

Captura de carbono en el suelo y rehabilitación de áreas degradadas por la minería en Moa*

Guillermina HERNÁNDEZ**, Irma IZQUIERDO**, Fuensanta CARAVACA***,
María M. ALGUACIL*** y Antonio ROLDÁN***

ABSTRACT. The rehabilitation of degraded areas and the capture of carbon in the soil are high-priority processes to guarantee the environmental health. In this paper, the capture of total organic carbon by the soil (COS) after 4 and 6 years of revegetation with *Casuarina equisetifolia* Forst. or *Anacardium occidentale* L. in two areas degraded by mining in Moa were assessed. One area non-mined, with prevalence of *Pinus cubensis* Griseb., and another without rehabilitation were taken as reference. Both species increased significantly ($P < 0.05$) the capture of COS and, consequently, they contributed to soil rehabilitation after 4 years, *C. equisetifolia* being more effective in increasing COS than *A. occidentale*. The rate of increment of COS was low in these firsts 4 years (0.17 and $0.35 \text{ g C kg}^{-1} \text{ y}^{-1}$) for *A. occidentale* and *C. equisetifolia* respectively, and it increased to 2.8 and $4.6 \text{ g C kg}^{-1} \text{ y}^{-1}$ in the last 2 years for both species. After 6 years of revegetating these areas, the carbon fixed by the soil represented 13.72% and 22.07% of COS related to the non-mined area (forest with prevalence of *P. cubensis*) for *A. occidentale* and *C. equisetifolia*, respectively. The amount of C fixed by the soil in regard to the area without rehabilitation, were 5.48 Mg ha^{-1} for *P. cubensis*, and for the revegetated areas with *A. occidentale* and *C. equisetifolia* 0.81 and 1.28 Mg ha^{-1} , respectively.

KEY WORDS. Capture of carbon, rehabilitation, revegetation, degraded, ultramafic soils.

INTRODUCCIÓN

El establecimiento de una cubierta vegetal y el mantenimiento de un horizonte edáfico de buena calidad, son condiciones necesarias en cualquier esquema de revegetación (Wong, 2003). Esto permite estabilizar las áreas explotadas o degradadas donde se ha dejado el suelo desnudo, mitigar la contaminación, contribuir a la estética del paisaje y a la calidad de vida de los habitantes de la región.

En Cuba se está llevando a cabo un programa de rehabilitación de áreas devastadas por la actividad minera en suelos ferríticos, típicos de la región de Moa, donde se localizan los principales yacimientos níquelíferos del país. Más de once especies (nativas y exóticas) se han ensayado en la revegetación de estas áreas; entre las especies mejor adaptadas se encuentra la *Casuarina equisetifolia* Forts. (Herrero *et al.*, 2003).

La cuantificación de los cambios del COS puede ser importante cuando se evalúa la repoblación forestal a gran escala. Aunque muchos estudios consideran la contribución de la reforestación a la captura de C a escala regional (Sharpe and Johnson, 1981; Maclaren and Wakelin, 1991; Turner *et al.*, 1995; Shvidenko *et al.*, 1997) y global (Nilsson *et al.*, 1995), existe poca información asociada a los cambios de la captura de carbono por el suelo y, menos aún, de los cambios producidos en los procesos de recuperación de áreas degradadas por la minería.

El presente trabajo evalúa el secuestro del C por el suelo después de cuatro y seis años de ser revegetadas dos áreas con *Casuarina equisetifolia* Forst. y *Anacardium occidentale* L. en áreas degradadas por la minería en Moa.

MATERIALES Y MÉTODOS

Características del área de estudio. La investigación se desarrolló en la zona minera de Moa en (Holguín), situada en

la región NE de Cuba. El clima regional es subtropical con una temperatura media anual de $25 \text{ }^{\circ}\text{C}$ y un promedio de precipitaciones de $1750 - 2300 \text{ mm}$.

La región Moa-Baracoa, tiene gran interés por su alto endemismo, concentrándose entre la tercera y la cuarta parte de los antófitos endémicos de Cuba (López *et al.*, 1994). La vegetación natural está representada por bosques de *Pinus cubensis* y pluvisilvas, (Samek, 1973).

Los suelos del área de estudio son Ferríticos (Hernández *et al.*, 1999) que equivalen a Oxisoles desarrollados sobre serpentinas, ricos en sesquióxidos de hierro, moderadamente ácidos, oligotróficos, con una baja capacidad de intercambio de bases ($<6 \text{ cmol } (*) \text{ kg}^{-1}$) y consecuentemente, de baja productividad.

Áreas de estudio. Las áreas seleccionadas para el estudio fueron:

1. Dos áreas de 500 m^2 revegetadas con *Casuarina equisetifolia* Forst. y *Anacardium occidentale* L. respectivamente.
2. Un área no explotada por la minería, poco antropizada, con predominio de *Pinus cubensis* Griseb. (endémica) fue utilizada como referencia. Esta área presenta además algunos árboles dispersos de *Guapira rufescens*, *Byrsonima biflora*, *Ilex macfdayenii* y *Coccoloba shaferi*. La mayor riqueza y diversidad de esta formación se encuentra en el estrato arbustivo, con un endemismo entre 70% y 85% .
3. Un área de 500 m^2 sometida a la explotación minera (sin revegetar) fue utilizada como control.

Esquema de revegetación. Las parcelas experimentales fueron establecidas en Noviembre de 1997 en un área de 1500 m^2 siguiendo un diseño experimental de parcelas de $10 \times 10 \text{ m}^2$ completamente aleatorizado en cada plantación. Las plántulas de *C. equisetifolia* y *A. occidentale* fueron

*Manuscrito aprobado en Octubre del 2005.

**Instituto de Ecología y Sistemática, A. P. 8029, C. P. 10800, La Habana, Cuba.

***CSIC-Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura. Departamento de Conservación del Suelo y el Agua. P.O. Box 4195, Campus de Espinardo 30080, Murcia España.

sembradas en hoyos de plantación con un espacio inicial dentro de las plantaciones de 1 x 1 m². Como mínimo 25 plántulas por replica fueron sembradas.

Muestreo del Suelo. Los muestreos se realizaron a los 4 (Octubre 2001) y 6 años (Octubre 2003) de establecidas las plantaciones de *Casuarina equisetifolia* Forst. y *Anacardium occidentale* L. Fueron colectadas aleatoriamente 5 muestras de cada plantación a 20 cm de profundidad con cilindros de 200 cm³. Cada muestra fue compuesta de 5 submuestras. Las muestras de suelo fueron secadas a temperatura ambiente en el laboratorio para los análisis de carbono orgánico del suelo.

Métodos analíticos:

Carbono. El carbono orgánico total del suelo (COS) se determinó mediante la oxidación con dicromato de potasio y ácido sulfúrico (Yeomans y Bremner 1989).

Procesamiento estadístico. El efecto de la revegetación después de 4 y 6 años de aplicada, fue analizado mediante análisis de varianza de una vía y la comparación de medias por el Test de Mínima Diferencia Significativa (TMDS) para p<0.05. El procesamiento estadístico se realizó con un sistema de software para Windows (SPSS).

RESULTADOS

Carbono orgánico del suelo. Con la explotación minera se perdió más del 99 % del COS inicial (Tabla 1); sin embargo a los 4 años de revegetadas las áreas con *C. equisetifolia* se produjeron incrementos significativos en el contenido de COS (p < 0.05) asociados al aporte vegetal de esta especie (Tabla 1). Este COS representó el 3.77 % del COS encontrado en el área sin explotación minera (Fig. 1).

La revegetación con *A. occidentale* a los 4 años incrementó 1.4 veces el secuestro de C con relación al suelo desnudo; aunque la cantidad de C secuestrada no difirió significativamente (p>0.05) de la registrada con *C. equisetifolia* en el mismo tiempo de rehabilitación. A su vez este valor fue significativamente inferior con relación al C secuestrado en las áreas revegetadas con *C. equisetifolia* (Tabla 1) y correspondió al 2.38 % del COS encontrado en el área no explotada (Fig. 1).

Tabla 1. Captura de carbono en el suelo (0-20 cm) en áreas de bosque con predominio de *P. cubensis*, suelo explotado por la minería (sin revegetación) y revegetados (4 y 6 años) con *C. equisetifolia* o *A. occidentale*.

Áreas	Edad de la Plantación (años)	COS (g kg ⁻¹)	COS (Mg ha ⁻¹)	DA (Mg m ⁻³)
Bosque de <i>P. cubensis</i>	50	50.3 e	5.48 e	1.09 a
Suelo explotado por minería	-	0.5 a	0.07 a	1.49 d
<i>C. equisetifolia</i>	4	1.9 b	0.24 b	1.26 d
	6	11.1 d	1.28 d	1.15 b
<i>A. occidentale</i>	4	1.2 ab	0.16 ab	1.36 ab
	6	6.9 c	0.81 c	1.17 b

COS: carbono orgánico del suelo; DA: densidad aparente. Valores con letras iguales dentro de las columnas no difieren significativamente para p<0.05 determinado por el Test de MDS.

A los 6 años de revegetación con *C. equisetifolia*, el proceso de acumulación y de enriquecimiento en COS, produjo un incremento del C secuestrado en el suelo (Tabla 1), siendo 21.2 veces superior al encontrado en el suelo explotado por la minería. Este COS representó el 22.07 % del COS del bosque remanente tomado como referencia (Fig. 1).

El *A. occidentale*, a los 6 años ya produjo incrementos significativos del secuestro del C con relación al suelo desnudo, aunque fueron significativamente inferiores (p>0.05), a los alcanzados con *C. equisetifolia*. Este COS representó 13.72 % del COS del bosque no explotado dominado por *P. cubensis* (Fig. 1).

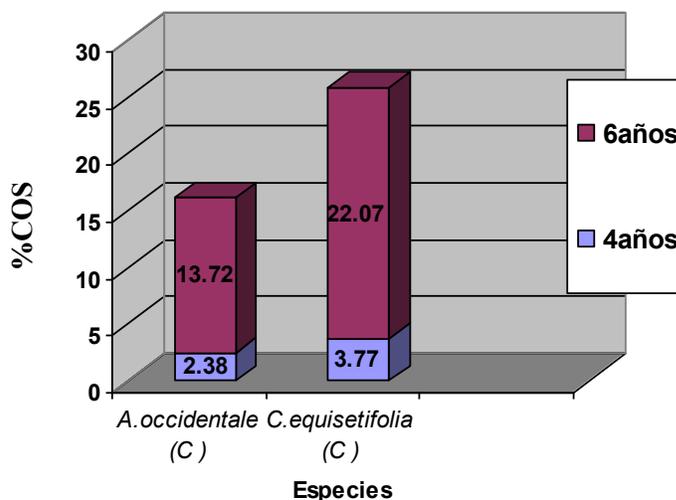


Fig. 1. Porcentaje del COS recuperado con respecto al bosque con predominio de *P. cubensis* por años de revegetación.

DISCUSIÓN

Los valores de COS para el suelo desnudo son superiores a los determinados por estimación a partir del contenido de la materia orgánica (0.02 %) para suelos sin vegetación (Rodríguez et al. 1987) y semejantes (0.5 %) a los hallados por Rodríguez y Gordienko (1999) en la propia región de Moa mediante fraccionamiento del humus. Esto señaló que el valor de la captura de COS de los suelos desnudos o conformados, que deben ser rehabilitados, es cercano al 0.5 % correspondientes a 0.07 Mg ha⁻¹.

La *C. equisetifolia* fue la especie más efectiva en la incorporación de C al suelo, es una especie de descomposición lenta debido a los altos contenidos de lignina que presentan sus hojas y ramas (Ortega, 1982), por esta razón se acumulan en la superficie y originan un mantillo bastante uniforme (cubre más del 90 %) con una altura de 5 a 7 cm y en ocasiones hasta de 10 cm, que crea condiciones para la regeneración del suelo.

En suelos sometidos a la explotación minera hay que procurar la formación de un horizonte superficial rico en materia orgánica (Varela et al. 1993) a partir del cual deben mejorar las

condiciones físicas del suelo, y con ello, protegerlo de la erosión y crear un hábitat propicio para el desarrollo de la vida microbiana.

A los 4 años de revegetadas las áreas ambas especies mejoraron propiedades físicas del suelo como la estabilidad de los agregados y la densidad aparente, así como su bioactividad (Izquierdo *et al.*, 2005).

De los resultados se estimó, que el incremento del secuestro del carbono por el suelo fue bajo en los primeros 4 años (0.17 y 0.35 g C kg⁻¹ a⁻¹) para *A. occidentale* y *C. equisetifolia* respectivamente, aumentando a valores de 2.8 y 4.6 g C kg⁻¹ a⁻¹ en los 2 últimos años para estas especies.

Esto significa que la tasa de recuperación del C por unidad de área es de 2.25 y 4.25 g C m⁻² a⁻¹ para *A. occidentale* y *C. equisetifolia* respectivamente, en los primeros 4 años y de 32.5 y 52.0 g C m⁻² a⁻¹ en los 2 últimos años de revegetación para las respectivas especies. Sin embargo, la relación de incorporación de C al suelo, entre ambas especies, se mantiene casi igual en las dos etapas de revegetación evaluadas (*C. equisetifolia* 1.8 y 1.6 veces mayor que *A. occidentale* a los 4 y 6 años de revegetación respectivamente).

El aporte de C por la hojarasca de *C. equisetifolia* fue de 13.1 Mg ha⁻¹ (a los 6 años de plantada), semejante al producido por el bosque de *P. cubensis*; mientras que para *A. occidentale* fue sólo de 3.9 Mg ha⁻¹ en el mismo tiempo de rehabilitación. Sin embargo, la mineralización del C fue de 3 y 10 % para *C. equisetifolia* y *A. occidentale*, respectivamente y el balance entre el aporte y la mineralización para *C. equisetifolia* mostró una tendencia hacia la acumulación del C con esta especie (Rodríguez y Hernández, 2005).

Los incrementos del C fijado por el suelo, debido a la revegetación con las especies utilizadas en las fases iniciales de la rehabilitación, son comparables a la velocidad de acumulación del humus (1 a 15 g C m⁻² a⁻¹) bajo condiciones naturales (Rozenzweig y Hillel, 2000); sin embargo, la captura de C por unidad de área se incrementó entre 12 y 14 veces para ambas especies durante los dos últimos años.

La reforestación produce grandes y positivos cambios en el almacén de C después de un período inicial de acumulación de necromasa procedente de la vegetación. En la reforestación de áreas no afectadas por minería (Paul *et al.*, 2001) encontraron relativamente pocos cambios en la estimación de COS considerando todas las profundidades del suelo analizadas (<15 g C m⁻² a⁻¹); sin embargo cuando fue incluido el C almacenado en el mantillo el incremento del C secuestrado fue de 35 a 46 g C m⁻² a⁻¹ después de la reforestación.

Los valores de secuestro del COS son muy bajos en las áreas revegetadas y para el bosque de referencia (Tabla 1) son comparables a los encontrados en otras áreas de *P. cubensis* (a diferente altitud de la propia región de Moa), los cuales presentaron valores de COS de 6.7 Mg C ha⁻¹ en el pinar ubicado a 50 m snm y de 4.1 Mg C ha⁻¹ para el situado a 10 m snm a la profundidad de 0-20 cm (Hernández *et al.* 1999).

Estas características explican, al menos en parte, los niveles bajos y las diferencias encontradas en el secuestro del C del suelo entre las áreas revegetadas por estas especies debido a la escasez del flujo vertical del C.

Los resultados resaltan la importancia de la selección apropiada de especies que pueden establecerse, crecer y colonizar suelos contaminados con metales tóxicos (Wong, 2002), o como en este caso, tolerantes a altas concentraciones de estos metales y que por su cobertura vegetal y el mantillo que generan sean capaces de propiciar el desarrollo edáfico y garantizar la captura y estabilidad del COS.

CONCLUSIONES

- ◆ La *C. equisetifolia* resultó ser más efectiva que *A. occidentale* en la incorporación de carbono al suelo en la rehabilitación de áreas afectadas por minería.
- ◆ El incremento de secuestro del C por suelo fue bajo en los primeros 4 años (0.17 y 0.35 g C kg⁻¹ a⁻¹) para *A. occidentale* y *C. equisetifolia* respectivamente y aumentó a valores de 2.85 y 4.6 g C kg⁻¹ a⁻¹ en los dos últimos años para estas especies.
- ◆ Para *A. occidentale* y *C. Equisetifolia*, el C fijado por el suelo a los 6 años de revegetadas las áreas, representó sólo el 13.72 % y 22.07 %, respectivamente del COS del bosque de *P. cubensis*.
- ◆ Las cantidades de C capturadas en el suelo respecto al suelo desnudo minero fueron de 5.48 Mg ha⁻¹ para el suelo de *P. cubensis*, y para las áreas revegetadas con *A. occidentale* y *C. equisetifolia* fueron de 0.81 y 1.28 Mg ha⁻¹ respectivamente.

Agradecimientos. Al Dr. Juan Gallardo Lancho del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (I.R.N.A) de Salamanca, España, por la revisión y sugerencias realizadas al presente manuscrito.

REFERENCIAS

- Borhidi, A. 1996. *Phytogeography and vegetation*. Ecology of Cuba. Akadémiai Kiadó, Budapest, 923 pp.
- Hernández, A., J. M. Pérez, D. Bosch, L. Rivero, E. Camacho, *et al.* 1999. Nueva versión de clasificación genética de los suelos de Cuba. *Agroinfor*, Ministerio de la Agricultura, Ciudad de La Habana, 64 pp.
- Herrero, G., F. B. Geigel, P. Herrera, N. Bruzón, N. Noda y N. Peña. 2003. *Revegetation and rehabilitation of open mined lands in Cuba*. IV Conferencia Internacional sobre ecología de serpentina. La Habana, Cuba, 21-26 de Abril.
- López A. A., M. Rodríguez y A. Cárdenas. 1994. El endemismo vegetal en Moa-Baracoa (Cuba oriental). *Fontqueria* 39: 433-473.
- Maclaren, J.P., S.J. Wakelin. 1991. Forestry and forest products as a carbon sink in New Zealand. *FRI Bulletin* No. 162 Forest Research Institute, Rotorua, New Zealand.
- Nilsson, S., W. Schopfhauser, H.F. Hoen y B. Solberg. 1995. The carbon-sequestration potential of a global afforestation program. *Clim. Change*, 30: 267-293.
- Ortega, F. 1982. *La materia orgánica de los suelos y el humus de los suelos de Cuba*, Academia de Ciencias de Cuba, 129 pp.
- Paul, K. I., P.J. Poglase, J. G. Nyakuangama y P. K. Khanna. 2002. Change in soil carbon following afforestation.

- Forest Ecology and Management.
- Hernández, L., M.E. Rodríguez, I. Izquierdo y Y. Torres. 1999. Caracterización de aspectos químico-biológicos del suelo en bosques naturales y afectados por la minería en Moa, NE de Cuba. En: Informe Final del Proyecto 007 05 044 “Influencia de la actividad minera en la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas de bosque de Moa”, Instituto de Ecología y Sistemática, C. de La Habana, 50 pp.
- Izquierdo, I., M.M. Alguacil, F. Caravaca, A. Roldán y G. Hernández. 2005. Soil quality indicators in recultivated areas of the mining zone of Moa, Cuba”. *Soil Ecology Applied*. In press.
- Rodríguez, M. E., O. Mercado y M.A. Martínez. 1987. Actividad biológica y degradación del suelo en algunas áreas de la zona minera de Moa. *Rev Jardín Botánico Nacional*. Vol. VIII, N° 3.
- Rodríguez, M. E. y S. Gordienko. 1999. Características del humus en suelos afectados por la minería en Moa, Cuba. *Acta Bot. Cubana*, N° 132: 1- 4.
- Rodríguez, M.E, B. Muñoz, J. Sánchez, L. Hernández, I. Izquierdo, A. Socarrás, G. Hernández, et al. 1999. Informe Final del Proyecto 007 05 044 “Influencia de la actividad minera en la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas de bosque de Moa”, Instituto de Ecología y Sistemática, La Habana.
- Rodríguez, M.E. y G. Hernández. 2005. Balance entre el aporte y la mineralización del carbono en la rehabilitación con *Casuarina equisetifolia* y *A. occidentale* en Moa. En: Informe Final del Proyecto Ramal 035: “Ecotecnologías para la rehabilitación de áreas degradadas en Moa. Instituto de Ecología y Sistemática, La Habana, 85 pp.
- Rozenzweig, C. y D. Hillel. 2000. Soils and Global Climate Change: Challenges and Opportunities. *Soil Science*. 165: 47-56.
- Samek V. 1973. Pinares de Sierra de Nipe. Estudio sinecológico. *Serie Forestal ACC.*, La Habana N° 14: 1- 47.
- Sharpe, D.M., W.C. Johnson. 1981. Land use and carbon storage in Georgia forests. *J. Environ. Mgmt*. 12:221–233.
- Shvidenko, A., S. Nilsson, V. Roshkov. 1997. Possibilities for increased carbon sequestration through the implementation of rational forest management in Russia. *Water Air Soil Pollut*, 94:137–162.
- Turner, D.P., G.J. Koerper, M.E. Harmon, J.J. Lee. 1995. Carbon sequestration by forests of the United States: Current status and projections to the year 2040. *Tellus Ser. B*, 47: 232–239.
- Varela C., C. Vázquez, M. V. González-Sangregorio, M. C. Leirós y F. Gil-Sotres. 1993. Chemical and physical properties of opencast lignite minesoil. *Soil Science*, 156: 193-204.
- Wong H.M. 2003. Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. *Chemosfere* 50 775 –780.
- Yeomans, J.C., y J.M. Bremner. 1989. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 19: 1467-1476.