b).

Figuras 3a y 3b. Cantidades de COS acumulados (Mg C ha⁻¹) en los -10 cm superiores del suelo y en el mantillo en los distintos usos considerados de los Páramos Detríticos y Páramos Calizos y errores estándar.



Nota: Letras distintas sobre columnas del mismo parámetro indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre usos.

Respecto al contenido en COS en los -10 cm superiores del suelo en los Páramos Detríticos se observan sólo diferencias significativas entre los suelos bajo rebollar y matorral, mostrando estos últimos valores significativamente más bajos. En el caso de los Páramos Calizos los suelos bajo cultivo muestran valores significativamente menores que el resto de los usos. Las diferencias entre usos se magnifican cuando se incluye además el contenido en C de la hojarasca acumulada sobre el suelo para los usos de pinar y encinar (Fig. 3a y 3b).

En los Páramos Detríticos la secuencia de usos en relación con la acumulación creciente de C en el horizonte superficial (0-10 cm) y hojarasca es la siguiente: cultivo = matorral < pinar = rebollar. En los Páramos Calizos la secuencia de acumulación de C es: cultivo < herbazal-tomillar < pinar = encinar. En ambas zonas se puede afirmar que los suelos bajo rebollar y encinar son los que presentan un mayor contenido en COS, seguidos por los suelos bajo pinares. Los suelos bajo cultivo presentan los valores más bajos, junto con los desarrollados bajo matorral y herbazal-tomillar. Rodríguez-Murillo (2001) en su estudio también relacionó los principales usos del suelo con su contenido en COS, encontrando que los de matorral eran los que poseían mayores contenidos, seguidos de los de bosque caducifolio, siendo los cultivos de secano los que presentaron menor cantidad.

Los suelos de las dos comarcas naturales estudiadas presentan diferencias significativas en las cantidades de COS (Mg C ha^{-1}) existentes en el horizonte superficial, presentando mayores cantidades en este horizonte los suelos del páramo calizo que los del páramo ácido (Fig. 3a y 3b, Tabla 3), excepto en el caso de los cultivos en los que no hay diferencias significativas.

En el presente estudio se ha estimado que, como consecuencia del cambio de uso de rebollar o encinar a cultivo, los suelos han visto disminuido su contenido de COS en el horizonte superficial entre un 20 y un 40 % respecto al que tenían con la mencionada vegetación climácica. Tales pérdidas son consistentes con los resultados obtenidos por Burke *et al.* (1989) que estimaron unas pérdidas del 50 % del contenido de COS, debido a la transformación de pradera a tierra de cultivo, así como con los resultados de Prior *et al.* (2000), quienes encontraron que la transformación a tierra de cultivo generalmente disminuye el contenido en MOS. El laboreo del suelo implica pérdidas de COS, ya que se favorece la oxidación de la MOS debido al incremento de la aireación y a la destrucción de los agregados edáficos, con la consecuente exposición a la descomposición de MOS estabilizada previamente en dichos agregados (De Gryze *et al.*, 2006; Grandy and Robertson, 2007). Estas pérdidas de COS suponen un incremento en las cantidades de CO_2 aportadas a la atmósfera (La Scala *et al.*, 2008; Llorente y Turrión, 2010)

Para el caso de los Páramos Calizos la reforestación con masas de *P. halepensis* ha conllevado un incremento significativo del C acumulado conjuntamente en el horizonte superficial y en la hojarasca. Después de 40 años desde el establecimiento de la plantación este incremento representa más del

68 % de C en los terrenos agrícolas posteriormente reforestados y de un 22 % de C en los herbazales reforestados. En el caso de los Páramos Detríticos la reforestación de terrenos agrícolas o de matorrales de degradación con masas de pinares (*P. sylvestris*, *P. nigra* o *P. pinaster*) ha implicado un incremento de en torno al 40 % del COS acumulado en el horizonte superior y en la hojarasca. En ambos casos la contribución principal a este incremento es el C acumulado en el mantillo.

A la vista de lo indicado anteriormente se puede decir que se comprueba en los suelos estudiados lo que es generalmente aceptado: Los cambios de uso pueden provocar aumento o disminución de la cantidad de COS acumulada, suponiendo la reforestación de las tierras cultivadas y/o abandonadas (en las comarcas en las que se ha efectuado este trabajo) un incremento apreciable en la capacidad de captura y almacenamiento de C al cabo de unas décadas.

CONCLUSIONES

Se ha corroborado la hipótesis de partida de que los horizontes superficiales de los suelos bajo masas forestales contienen mayor cantidad de MOS que los agrícolas o bajo matorral y herbazal; estas diferencias se hacen más notables cuando se incluye en el cómputo el C acumulado en la hojarasca. Sin embargo, sólo se cumple que los suelos bajo rebollar posean una biomasa y actividad microbianas mayores que el resto de los usos considerados en el caso de los Páramos Detríticos.

El cambio de uso de vegetación climácica (rebollar o encinar) a cultivo ha dado lugar a una disminución del contenido en COS del horizonte superficial (entre un 20 y un 40 %). Por otro lado, los terrenos reforestados con pinos hace 40 años comparados con los suelos agrícolas colindantes a ellos muestran contenidos en COS en el horizonte superficial y en la hojarasca superiores en un 68 % para el caso de los Páramos Calizos y en un 40 % en los Páramos Detríticos. En ambos casos la contribución principal a este incremento es el C acumulado en el mantillo. El cambio de uso de matorral de degradación o de herbazal a masas de pinares ha implicado un incremento del 40 % del COS acumulado en el horizonte superficial y hojarasca para ambos tipos de suelos estudiados.

BIBLIOGRAFÍA

- Alef K. 1995. Soil respiration. En: Alef K. and Nannipieri P. (ed.) *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. Academic Press, Londres. Pp. 214-222.
- Bowman A.F. 1990. Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. En: Bouwman A. F. (ed.) *Soils and the green house effect*. Wiley, Chischester. Pp. 61-127.

- Burke I.C., C.M. Yonker, W.J. Parton, C.V. Cole, K. Flach y D.S. Schimel. 1989. Texture, climate and cultivation effects on soil organic matter content in U.S. Grassland Soils. *Soil Sci Soc Am J* 53: 800–805.
- Chen Q., Y. Sun, C. Shen, S. Peng, W. Yi, Z. Li y M. Jiang. 2002. Organic matter turnover rates and CO₂ flux from organic matter decomposition of mountain soil profiles in the subtropical area, south China. *Catena* 49: 217-229.
- De Gryze S., J. Six, K. Paustian, S.J. Morris, E.A. Paul y R. Merckx. 2004. Soil organic carbon pool changes following land-use conversions. *Glob Change Biol* 10: 1120-1132.
- De Gryze S., J. Six y S. Merckx. 2006. Quantifying water-stable soil aggregate turnover and its implication for soil organic matter dynamics in a model study. *Eur J Soil Sci* 57: 693-707.
- Díaz-Raviña M., M.J. Acea y T. Carballas. 1993. Microbial biomass and C and N mineralization in forest soils. *Bioresource Technology* 43: 161-167.
- Gallardo J.F. y J.I. González. 2004. Sequestration of C in a Spanish chestnut coppice. *Invest Agrar: Sis Recur For.*, Fuera de serie: 108-113.
- García, C., F. Gil, T. Hernández y C. Trasar. 2003. *Técnicas de análisis de parámetros bioquímicos en suelos: medida de actividades enzimáticas y biomasa microbiana*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid. 369 pp.
- García-Gil, J.C., C. Plaza, P. Soler-Rovira y A. Polo. 2000. Long-term effects of municipal solid waste compost application on soil enzyme activities and microbial biomass. *Soil Biol Biochem* 32: 1907-1913.
- García-Orenes F., C. Guerrero, A. Roldán, J. Mataix-Solera, A. Cerdà, M; Campoy, R. Zornoza; G. Bárcenas y F. Caravaca. 2010. Soil microbial biomass and activity under different agricultural management systems in a semiarid Mediterranean agroecosystem. *Soil Till Res* 109: 110-115.
- Garten C.T. y S.D. Wullschlegler. 1999. Soil carbon inventories under a bioenergy crop (Switchgrass): measurement limitations. *J Environ Qual* 28: 1359-1365.
- Glaser B., M.B. Turrión, y K. Alef. 2004. Amino sugars and muramic acid-biomarkers for soil microbial community structure analysis. *Soil Biology & Biochemistry* 36: 399–407
- González M.I. y J.F. Gallardo. 2007. Capacidad de captura de C de suelo de castaños del oeste español. En: J.F. Gallardo. *La captura de Carbono en ecosistemas terrestres iberoamericanos*. Red Pocaiba, Sociedad iberoamericana de física y química ambiental, Salamanca, 183-194 pp.
- González-Pérez J.A., J.F. González-Vila, G. Almendros y H. Knicker. 2004. The effect of fire on soil organic matter- a review. *Environ Int* 30: 855-870.
- Grandy A.S. y G.P. Robertson. 2007. Land-use intensive effects on soil organic carbon accumulation rates and mechanisms. *Ecosystems* 10:58–73.
- I.G.M.E. 1982. *Mapa Geológico de España, Guardo*. Hoja 132.
- Jenkinson D.S. 1981. *The chemistry of soil processes*. Wiley, Chichester. 505 pp.
- Joergensen R. G. 1995. The fumigation incubation method. En: Alef K. and Nannipieri P. (eds) *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. Academic press. Londres. Pp. 382-404.

- Johnson M.G. 1995. The role of soil management in sequestering soil carbon. En: R. Lal, J. Kimble, E. Levine y B.A. Steward (eds). *Soil Management and Greenhouse Effect*. Lewis publishers. Boca Raton, Florida (U.S.A.). Pp. 351-363.
- Lafuente F., M.E. Alonso, C. Ruipérez, M.B. Turrión, O. López, R. Mulas, C. Blanco y J.C. Arranz. 2004. Determinación de carbono orgánico en suelos calizos mediante analizador LECO CHN-2000. Libro de Actas, *Tercer Congreso Virtual Iberoamericano sobre Gestión de Calidad en Laboratorios, IBEROLAB*. Pp. 344-347.
- Lal R. 1997. Residue management, conservation tillage and soil restoration for mitigating greenhouse effect by CO₂ enrichment. *Soil Till Res* 43: 81-107.
- Lal R. 2001. *Soil carbon sequestration and the greenhouse effect*. Soil Science Society of America. *SSSA Special Publication N°*, 57. SSSA, Madison, (U.S.A.). 236 pp.
- Lal R. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123: 1-22.
- Lal R. 2005. World crop residues production and implications of its use as biofuel. *Environ Int* 31: 575-584.
- La Scala N, A. Lopes, K. Spokas, D. Bolonhezi, D.W. Archer y DC Reicosky. 2008. Short-term temporal changes of soil carbon losses after tillage described by a first-order decay model. *Soil Till Res* 99: 108-118.
- Leifeld J. y I. Kögel-Knabner. 2005. Soil organic matter fractions as early indicators for carbon stock changes under different land-use? *Geoderma* 124: 143-155.
- Llorente M y M.B. Turrión. 2010. Microbiological parameters as indicators of soil organic carbon dynamics in relation to different land use management. *Eur J Forest Res* 129: 73-81.
- Llorente M., B. Glaser y M.B. Turrión. 2010a. Anthropogenic disturbance of natural forest vegetation on calcareous soils alters soil organic matter composition and natural abundance of ¹³C and ¹⁵N in density fractions. *Eur J Forest Res* 129: 1143-1153.
- Llorente M., B. Glaser y M.B. Turrión. 2010b. Storage of organic carbon and Black carbon in density fractions of calcareous soils under different land uses. *Geoderma* 159: 31-38.
- Macías F. 2002. Capacidad de secuestro de carbono en suelos y biomasa de Galicia. *Actas de la Reunión Internacional sobre Secuestro de Carbono en Suelos y Biomasa*. Pp. 29-32. S.E.C.S., Santiago de Compostela.
- Mahía J., L. Pérez-Ventura, A. Cabaneiro y M. Díaz-Raviña. 2006 Soil microbial biomass under pine forests in the north-western Spain: influence of stand age, site index and parent material. *Invest Agrar Sist Recur For* 15: 152-159.
- M.A.P.A., Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. 1994. *Métodos oficiales de análisis*. Tomo III. M.A.P.A. Madrid.
- Oades J.M. 1988. The retention of organic matter in soils. *Biogeochemistry* 5: 35-70.
- Ordóñez J.A.B., B.H.I. de Jong, F. García-Oliva, F.L. Aviña, J.V. Pérez, G. Guerrero, R. Martínez y O. Maser. 2008. Carbon content in vegetation, litter, and soil under 10 different land-use and land-cover classes in the Central Highlands of Michoacan, Mexico. *Forest Ecol Manag* 255: 2074-2084.

- Pascual J.A., M. Ross, T. Hernández y C. García. 2001. Effect of long-term monoculture on microbiological and biochemical properties in semiarid soils. *Comm Soil Sci Plant Anal* 32: 537-552.
- Paul K.I., P.J. Polglase, J.G. Nyakuengama y P.K. Khanna. 2002. Change in soil carbon following afforestation. *For Ecol Manag* 168: 241-257.
- Pérez-Cuadrado C., P. Mansilla, R. Rodríguez y A. Merino. 2007. Captura de C en terrenos agrícolas reforestados con *Pinus radiata* en el norte de España. En: J.F. Gallardo (edt.). *La captura de Carbono en ecosistemas terrestres iberoamericanos*. Red Pocaiba, Sociedad iberoamericana de Física y Química ambiental, Salamanca. Pp. 195-212.
- Prieto-Fernández A., M.J. Acea y T. Carballas. 1998. Soil microbial and extractable C and N after wildfire. *Biol Fert Soils* 27: 132-142.
- Prior S.A., D.C. Reikosky, D.W. Reeves, G.B. Runion y R.L. Raper. 2000. Residue and tillage effects on planting implement-induced shortterm CO₂ and water loss from a loamy sand soil in Alabama. *Soil Till Res* 54: 197-199.
- Rivas Martínez S. 1987. Mapa y memoria de series de vegetación de España. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- Rodríguez-Murillo J.C. 2001. Organic carbon content under different types of land use and soil in peninsular Spain. *Biol Fert Soils* 33: 53-61.
- Rovira P. y V.R. Vallejo. 2003. Physical protecticon and biochemical quality of organic matter in mediterranean calcareous forest soils: a density fractionation approach. *Soil Biol Biochem* 35: 245-261.
- Sánchez J. 2002. Secuestro de carbono inorgánico: Una primera estimación en el ámbito semiárido español. *Actas de la Reunión Internacional sobre Secuestro de Carbono en Suelos y Biomasa*. Pp. 29-32.
- Six J., E.T. Elliott K. Paustian y J.W. Doran. 1998. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. *Soil Sci Soc Am J* 62: 1367-1377.
- Turrión M.B., K. Schneider y J.F. Gallardo. 2009. Carbon accumulation in *Quercus pyrenaica* forests: Effects of bedrock and annual precipitation. *Catena* 79: 1-8.
- Vance E.D., P.C. Brookes y D. S. Jenkinson. 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem* 19: 703-707.
- Wardle D.A., 1992. A comparative assessment of factors which influence microbial biomass carbon and nitrogen levels in soil. *Biol Rev* 67: 321-358.

