

Efecto de los cambios globales sobre el ciclo del carbono

Editores

**Fernando Ortega Sastriques
Lucas Fernández Reyes
Alejandra V. Volpedo**

Publicado por:
RED CYTED 406RT0285
“Efecto cambios globales sobre los humedales de Iberoamérica”



**PROGRAMA IBEROAMERICANO
DE CIENCIA Y TECNOLOGÍA
PARA EL DESARROLLO**

2009

Esta obra es una contribución de la Red 406RT0285 Efecto de los cambios globales sobre los humedales de Iberoamérica del Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo.

© Programa CYTED, 2009

Impreso por ...

Edición: Fernando Ortega Sastriques, Lucas Fernández y Alejandra Vanina Volpedo

ISBN: ...

Índice

Prólogo de los editores	5
El destino de las marismas y ciénagas costeras ante la acelerada elevación del nivel del mar. Fernando Ortega Sastriques	7
Efectos del cambio en el uso de la tierra en humedales sobre el balance de carbono: el caso de plantaciones forestales en el Bajo Delta del Río Paraná (Argentina). Patricia Kandus, Ricardo Vicari, Paula Pratolongo y Mariana Burghi	21
Estimación del valor económico de la fijación de carbono en el Parque Nacional Laguna de La Restinga, Isla de Margarita, Venezuela. Martín Rada y Joaquín Buitrago	36
Estimación de reservas de carbono de los suelos minerales de Cuba. Parte I. Estimación puntual a partir de perfiles de suelos. Daniel Ponce de León y Fernando Ortega Sastriques	50
Estimación de reservas de carbono de los suelos minerales de Cuba. Parte II. Estimación espacial y pérdidas de carbono por el uso agrícola. Daniel Ponce de León y Fernando Ortega Sastriques	75
Uso de información secundaria en la estimación espacial de la reserva de carbono orgánico del suelo. Daniel Ponce de León, Jorge Díaz y Fernando Ortega Sastriques	90
Metodología para establecer la línea base de retención de carbono en las Empresas Forestales Integrales de Cuba. Alicia Mercadet Portillo y Arnaldo Álvarez Brito	104
Respuesta adaptativa de tres especies forestales arbóreas tropicales de zonas montañosas, al efecto invernadero. Orlidia Hechavarría Kindelán y Arnaldo Álvarez Brito	115
Cambio climático y el Sector Forestal cubano: Segunda aproximación. Arnaldo Álvarez Brito, Alicia Mercadet Portillo, Elsa Cordero Miranda, Osiris Ortiz Álvarez, Andrés Hernández Riquelme, Liliana Caballero Landin, Leufrido Yero Valdés, Arlety Ajete Hernández, José Luis Rodríguez Sosa	123
Cuantificación del carbono capturado por plantaciones de <i>Pinus</i> en Viñales, Pinar del Río, Cuba. Marta Bonilla Vichot, Marisela Frías Tamayo y Ángel Zaldívar Solís	133

PRÓLOGO

Entre las múltiples funciones de la cobertura vegetal de los humedales se encuentra la de sumidero de gases de efecto invernadero. En este sentido el IPCC ha indicado que el secuestro de carbono por las plantas es una alternativa de bajo costo para reducir el contenido de CO₂ atmosférico. La posibilidad de reducir las emisiones de gases de efecto invernadero mediante la actividad forestal y su potencial para aumentar el secuestro de carbono aumenta el valor agregado y la importancia en sí de este sector.

La Red "*Efecto de los Cambios globales sobre los humedales de Iberoamérica*", como parte de las iniciativas del **Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo (CYTED)**, ha promovido la cooperación, el intercambio de experiencias y la difusión de conocimientos entre especialistas iberoamericanos acerca del efecto de los Cambios Globales sobre los humedales.

Una expresión palpable de los logros alcanzados es la publicación de este libro dedicado a la línea temática No 2 "Secuestro de carbono por diferentes tipos de cobertura vegetal", que hoy ponemos a disposición de la comunidad de investigadores, gestores, decisores y público en general vinculados al tema del carbono.

En el presente libro se presentan los resultados de las investigaciones realizadas en diferentes países de Iberoamérica en materia de captura de carbono por diferentes ambientes. En particular se abordan los siguientes aspectos:

- las marismas y ciénagas costeras y la inminente amenaza de la acelerada elevación del nivel del mar;
- el valor económico de la fijación de carbono en ecosistemas marinos;
- el efecto del cambio en el uso de la tierra sobre el balance de carbono en humedales;
- los métodos para la estimación de reservas de carbono de los suelos minerales;
- las respuestas adaptativas de los ecosistemas forestales al cambio climático;
- la cuantificación del carbono capturado por diferentes formaciones vegetales.

Pretendemos que este libro sea un vehículo apropiado para canalizar y difundir los resultados de las investigaciones que en nuestra región desarrollan un creciente número de interesados en la materia.

Los editores agradecen a los autores quienes con sus contribuciones han permitido concretar este aporte al conocimiento en materia de secuestro de carbono en diferentes ecosistemas.

Dr. Fernando Ortega Sastriquez

Dr. Lucas Fernández Reyes

Dra. Alejandra Volpedo

EL DESTINO DE LAS MARISMAS Y CIÉNAGAS COSTERAS ANTE LA ACELERADA ELEVACIÓN DEL NIVEL DEL MAR

The fate of coastal marshes and bogs in face of the rapidly sea-level rise

Fernando Ortega Sastriques
Universidad Agraria de La Habana
E-mail: ortega@enet.cu

RESUMEN

Las marismas y ciénagas costeras sufrirán cambios dramáticos y hasta podrán desaparecer ante la anunciada rápida elevación del nivel del mar. En este trabajo se resaltan los factores que rigen estos cambios, como: la erosión costera descrita por la Regla de Bruun; la conservación de la cresta litoral por la acción del oleaje (modelo Rollover); la acreción de las ciénagas por la sedimentación de materiales aluviales, precipitación de carbonatos y formación de turba.

El uso racional de las ciénagas, la construcción de diques, la conservación de los manglares, la regulación hidráulica y otros tipos de intervención humana podrían dirigir el destino de las marismas y ciénagas costeras hacia una meta adecuada, pero esas medidas deben estar basadas sobre un profundo conocimiento de los procesos e interacciones entre los factores actuantes en estos sistemas. Estos conocimientos esenciales sólo se pueden adquirir a través de investigaciones interdisciplinarias y la colaboración internacional.

Palabras claves: ciénagas costeras, transgresión marina, erosión costera, acreción

ABSTRACT

Coastal marshes and bogs will dramatically change or even disappear with the rapidly sea-level rise that has been predicted. The factors determining these changes are highlighted in this paper, especially the coastal erosion described by Bruun's Rule, the preservation of the coastal crest by the action of waves (Rollover model), bog accretion by sedimentation of alluvial materials, carbonate precipitation and peat formation.

The fate of coastal bogs and marshes will depend on rational human intervention with a rational use of swamps, building of dikes, mangrove preservation and hydraulic regulation, among other things, but these measures must be based on a deep understanding of the processes and interactions of the factors acting in these systems. This essential knowledge can be acquired only by international interdisciplinary research.

Key words: coastal marshes, sea transgression, coastal erosion, accretion

INTRODUCCIÓN

Las biotas de las ciénagas costeras son capaces de atrapar considerables cantidades de dióxido de carbono atmosférico (20-40 tC·ha⁻¹·año⁻¹; Hernández, 2006), una parte importante de la materia orgánica sintetizada cae en el agua donde se transforma y conserva como turba, sapropel, gyttia, etc. (Ortega, 1980). De esta manera grandes cantidades de carbono son sustraídas del ciclo biológico de manera permanente. En las ciénagas costeras cubanas se estima que se encuentra inmovilizado unas 420 Mt de carbono (Ortega *et al.*, 2002), equivalente al 25% de las emisiones conjuntas anuales de todos los ecosistemas terrestres del Planeta.

Ya nadie pone en duda que una de las consecuencias del calentamiento global del Planeta es la elevación del nivel del mar, sólo se discute la magnitud y plazos de esa elevación.

Una gran parte de las ciénagas de Iberoamérica se encuentra en la zona costera con cotas inferiores a la de los pronósticos de ascenso del nivel del mar. Es de presumir, por tanto, que estos ecosistemas sufran cambios radicales en un futuro inmediato.

Es muy probable que la mayor parte de las biotas logren mantenerse migrando hacia tierra firme, que se irá empantanando, a medida que el mar se eleve, siempre que la topografía del terreno lo permita y que la fragmentación del paisaje con obras ingenieras no cree obstáculos insuperables para algunas de las especies. Se han desarrollado modelos para predecir la migración de las biotas (por ejemplo: Doyle, 2003; Doyle y Krauss, 2006). Si el problema se limitara al desplazamiento de los ecotopos tierra adentro, el daño mayor sería una pérdida limitada de tierras agrícolas bajas.

Pero el peligro mayor radica en que la elevación del mar rompe el equilibrio dinámico de los sedimentos costeros, se debe establecer un nuevo perfil de equilibrio que por lo general se traduce en la erosión de la línea de costa por el oleaje con el traslado de los sedimentos hacia el mar somero. Se puede pensar que ocurrirá la erosión de los sedimentos de las ciénagas costeras; una enorme masa de material orgánico podrá ingresar en las aguas de la plataforma, alterando a la biota marina debido al aumento de la turbidez, sedimentación de partículas sobre la flora y fauna bentónicas, aumento de la demanda de oxígeno, etcétera. La mineralización de esa materia orgánica en el mar hará ingresar cantidades suplementarias de dióxido de carbono en la atmósfera, reforzando el efecto invernadero. Es un cuadro apocalíptico.

Las visiones más pesimistas, que se han establecido comparando los niveles hipsométricos de las ciénagas costeras y deltaicas contra los pronósticos de los niveles del mar, señalan la posibilidad de una gran transgresión marina que, por ejemplo, en el caso de Cuba, cubrirá unos 5000 km² (Mercadet *et al.*, 2006); en los Estados Unidos se ha considerado la pérdida del 17% de los humedales por esta causa (Titus, 1998).

Los pronósticos que se basen sólo en la hipsometría pueden considerarse incompletos, pues se obvian tanto el avance suplementario debido a la erosión costera como la acreción de las ciénagas costeras y deltaicas.

Antes de discutir este tema, parece necesario definir tres términos del idioma español que hacen referencia a estos humedales semiterrestres:

- *Marismas*: Son tierras bajas costeras que se inundan por el mar en cada pleamar.
- *Pantanos*: Son depresiones del terreno donde se acumula agua somera de manera temporal o permanente.
- *Ciénagas*: Son terrenos pantanosos donde se acumulan sedimentos, minerales, en especial, arcillas, limos y carbonatos (cieno), así como orgánicos (turbas, sapropel, gyttia). El mar sólo logra cubrir a las ciénagas de manera temporal ante eventos extraordinarios como ciclones, tormentas o mar de leva.

- *Ciénaga litoral o costera*: Se desarrolla en el terreno depresional (pantano) entre la tierra firme y la línea costera, detrás de una barra o cresta litoral. Esta cresta puede ser originada por el transporte y deposición de materiales minerales (arena, cieno) en la orilla por el oleaje, por la deposición de estos materiales por las corrientes marinas paralelas a la costa (por ejemplo los tibaracones), o por formaciones subacuáticas (como barreras coralinas) elevadas por movimientos neotectónicos.
- *Ciénagas deltaicas*: Se desarrollan en las depresiones interiores de las islas deltaicas. Estas islas están bordeadas por los diques o barras formados por los materiales depositados por los ríos a ambos lados de su cauce, generalmente materiales arenosos o limosos.

LA ACRECIÓN

En las ciénagas deltaicas

Las corrientes fluviales acarrearán sólidos en suspensión; estos materiales se van depositando según su textura, o grosor a medida que la corriente pierde fuerza al llegar a los terrenos bajos y ponerse en contacto con las aguas del mar. Los materiales más groseros (arenas y limos) precipitan a los costados de la corriente formando bancos o barras laterales, mientras que las arcillas son depositadas en la plataforma marina.

Cuando ocurren avenidas extraordinarias, que es cuando las corrientes transportan mayor cantidad de materiales en suspensión, las aguas fluviales cubren a las islas deltaicas, quedando una parte de ellas atrapada en los numerosos pantanos insulares del delta donde, al evaporarse, precipitan las arcillas que se mantenían suspendidas.

El proceso continuo de formación de bancos laterales y la repetición de las inundaciones fluviales y sedimentación elevan continuamente el nivel de las islas deltaicas y el crecimiento de los deltas, hasta su conversión en tierra firme.

En las ciénagas litorales

En estas ciénagas, donde la influencia fluvial es inexistente o mínima, la llegada de sedimentos desde tierra firme se reduce, si acaso, a sedimentos coluviales en las fases iniciales de formación de la ciénaga o durante grandes inundaciones en las tierras más altas provocadas por eventos extraordinarios. Sin embargo, en esas depresiones pantanosas ocurren otros procesos de acreción; estos son:

- Sedimentación de carbonatos.
- Formación de turbas.
- Deposición de sedimentos marinos (fundamentalmente limos) durante eventos extraordinarios (tormentas, mar de leva)

Los dos primeros procesos también ocurren en las ciénagas deltaicas.

En las marismas

Al igual que en las ciénagas costeras, en las marismas no hay sedimentación fluvial, a no ser que se trate de marismas deltaicas o estuarinas. La precipitación de carbonatos y la formación de turba son limitadas. Esto se debe a que durante la bajamar la totalidad de los elementos solubles y la mayor parte de los materiales orgánicos disgregados (particulados) son acarreados al mar a través de los numerosos canales de marea. Por esta causa, la acumulación de materia orgánica en la superficie de las marismas es muy limitada; sólo tiene cierta importancia el aporte de la biomasa radical subaérea de *Rhizophora mangle* y *Avicennia germinans* (especies predominantes en las marismas), la cual supera los 2.5 kg·m⁻² (Hernández, 2006), de ellas sólo cerca de la tercera parte son raíces vivas, lo que indica una alta tasa de renovación. El aporte de materia orgánica por parte de las raíces es un factor a tomar en cuenta en la acreción de las marismas, a

pesar del consumo que hace la fauna, en especial los cangrejos, de estos restos vegetales (Mancuccini *et al.*, 2003).

La principal fuente de sedimentos de las marismas son los escasos coluvios que puedan llegar desde tierra firme y los materiales, en especial limos, que el oleaje pueda acarrear desde la plataforma durante la pleamar.

La importancia relativa de estos mecanismos de acreción en los diferentes tipos de humedales vistos se resume en la Tabla 1.

Tabla 1. Tipos de sedimentos que se acumulan en los diferentes humedales semiterrestres (escala relativa del 0 al 3)

Tipo de humedal	Tipos de sedimentos predominantes				
	Turbas	CaCO ₃	Aluvios	Coluvios	Sedimentos marinos
Marisma Costera	0	0	0	1	1
Marisma deltaica	0	0	2	0	0
Ciénaga deltaica	2	2	3	0	0
Ciénaga costera	2	3	0	1	2
Ciénaga cost. ácida	3	0	0	1	2

SEDIMENTACIÓN EN LAS CIÉNAGAS COSTERAS

Del acápite anterior queda claro que en las ciénagas costeras la acreción se debe a la sedimentación de carbonatos y turba; en las ciénagas deltaicas los sedimentos aluviales tienen gran importancia y suplementan a los dos procesos anteriores; en las marismas, como ya se vio, la acreción es más limitada. A continuación se expone las condiciones de sedimentación de los dos primeros materiales.

Los carbonatos

A las ciénagas costeras, que reciben las aguas de territorios cársticos o con rocas ricas en calcio, llegan aguas duras, cargadas de bicarbonato de calcio y algo de magnesio. Al entrar esta agua bicarbonatada con el agua salobre o salina de las ciénagas costeras se sobresaturan precipitando los carbonatos. Esta precipitación puede ocurrir en el frente de contacto de ambos tipos de agua, frente visible como una banda blanca en las fotografías aéreas de los herbazales de las ciénagas costeras; es el caso del gran humedal de la Ciénaga Occidental de Zapata. La banda de sedimentación cambia de sitio de acuerdo a la intensidad del flujo de agua bicarbonatada que llega desde el paisaje geoquímico superior.

La sobresaturación del agua bicarbonatada también se produce al elevarse la concentración de la solución a medida que el agua se va evaporando en los pantanos costeros y deltaicos.

Una parte de las aguas bicarbonatadas puede alcanzar el mar donde coagula el carbonato de calcio. Estos materiales, fruto de una reacción química, tienen dimensiones coloidales que pueden precipitar como un gel, formando un cieno pegajoso difícil de dispersar y mover por el oleaje y las corrientes litorales, pero que puede ser erosionado por el oleaje; este es el caso de la Ciénaga Sur de La Habana (Ortega, 1974).

En las aguas tranquilas de las bahías o “lagoons” estos carbonatos recién coagulados pueden mantenerse altamente dispersos en colchones sueltos incapaces de sostener el peso de una persona; es el caso de la Bahía de Santa Clara, frente al Municipio Martí, Matanzas, Cuba (Ortega y Zhuravliova, 2000).

En las cercanías de las costas cenagosas se acumula esta masa coloidal más o menos disgregada la cual se mezcla con otros sedimentos de la plataforma; en el caso de la plataforma sur de Cuba, se puede mezclar con arenas oolíticas, que en estos momentos precipitan en las aguas someras de la extensa plataforma del sur de la Isla (Pavlidis *et al.*, 1973). El oleaje y las corrientes costeras redistribuyen estos materiales y una parte es depositada en la orilla formando una cresta o barra tras la cual se acumula el agua que escurre desde las tierras altas formando una laguna o un pantano donde se acumulan sedimentos minerales y orgánicos.

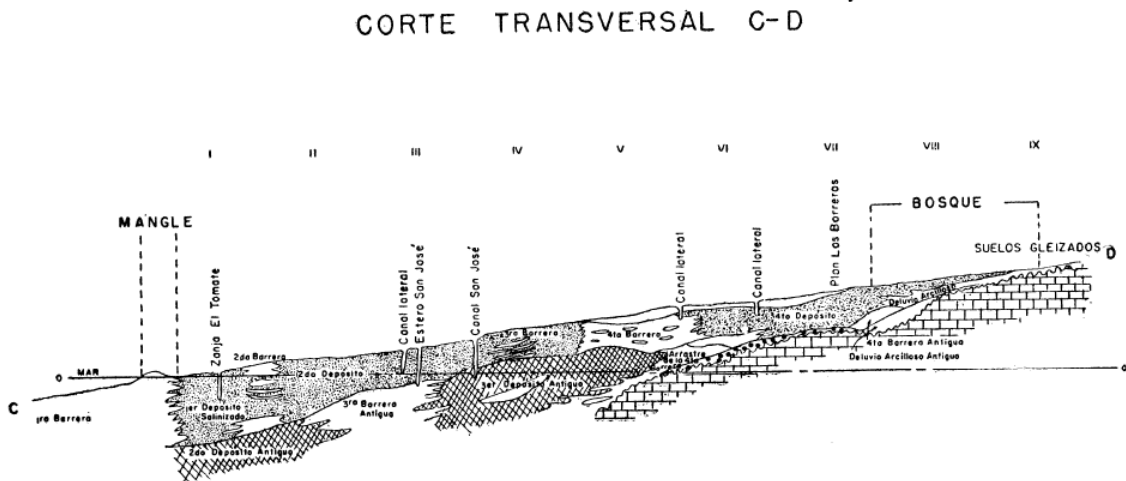


Figura 1 Corte transversal de la Ciénaga Sudeste de La Habana, al oeste de Playa Tasajeras. Observar que la cresta costera y el depósito de turba tras la misma se han alzado simultáneamente por unos 2 metros, interdigitándose. (Ortega *et al.*, 1974)

Durante las tormentas y huracanes el nivel del mar suele superar el nivel de la cresta costera provocando la penetración del mar sobre los pantanos y las ciénagas costeras; en tales circunstancias puede ocurrir la redeposición de parte de los materiales de la cresta sobre los sedimentos acumulados tras ella o en la laguna interior, así como la deposición de otros materiales que el oleaje tenga acarreado desde el fondo de la plataforma. Estos procesos de acarreo se revelan por la interdigitación de sedimentos de diverso origen que se observa en las secciones verticales en los bordes de las crestas (Figura 1).

En las costas donde no existan suficientes sedimentos someros fáciles de transportar por el oleaje se hace más difícil la formación de la cresta costera, en estos litorales predominan las marismas en lugar de las ciénagas y pantanos.

La formación de turbas

La primera premisa para que se forme la turba es que exista una vegetación capaz de aportar una buena cantidad de residuos orgánicos en la superficie. La vegetación herbácea es la que mayor cantidad de residuos aporta anualmente.

Resulta necesario que no exista la posibilidad de que esos materiales sean removidos del lugar por las corrientes de agua, por eso se puede formar la turba en los pantanos pero no en las marismas. Por ese mismo motivo los manglares de la línea de costa no pueden formar turba ya que los detritos son acarreados casi de inmediato fuera del sistema.

En los lugares donde la profundidad media de la lámina de agua sea tal que no permita el enraizamiento de la vegetación herbácea la formación de turba se ve limitada. Los posibles aportes de la vegetación flotante, además de ser más escasos, en su mayor parte

flotan, por lo que pueden salir del sistema arrastrados por las corrientes de agua, o se descomponen en las capas superficiales del agua, donde es más elevada la concentración de oxígeno que permite una mayor actividad biológica.

La segunda premisa para la formación de turba es que los restos vegetales deben acumularse en el agua. Para que se forme la turba es imprescindible la anaerobiosis, esta se logra sólo si los restos vegetales se mantienen saturados de agua estancada gran parte del año. Si la altura de los restos vegetales supera el nivel medio de la lámina de agua, estos quedarán expuestos al oxígeno atmosférico con lo que se producirá su mineralización.

Por lo anterior, se comprende que la profundidad de las turberas de las ciénagas del trópico no debe superar los 50 o 70 cm. En pantanos más profundos se encuentran espejos de agua.

No obstante, en el trópico es posible encontrar turberas más profundas, esto se explica por el sincronismo de la formación de turba con un hundimiento tectónico del terreno o por la elevación del nivel del mar, como es el caso de la Ciénaga de Zapata, situada en un graben (Ortega *et al.*, 1974; Iturralde, 1977).

Las turberas altas de *Sphagnum*, que pueden formarse por encima del nivel medio de la lámina de agua, son propias de climas más fríos, por lo que no se tratarán en el presente trabajo; aunque en Cuba existe un reporte de este tipo de turbera en la Sierra Maestra (Lvov, 1967).

La mayor parte de las ciénagas litorales cubanas se encuentran en paisajes subordinados a terrenos cársticos, por lo que reciben aguas duras bicarbonatadas, de manera que la turbificación ocurre en un medio carbonatado, casi siempre con algún grado de salinidad debido a las intermitentes penetraciones del mar. Por esta causa los protones que se generan durante la descomposición parcial de los restos vegetales se neutralizan y la reacción del medio se mantiene neutra o incluso algo alcalina.

Los pantanos costeros que no están subordinados a paisajes cársticos reciben aguas poco mineralizadas, la acidez generada por los procesos de degradación de la materia orgánica y por los procesos oxido-reductores, sobre todo del azufre, no puede ser neutralizada y el pH desciende, incluso de forma drástica.

A diferencia del proceso de turbificación de las turberas neutras o alcalinas, donde la celulosa se llega a descomponer, preservándose principalmente los tejidos más lignificados; en las turberas ácidas la celulosa se conserva; son dos procesos de turbificación diferentes que originan turbas de distinta calidad, se generan paisajes geoquímicos diferentes lo cual se debe reflejar en un distinto comportamiento de los elementos migrantes y en peculiaridades de la vegetación.

En Cuba tenemos turberas ácidas en el sur de Pinar del Río (Hernández *et al.*, 2006), en y en la costa norte de Villa Clara. Existen ciénagas ácidas en las costas de la parte norte de la Isla de la Juventud, donde no se acumula turba; es posible que por la pobreza del entorno, los suelos de estos humedales ácidos se clasificaron como gley (Obregón, 1974).

A pesar de la importancia que reviste el conocimiento de la reacción del medio, para poder entender el funcionamiento de los ecosistemas de ciénaga y poder diseñar sistemas de mejoramiento y uso del territorio y de la turba, es un factor que se ha soslayado en la literatura nacional.

POSIBLES DESTINOS DE LOS HUMEDALES COSTEROS DEL TRÓPICO

La supervivencia de estos sistemas ante la inevitable elevación del nivel del mar depende de dos factores: a) la capacidad de migrar (aspecto ya visto) y b) la velocidad de acreción. La primera podría salvar estos ecosistemas, pero a costa de la invasión de tierras más altas.

El desplazamiento de la línea de costa hacia el interior del país, además de la pérdida de tierra firme, podrá transformar las ciénagas en marismas a causa de la destrucción de las crestas costeras y los bancos fluviales.

La acreción podría mantener la línea de costa en una posición cercana a la actual y evitar cambios profundos en la composición florística de las ciénagas, pero en este caso también la vegetación de la ciénaga podrá expandirse hacia tierra firme, con lo que aumentará el área que ocupan estos ecosistemas.

Para que ocurra esto último, es necesario que la velocidad de ascenso del mar no supere la velocidad de acreción. Se debe analizar las posibilidades de que así sea.

El destino de las marismas

En la mayor parte de los casos, la acreción es muy limitada y no ejercerá un papel importante en el destino del sistema.

La elevación del nivel del mar hará que aumente el volumen de agua que penetra en cada pleamar. El desagüe de ese caudal de agua ocurre, en lo esencial, a través de múltiples canales de marea. Aumentará la velocidad del flujo que circula por esos canales y por tanto la fuerza erosiva de esas corrientes.

En los ecosistemas menos antropizados, las orillas de los canales de marea se encuentran protegidas por las raíces del bosque de manglar, en ellos la erosión será moderada. Sin esa protección los canales de marea aumentarán su ancho y, aún peor, podrán formarse cárcavas perpendiculares a ellos.

La tala es el factor principal que ha reducido la vegetación arbórea protectora de esos canales, pero se ha constatado que el tránsito frecuente de embarcaciones favorece la erosión de las orillas y la degradación de la vegetación que en ellas crece (Castillo *et al.*, 2000).

La erosión de las marismas puede acelerarse por la degradación del manglar a causa de cambios ambientales, en especial por la reducción del flujo de agua dulce proveniente del interior del país (Boivin *et al.*, 1986) ya sea por sequías persistentes o por la retención del agua dulce en los embalses o por su consumo.

La única posibilidad técnica de atenuar los efectos de la elevación del mar sería la construcción de diques con obras reguladoras del flujo de agua, de manera de evitar la entrada de la marea alta y poder aprovechar la marea baja para desaguar el sistema. El alto costo de estas obras y su fragilidad ante los embates de los eventos extremos no justifican su construcción a no ser para salvar zonas de alto valor económico, como se ha hecho en los Países Bajos.

Si se construyera sólo el dique de contención sin las obras reguladoras del nivel de la lámina de agua en el pantano creado por el propio dique, no se evitaría que el empantanamiento avance sobre la tierra seca, es más, la obra aceleraría ese proceso e incluso podría favorecer la salinización de las tierras bajas.

Por otra parte, se debe considerar que las obras necesarias para evitar la entrada del mar, con o sin obras reguladoras del nivel de la lámina de agua, transformarán de forma radical el régimen hidrológico que a su vez producirá cambios en la composición florística de la vegetación de la marisma, que se transforma en ciénaga o en un espejo de agua poco profundo.

El destino de las ciénagas deltaicas

En las islas deltaicas funcionan tres tipos de acreción: sedimentación de aluvios; sedimentación de carbonatos; formación de turba. En cada isla deltaica, los tres tipos de acreción sólo funcionarán hasta que la depresión central de la isla no este colmatada. Para evitar el avance del mar es necesario que la cota superior del dique aluvial continúe elevándose con mayor o igual velocidad que la elevación del nivel del mar.

La elevación continua de los diques de las islas deltaicas es un proceso natural. Este proceso se ha visto acelerado en el último siglo por el aumento de la erosión en las tierras altas debido a la agricultura, con lo que ha aumentado la carga transportada y depositada por la mayoría de los ríos del mundo, produciendo el crecimiento de los deltas. Por el contrario, el embalse de los ríos y otros tipos de obras reguladoras de los caudales fluviales disminuyen de manera drástica la cantidad de materiales acarreados; puede ocurrir que la capacidad de remoción marina de sedimentos por las corrientes marinas supere la capacidad de acarreo fluvial de sedimentos hacia el delta, lo que trae como consecuencia la destrucción paulatina del delta, como es el caso del delta del Ebro en España (Enciclopedia Libre Universal, 2006).

Por lo anterior, se puede augurar que las ciénagas deltaicas de los grandes ríos sobrevivirán a la elevación del nivel del mar, mientras que los deltas de los ríos cuyas aguas hayan sido represadas y reguladas corren el riesgo de quedar sumergidos. En Cuba, la Ciénaga de Birama, que ocupa el delta del río Cauto, está encaminada a desaparecer.

La construcción de diques de contención en las ciénagas deltaicas es una obra aún más costosa y problemática que el caso de las marismas, pues en lugar de necesitar un dique o cordón a lo largo de la costa, sería necesario hacer diques perimetrales en muchas de las islas del delta; también se debe tener en cuenta la fragilidad de estos diques ante los embates de posibles grandes avenidas de los ríos.

Al llegar al delta, los ríos se dividen en diferentes brazos, el caudal de la corriente en algunos de los cauces va disminuyendo hasta que quedan abandonados. La elevación de los diques fluviales paralelos a la corriente ocurre solamente a lo largo de los cauces activos; algunas de las islas del delta pueden estar bordeadas por cauces fósiles; por esta causa al elevarse el mar la acreción simultánea del delta no será general y se perderán territorios incluso en los deltas donde los ríos descarguen importantes cantidades de sedimentos.

La construcción de diques localizados puede ser un remedio para salvar algunas de las islas deltaicas más importantes; es una solución costosa y riesgosa, baste como ejemplo la situación creada por el huracán Katrina en Nueva Orleans, ciudad situada sobre islas del delta del Mississippi.

Otra posibilidad es reforzar la acreción de los sectores priorizados del delta modificando la dirección de parte del caudal fluvial cargado de sedimentos hacia los pantanos elegidos, por medio de obras ingenieras, como diques y canales.

El destino de las ciénagas litorales

La cresta litoral

Como hemos visto, estas ciénagas se desarrollan detrás de una cresta o barra litoral formada por la acumulación de materiales traídos por el oleaje o las corrientes. En muchos casos la cresta se encuentra protegida de la erosión del propio oleaje por un doble cordón de mangle, donde *Rhizophora mangle* ocupa la pared exterior y *Avicennia germinans* el interior (Ortega, 1980).

La fuerza del oleaje es función, entre otras, de la profundidad del mar adyacente a la costa. La elevación del nivel incrementará la profundidad y, por tanto, aumentará la energía del oleaje que se abatirá sobre la cresta. Este efecto se verá reforzado por el

incremento de la fuerza de los vientos, que se pronostican más fuertes en un mundo más cálido.

El efecto del incremento del nivel del mar sobre la erosión de la orilla se ha modelado por la llamada *Regla de Bruun* (Bruun, 1962), es un modelo muy utilizado para predecir la erosión de las costas (Mehta *et al.*, 1988; Kokot *et al.*, 2004). De acuerdo a este modelo, los materiales erosionados se acumulan en el mar inmediato a la línea de costa, con lo cual éste pierde profundidad, por lo que se reduce la intensidad del oleaje y a la larga se establece una nueva situación de equilibrio, con una línea de costa desplazada hacia tierra firme.

En este modelo sólo se considera una sección transversal perpendicular a la costa, se obvia la posible remoción de los materiales erodados por corrientes paralelas a la costa o, por el contrario, la deposición de sedimentos en el lugar por el mismo tipo de corrientes. En el primer caso, se retardará el arribo o no se alcanzará un nuevo estado de equilibrio; en el segundo caso, puede, incluso, que no actúe el proceso erosivo costero.

El mar ha estado ascendiendo de manera casi continua desde el fin del Máximo Avance Glacial o Pleniglacial. En Cuba muchas ciénagas costeras han estado acrecentándose sincrónicamente, al menos desde hace más de 3000 años, como es el caso de la Ciénaga de Zapata en Cuba Occidental (NEDECO, 1959).

Si consideramos a la curva de ascenso de nivel del mar de Barbados (Fairbanks, 1989) adecuada para la costa sudoccidental de Cuba, se puede calcular a partir de la descripción de la Ciénaga Sudeste de La Habana (Figura. 1; Ortega *et al.*, 1974) que la cresta de este litoral no se ha desplazado en los últimos 2000 años mientras se elevaba a una velocidad de $1 \text{ mm}\cdot\text{año}^{-1}$, al igual que la turbera detrás de ella. Esto significa que no actuó la Regla de Bruun, aunque por desgracia se puede constatar que en muchos sectores de la muy antropizada costa sur de La Habana ha comenzado a actuar en los últimos tiempos.

Existe un modelo alternativo sobre la acción del oleaje en las costas bajas, conocido como *Shoreface Translation Model* (Cowell *et al.*, 1992) o *Modelo Rollover* (Kench y Cowell, 2001, Ortega y Ponce de León, 2007). Dean (1987) explicó que las partículas de la superficie de los sedimentos, en la zona bajo la influencia del oleaje, se encuentran en un equilibrio dinámico con el movimiento del agua a una profundidad determinada; al elevarse el nivel del mar se rompe ese equilibrio y las partículas son arrastradas en dirección a la tierra, en busca de aguas menos profundas para restablecer el equilibrio perdido.

De acuerdo a este modelo, el oleaje, en lugar de erosionar la costa, deposita sobre ella materiales extraídos del fondo formando una cresta litoral y permite que ésta gane en altura de forma continua al tiempo que la desplaza ligeramente hacia el interior del país. El que el oleaje acumule materiales en la orilla o que la erosione depende de muchos factores entre los que se destacan:

- 1) la existencia de materiales sueltos en el fondo, que depende de la sedimentación en la plataforma y la fuerza y dirección de las corrientes costeras;
- 2) la vegetación de la línea costera, cuyo estado depende del aporte de agua dulce desde tierra firme, de las talas que se realicen y a más largo plazo, la velocidad del ascenso del nivel del mar.
- 3) la altura de las olas;
- 4) las modificaciones que induzcan las obras antrópicas (diques, canales, espigones, etc.) a la dirección de las corrientes, reflexión del oleaje y morfología de la línea de costa y el fondo del mar cercano a ésta.

El destino de las ciénagas litorales sólo se podrá predecir cuando se comprenda como funcionarán e interactuarán los factores mencionados anteriormente en cada localidad específica.

Hemos constatado que cuando se elimina el manglar de *R. mangle* el mar erosiona la cresta, *A. germinans* queda en la nueva orilla donde puede conservarse y proteger la costa de la erosión sólo en las que se encuentren protegidas de la acción directa del oleaje marino por la cayería externa o islas barrera (Ortega y Suárez, 1978; Ortega y Zhuravliova, 2000). El destino de la cresta costera y por tanto de toda la ciénaga litoral dependerá de la supervivencia de *R. mangle* que crece ante ella.

Tabla 2. Velocidad del ascenso del mar en el siglo XXI. Inferido del peor de los pronósticos presentados en el Panorama Ambiental de Cuba-2000 (Fernández *et al.*, 2000)

Período considerado	2010 2030	2030 2050	2050 2100
Escenario IS92a Alta sensibilidad (pronóstico máximo)			
Elevación del mar (mm)	157	185	515
Velocidad (mm·año⁻¹)	7.8	9.2	10.3
Escenario Kyoto A1 Sensibilidad media (pronóstico medio)			
Elevación del mar (mm)	72	97	286
Velocidad (mm·año⁻¹)	3.6	4.8	5.7

La supervivencia de *R. mangle* ante un mar en ascenso es un problema muy controvertido (IPCC, 2001); esta especie ha soportado bien el ascenso de 4-5 mm·año⁻¹ predominante en los últimos 60 años (Wanless *et al.*, s.f.), y se considera que soportará un ascenso del mar de 9 mm·año⁻¹, pero no soportaría 12 mm·año⁻¹ (Ellison y Stoddort, 1991). Como se puede apreciar en la Tabla 2, ni el peor de los pronósticos augura una velocidad de tal magnitud, al parecer *R. mangle* tendrá oportunidad de mantenerse en la mayor parte de las crestas litorales. Sin embargo, no se puede obviar el hecho de que esa capacidad de resistencia puede desaparecer si al estrés que provocará el ascenso acelerado del mar se le suman otros factores estresantes como: la reducción del flujo de agua dulce –que ha destruido muchos ecosistemas de manglar del África saheliana (Boivin *et al.*, 1986); la explotación forestal desmedida; el fraccionamiento del territorio; la contaminación; el uso de la zona costera en actividades económicas como la construcción de facilidades para el turismo o estanques para el desarrollo de la acuicultura sin preservar la flora litoral.

La construcción de diques o muros para proteger a estas ciénagas podría ayudar a retener la lámina de agua dulce en el interior del pantano, pero si en lugar de actuar el *Modelo Rollover* lo hacen la *Regla de Bruun* estas estructuras artificiales tarde o temprano serán barridas de manera inexorable.

Se puede favorecer el predominio del *Modelo Rollover* tomando acciones que aumenten la cantidad de sedimentos en lugares escogidos de las aguas someras litorales; esto se puede lograr con diques temporales o permanentes perpendiculares a la costa que modifiquen la dirección y fuerza de la corriente litoral.

Tanto la Regla de Bruun como el Modelo Rollover tienen expresiones matemáticas que permiten tener una idea sobre el comportamiento de los procesos de erosión o deposición en diversos escenarios climáticos y geomorfológicos, de manera que se puede hacer pronósticos aproximados de lo que podría pasar en diferentes escenarios probables.

El comportamiento de las corrientes litorales y su modificación por las construcciones ingenieras puede analizarse con modelos hidráulicos analógicos, reproduciendo la configuración o geometría de la costa. En esos modelos se puede medir la velocidad que tendrían las corrientes en diferentes lugares y situaciones de manera de poder deducir la posible capacidad de acarreo para calcular en qué lugares habrá acumulación o erosión de los sedimentos del fondo.

Lo planteado en los dos párrafos anteriores indica que se tienen herramientas para predecir, de manera aproximada, lo que ocurrirá con la cresta litoral y sobre esa base optimizar la intervención ingeniera para favorecer la conservación de la línea costera.

La acumulación de turba

A medida que asciende el nivel del mar, asciende también el nivel de la lámina de agua en el pantano tras la cresta costera. Para que la ciénaga que ocupa el pantano costero no se convierta en una laguna salobre es necesario que la velocidad de la formación de turba no sea inferior a la de la elevación del nivel del mar. Si tomamos los datos de la edad radiocarbónica de las turbas más profundas de la Ciénaga de Zapata (NEDECO, 1959), se comprueba que la turbera se elevó con una velocidad de $3.3 \text{ mm}\cdot\text{año}^{-1}$, que es apenas la tercera parte del valor de la velocidad máxima pronosticada para la elevación del mar (Tabla 1), pero es un valor comparable con el de los pronósticos medios, como el del escenario Kyoto A1 medio (Tabla 1).

La velocidad de la elevación del nivel del mar en el Mediterráneo Americano en el Holoceno Tardío se considera fue de unos $4 \text{ mm}\cdot\text{año}^{-1}$; en la Ciénaga de Zapata debió ser mayor a causa del hundimiento simultáneo del graben Zapata, sobre todo en el borde nororiental de ese graben —existen algunas evidencias de basculamiento de ese graben (Ortega *et al.*, 1974)—, precisamente en ese lugar se formó la Laguna del Tesoro por la interrupción de la turbificación, presumiblemente por la aceleración local de la elevación del nivel de la lámina de agua en el pantano. Esta interrupción ocurrió con valores de ascensión de la lámina superior a $4 \text{ mm}\cdot\text{año}^{-1}$, quizás superiores al 6; pero todo es muy impreciso dada la pobreza de datos a nuestra disposición. En realidad no se cuenta con mediciones directas de la velocidad de turbificación en las ciénagas de Cuba. Esa información es importante para poder pronosticar el destino de las mismas, aún en el caso de que se logre conservar la cresta costera; según el caso, el pantano podrá continuar siendo ciénaga o se convertirá en una laguna.

No abordaremos en esta exposición los numerosos factores que interactuando entre sí determinan la acreción por la formación de turba, tema aún más extenso que lo tratado hasta el momento. Sólo se señalará que la altura de la lámina de agua que se mantenga en el pantano es determinante para el resultado y la velocidad del proceso, y ese es un factor que es posible controlar por medio de obras ingenieras. O sea, si se lograra obtener información suficiente sobre los factores y sus interacciones que influyen en la turbificación, se tendrían bases científicas para llevar a la práctica medidas de control del régimen hidrológico del pantano para tratar de maximizar la turbificación y el secuestro de carbono. Es presumible que los trabajos y obras ingenieras que intensifiquen el secuestro de carbono puedan ser certificadas para ser ofertadas en el mercado de derechos de emisión de CO_2 , con lo que se podría lograr un beneficio económico para el financiamiento de estas costosas investigaciones y obras.

Es muy posible que se puedan emplear los conocimientos para favorecer la formación de lagunas litorales someras; este tipo de laguna brindan servicios ambientales posiblemente mucho mayores que el de las turberas.

CONCLUSIONES

El destino de las ciénagas y marismas costeras frente a la inevitable elevación del mar es incierto, pueden perderse o pueden preservarse de manera natural o favorecida por acciones conservacionistas e ingenieras. Pero cualquier intervención u obra que se realice en estos frágiles sistemas debe ser sustentada por conocimientos de la dinámica de la acreción de las ciénagas y de la erosión costera, de manera que sea posible predecir, fundamentalmente por medio de la modelación, los cambios naturales o inducidos por la intervención humana.

Para poder establecer pronósticos del destino de las ciénagas y marismas costeras es necesario recabar una amplia base de información sobre: la dinámica de las costas (morfología del fondo marino, corrientes litorales, fuentes de sedimentos); sobre los sedimentos de las marismas y pantanos costeros; sobre los procesos de acreción (velocidad de turbificación, de sedimentación de carbonatos, de aportes aluviales y coluviales).

Los cambios de la hidrología de las marismas y pantanos costeros a causa del cambio climático general, por el cambio del nivel de base al elevarse el mar y por los cambios en el uso del agua y regulación de los caudales, es vital en la modelación de la sedimentación de carbonatos, así como para la predicción de la migración y sustitución de la vegetación y, en consecuencia, la acreción en los posibles escenarios futuros.

Los cambios de la composición de las especies vegetales que crecen en estos ecosistemas y su migración a consecuencia de la elevación del nivel del mar, así como por el cambio de la hidrología y el aumento de la concentración de dióxido de carbono en la atmósfera (fertilización carbónica) son otros aspectos a tomar en consideración en el pronóstico de la acreción de las ciénagas.

Las obras protectoras y reguladoras necesarias para salvar a estos sistemas, así como las investigaciones imprescindibles, podrían financiarse, al menos en parte, con la certificación del aumento del secuestro de carbono y venta de derechos de emisión.

Dada la complejidad de las investigaciones necesarias y su alto costo, éstas deben abordarse en los marcos de un esfuerzo internacional multinstitucional.

BIBLIOGRAFÍA

- Boivin, P., J. V. Loyer, B. Mougenot, y P. Zante, 1986. Sécheresse et évolution des sédiments fluviomarins au Sénégal, pp. 43-48. En *INQUA Dakar Symposium Changements Globaux en Afrique*, ORSTOM, París.
- Bruun, P. 1962. Sea level rise as a cause of shore erosion. *Waterways and Harbours Division, ASCE*, 88, 117-130.
- Castillo, J. M., C. J. Luque, y M. E. Figueroa, 2000. Cuantificación de la erosión en los canales mareales de las marismas de Odiel (Huelva, SO España). *Cuaternario y Geomorfología*, 13(3/4): 7-16.
- Cowell, P., P. S. Roy, y R. A. Jones, 1992. Shoreface translation model: computer simulation of coastal-sand-body response to sea level rise, pp. 603-608. En *Selected papers of the MSSA/IMACS 9th Biennial conference on Modelling and simulation*. Greenmount, Australia
- Dean, R. G. 1987. Additional sediment input to the seashore region. *Shore and Beaches*, 55(3-4): 76-81.
- Doyle, T. W. 2003. *Predicting future mangrove forest migration in the Everglades under rising sea level*. USGS Home Contact Search.
- Doyle, T. W., y K. Krauss, 2006. *Predicting marsh-mangrove response and ecotone migration under altered hydrologic flow and changing sea-level across Ten Thousand Islands NWR*. South Florida Information Access.

- Ellison, C. J., y R. D. Stoddort, 1991. Mangrove ecosystem collapse during predicted sea-level rise: Holocene analogues and implications. *Coastal Research*, 7(1):151-165.
- Enciclopedia Libre Universal, 2006. *Delta (Geomorfología)*.
[http://enciclopedia.us.es/index.php/Delta_\(geomorfologÃ-a\)](http://enciclopedia.us.es/index.php/Delta_(geomorfologÃ-a))
- Fairbanks, R. G. 1989. A 17 000 year-old glacio-eustatic sea level record: influence of glacial melting rates on the Younger Dryas event and deep ocean circulation. *Nature*, 342: 637-642.
- Fernández Márquez, A., D. Fonseca Rivero, y A. Sánchez González, eds. 2000. *Panorama ambiental de Cuba, 2000*. PNUMA, CITMA, La Habana,
<http://panorama.ama.cu:80/default.htm>
- Harvey, J. G. 1976. *Atmosphere and ocean. Our fluid environments*. Progress, Moscow. 1982.
- Hernández, L. 2006. Biomasa de raíces en los manglares de Majana, pp. 98-110. En *Ecosistemas de manglar en el Archipiélago Cubano. Estudios y experiencias enfocados a su gestión*, Academia, La Habana.
- Hernández, O., E. Arias, C. García, B. Calero, A. Guzmán, y O. Pena, 2006. Evaluación de diferentes estratos orgánicos en la producción de plantas ornamentales. *CDrom II Taller de Suelos Urbanos*, INIFAT, L Habana.
- IPCC, Working Group II: Impacts, Adaptation and Vulnerability, 2001. 14.2.3. Sea-Level Rise. *Climate Change, 2001*, <http://www.ipcc.ch/>
- Iturralde Vinent, M. 1977. Los movimientos tectónicos de desarrollo platafórmico en Cuba. *Acad. Cien. Cuba, Inf. Cient. Tec.*, 20: 3-24.
- Kench, P., y P. Cowell, 2001. Erosion of low-lying reef islands. *Tiempo*, <http://www.cru.uea.ac.uk/tiempo/portal/index.htm>
- Kokot, R. R., J. O. Codignoto, y M. Elissondo, 2004. Vulnerabilidad al ascenso del nivel del mar en la costa de la provincia de Río Negro. *Rev. Asoc. Geol. Argent.* 59(3). http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_serial&pid=0004-4822&lng=pt&nrm=iso
- Lvov, Y. A. 1967. Ciénagas turberas de Cuba [en ruso]. *Izv. Akad.Nauk SSSR*, 3: 23-32.
- Mehta, A. J., R. M. Cushman, R. G. Dean, C. L. Montague, y W. R. Dally, 1988. *Workshop on sea level rise and coastal processes*. Department of Energy, Washington, DOE/NBB 086.
- Mencuccini, M., M. Huxman, y J. Cairo, 2003. *Peat formation, carbon storage and elevation processes in mangrove forests in Arica*. Gitundu, webpage: <http://www.geos.ed.ac.uk/homes/maurizio>
- Menéndez, L., J. M. Guzmán Méndez, eds. 2006. *Ecosistemas de manglar en el Archipiélago Cubano. Estudios y experiencias enfocados a su gestión*. Academia, La Habana, 329 pp.
- Mercadet, A., A. Álvarez, E. Cordero, O. Ortiz, A. Hernández, y otros, 2007. Cambio climático: estudios de impactos y mitigación en el sector forestal cubano. *Agricultura Orgánica (La Habana)*, 1: 43-45.
- NEDECO, 1959. *Reclamation of Ciénaga de Zapata (Cuba)*. La Habana.
- Obregón, A. 1974. Suelos gleyes tropicales, pp. 49-57. En *Estudio edafológico de Isla de Pinos*, Academia de Ciencias de Cuba, La Habana.
- Ortega Sastriques, F. 1980. Contribución a la clasificación de los suelos de las ciénagas cubanas. *Ciencias de la Agricultura*, 6: 63-86.
- Ortega Sastriques, F., F. Martínez, y A. Snart, 1974. Estudio preliminar de la sección Tasajeras Jaimiquí de la Ciénaga Sudeste de La Habana. *Acad. Cien. Cuba, ser. suelos*, 20: 1-22.

- Ortega Sastriques, F., D. Ponce de León, y G. Hernández, 2002. *Reserva de carbono de los suelos de Cuba (Primera aproximación)*. Centro de Antropología, La Habana, s.p.
- Ortega Sastriques, F., y D. Ponce de León, 2007. Pronóstico del efecto de los cambios globales sobre las ciénagas costeras: necesidad de un enfoque holístico. *CD-ROM del II Simposio de la Red Iberoamericana de Humedales del CYTED*, Heredia, Costa Rica.
- Ortega Sastriques, F., y M. Suárez, 1978. *Estudio de la Ciénaga Sudoeste de La Habana*. Dirección Provincial de Ganadería de La Habana, s.p.
- Ortega Sastriques, F., e I. Zhuravliova, 2000. *Archaeology of Cayo Jorajuría site, Matanzas Province, Cuba: its relation with early ceramist settlement in South Florida*. Brodward County Archaeological Society, Florida.
- Pavlidis, Y. A., A. S. Yunin, E. I. Ignatov, M. Lluís Rivera, y O. Avello Suárez, 1973. Condiciones de formación de las oolitas en regiones someras de los mares tropicales. *Acad. Cien. Cuba, ser. oceanol.*, 18: 1-18.
- Titus, J. 1998. Sea level rise. *Climate Related Impact, Newsletter*, fall, 5.
- Wantless, H R., W. Parkinson, R. W., y P. Tedesco, s.f. *Sea level control on stability of Everglades wetlands*. www.geology.iupui.edu/.../Sealevel1.htm

EFFECTOS DEL CAMBIO EN EL USO DE LA TIERRA EN HUMEDALES SOBRE EL BALANCE DE CARBONO: EL CASO DE PLANTACIONES FORESTALES EN EL BAJO DELTA DEL RÍO PARANÁ (ARGENTINA)

Consequence of wetland's land-use change on carbon budget. Case Study: forest plantations on the Parana River Lower Delta (Argentina)

Patricia Kandus¹, Ricardo Vicari¹, Paula Pratolongo^{2,3} y Mariana Burghi⁴

¹Grupo de Estudios sobre Ecología de Humedales, Departamento de Ecología Genética y Evolución, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, Argentina.

²Instituto Argentino de Oceanografía (IADO) – CONICET –Bahía Blanca, Argentina.

³Universidad Nacional del Sur – San Juan 670 (8000) Bahía Blanca, Argentina

⁴Instituto de Astronomía y Física del Espacio (IAFE)-CONICET, Ciudad Universitaria, Buenos Aires, Argentina.

E-mail: rvicari@ege.fcen.uba.ar

RESUMEN

El objetivo de este trabajo es ilustrar los efectos del reemplazo de pajonales de agua dulce por plantaciones de salicáceas sobre el balance del carbono a escalas de ecosistema y regional en el Bajo Delta del Río Paraná en la Argentina.

La biomasa y la productividad primaria aérea neta fueron estimadas para una de las principales especies forestales plantadas en el delta: *Salix babylonica* var *sacramenta*, y para las especies de pajonales mas ampliamente distribuidas en el área de Estudio: *Scirpus giganteus* y *Schoenoplectus californicus*. También se estimó el carbono orgánico del suelo. Se elaboró un mapa de las forestaciones y pajonales en base a la clasificación digital de las imágenes Landsat.

La biomasa aérea almacenada por las forestaciones es mayor que la de los pajonales (113.4 Mg.ha⁻¹ vs. aproximadamente 10 Mg.ha⁻¹), sin embargo, la acumulación de material orgánico en el suelo es diez veces mayor en los pajonales. Una gran cantidad de carbono es liberada hacia la atmósfera cuando los pajonales son convertidos en forestaciones debido al cambio de humedal a una condición terrestre.

Palabras clave: balance de carbono, humedales, pajonales mareales de agua dulce, forestación, Delta del Río Paraná

ABSTRACT

The objective of this work is to illustrate the effects on carbon budget caused by the replacement of freshwater marshes by salicaceae plantations at ecosystem and regional scales, in the Lower Delta of the Paraná River, Argentina.

Biomass and net aboveground primary productivity were estimated for one of the main species planted in the delta: *Salix babylonica* var *sacramenta* and for the dominant species of the marshes that are most widespread in the study area: *Scirpus giganteus* and *Schoenoplectus californicus*. Soil organic carbon was also estimated. Afforestation and marshes were mapped based on the digital classification of Landsat imagery. Aboveground biomass stored by afforestation is higher than by marshes (113.4 Mg.ha⁻¹ vs. around 10 Mg.ha⁻¹). Nevertheless, soil organic matter accumulation is ten-fold

higher in the marshes. A great amount of carbon is released to the atmosphere when marshes are converted to forest due to change from wetland to terrestrial condition.

Key words: carbon budget, wetlands, tidal freshwater marshes, afforestation, Paraná River Delta

TRANSFORMACIÓN DE ECOSISTEMAS Y BALANCE DE CARBONO

La mayoría de los usos de la tierra afectan a la vegetación y el suelo de los ecosistemas modificando la cantidad de carbono almacenada. Los cambios pueden ser relevantes, por ejemplo, la conversión de bosques a tierras de cultivo o la reforestación de tierras abandonadas; o pueden ser de menor conotación, como en el caso de la sustitución de animales silvestres por ganado en los pastizales naturales. Los intentos para documentar los efectos de diversos tipos de cambio en el uso de la tierra sobre el almacenaje de carbono han promovido numerosos cálculos a nivel local (Cohen *et al.*, 1996), nacional (Houghton *et al.*, 1999; Hurtt *et al.*, 2002; Houghton y Hackler, 2003), de bioma (Achard *et al.*, 2002; DeFries *et al.*, 2002) y a escala global (McGuire *et al.*, 2001; Houghton, 2003).

Se estima que, en el curso de la historia, entre 32.5 y $34.7 \cdot 10^6$ km² de terrenos con vegetación natural han sido convertidos en tierras de cultivo, lo que representa aproximadamente el 10% del total de la superficie terrestre (DeFries *et al.*, 1999). Desde el año 1700 se ha producido una pérdida neta de $11.4 \cdot 10^6$ km² de bosques y $6.7 \cdot 10^6$ km² de sabanas, pastizales y estepas (Ramankutty y Foley, 1999). El área global de humedales convertidos por las actividades humanas es poco conocida y las estimaciones están, en general, poco disponibles a nivel de los países. Las estimaciones globales varían desde 6% (Armentano y Menges, 1986) al 50% (Moser *et al.*, 1996), con la mayor parte de las conversiones en las regiones templadas y también tropicales (IPCC/UNFCCC, 1998; Brinson y Marlvárez, 2002).

Dado el creciente interés ambiental y político en el balance de carbono, sería interesante ampliar la definición de cambio en el uso de la tierra adoptada en el Protocolo de Kyoto (1997), que limita a este sector a las forestaciones, reforestaciones y deforestaciones ocurridas desde 1990 y facultan a los países miembros a elegir actividades humanas relacionadas a ellas como manejo forestal, gestión de tierras agrícolas, gestión de pastizales y revegetación de tierras, para incluir a todos los efectos humanos directos sobre el almacenamiento de carbono terrestre; es decir, diversas formas de forestación y la gestión agrícola así como las cosechas y la conversión de tierras. Esta definición ampliada sería compatible con el acuerdo de Marrakech bajo la Convención Marco sobre el Cambio Climático, que distingue entre efectos directos e indirectos de las actividades humanas sobre los stocks de carbono.

En los humedales las condiciones anaeróbicas asociadas con la inundación disminuyen las tasas de descomposición y en numerosos casos conducen a grandes acumulaciones de carbono en largas escalas temporales, incluso en sistemas de baja productividad relativa. Aunque los humedales ocupan solo entre el 4 y 6% de la superficie terrestre (0.53 a 0.57 Gha; según Matthews y Fung, 1987; Aselmann y Crutzen, 1989) ellos almacenan entre el 20 y el 25% del carbono mundial del suelo (350-535 Gt C; según Gorham, 1995). Por ejemplo, las turberas ocupan aproximadamente 3% de la superficie terrestre mundial, sin embargo, ellas contienen entre el 16 y el 33% del carbono contenido en los suelos (Maltby y Immirzi, 1993). Debido a que esta turba se ha formado durante miles de años, estas zonas representan un gran reservorio de carbono a pesar de la baja tasa de acumulación. Los estuarios y algunos suelos minerales de humedales de agua dulce también producen un secuestro de carbono como materia

orgánica del suelo, pero de forma rápida, debido a que éste es sepultado entre los sedimentos (IPCC/UNFCCC, 1998).

Como contrapartida, la descomposición en las condiciones anaeróbicas presentes en los humedales en forma permanente o por significativos períodos de tiempo, produce metano, un gas de efecto invernadero. Los humedales constituyen la fuente de emisión más grande de metano hacia la atmósfera, emiten unas $0.11 \text{ Gt}\cdot\text{año}^{-1}$ del total de $0,5$ a $0.54 \text{ Gt}\cdot\text{año}^{-1}$ (Fung *et al.*, 1991). Si se utiliza un potencial de calentamiento de 21 para el metano, la emisión de unos $1.7 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$ producirían una pérdida de CO_2 almacenado equivalente a $0.1 \text{ MgC}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ de la materia orgánica acumulada. El rango de emisiones de CH_4 desde los humedales de agua dulce varía desde 7 a $40 \text{ g de CH}_4\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$; las tasas de acumulación varían desde pequeñas pérdidas hasta un almacenaje de $0.35 \text{ tC}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ (Gorham, 1995; Tolonen y Turunen, 1996; Bergkamp y Orlando, 1999). Por lo tanto, la mayoría de los humedales de agua dulce contribuyen poco a las emisiones netas de gases de efecto invernadero (GEI) hacia la atmósfera. Dos excepciones son las turberas forestadas de montaña que pueden consumir realmente pequeñas cantidades de metano (Moosavi y Crill, 1997) y los humedales costeros, que no producen cantidades significativas de metano (Magenheimer *et al.*, 1996). A su vez, los humedales parecen emitir pequeñas cantidades de N_2O —otro GEI importante— hacia la atmósfera, excepto cuando son convertidos para usos agrícolas.

La manera de analizar, entonces, el impacto de las actividades humanas que cambian el uso de la tierra sobre los GEIs en los humedales es comparar las emisiones equivalentes de CH_4 y CO_2 .

El uso de los humedales con frecuencia involucra su conversión, no simplemente en cuanto a su cobertura sino a su funcionalidad como sistema por involucrar necesariamente obras hidráulicas. La conversión a agricultura o forestación incluye la regulación del agua en el caso del arroz o directamente el drenaje para forestación o agricultura de secano.

Los diques, zanjales de drenaje y ataja repuntes son las acciones diseñadas específicamente para secar los humedales y controlar las inundaciones en los sitios donde se planea llevar adelante una actividad productiva. Como resultado de estas acciones los humedales son modificados en una serie de características ecológicas cambiando los patrones hidrológicos normales. Los canales rectos y profundos son los métodos más comunes para producir el secado de los humedales debido a que ellos producen un escurrimiento más rápido del agua de lo que lo harían los canales menos profundos y más sinuosos. Los niveles de agua fluctúan más rápido y producen el desecamiento del humedal. En otros casos, los diques artificiales pueden bloquear el depósito sedimentario en manto reduciendo el suministro de nutrientes al humedal (Mitsh y Gosselink, 2000).

En la Tabla 1 se indican algunas de las prácticas que impactan a los humedales en relación con los procesos asociados que afectan el almacenaje de carbono y la emisión de metano. La mayor parte de las prácticas afectan las emisiones de CH_4 y CO_2 de maneras opuestas. Debido a que para la mayor parte de las regiones de la Tierra los datos del área total y del área impactada de los humedales, así como los efectos sobre los GEIs son muy poco conocidos, por esto, en la tabla 1 se indican estimaciones cualitativas y no cuantitativas para los efectos netos sobre los GEIs para las diferentes prácticas de manejo (IPCC/UNFCCC, 1998).

El drenaje de los humedales está asociado con grandes pérdidas potenciales de carbono por la oxidación de la materia orgánica que fue acumulada durante siglos o milenios. Las emisiones de metano, en cambio, se van a reducir (el drenaje puede incluso hacer consumir metano), compensando en parte las pérdidas netas de emisiones de GEIs. Para

los humedales que no tienen emisiones significativas de CH₄, como los humedales costeros, los cambios en el almacenaje de carbono van a ser muy importantes. Para muchos humedales de agua dulce, la caída en las emisiones de metano pueden equilibrar aproximadamente los cambios en el almacenaje de carbono si se mide en unidades de CO₂ equivalentes.

Tabla 1. Tasas de ganancia potencial de carbono con la conversión de humedales para la agricultura y forestación en diferentes regiones del mundo (Tomado parcialmente de IPCC/UNFCCC 1998)

Práctica	País/Región	Tasa de ganancia de C (tC·ha ⁻¹ ·año ⁻¹)	Tiempo (años)	Otros GEIs e Impactos	Fuente
Conversión para Agricultura	Desarrollados (boreal y templada)	-1 a -19 (pérdida)	D	CH ₄ (efecto neto: generalmente un incremento en las emisiones de GEI, dependiendo de la tasa inicial de emisión de CH ₄ y la tasa actual de liberación de CO ₂); pérdida de biodiversidad, incremento en inundación, disminución de la calidad de agua, incremento en la disponibilidad de alimento	a
	En vías de Desarrollo (tropical)	-0.4 a -40 (pérdida)	D		b
Conversión para Forestación	Desarrollados (boreal y templada)	-0.3 a -2.8 (pérdida)	D	CH ₄ (efecto neto: pequeño aumento o disminución en la emisión de GEIs como consecuencia de la reducción de las emisiones de CH ₄ que compensan ampliamente las pérdidas de CO ₂); pérdidas de biodiversidad, incremento en las inundaciones, disminución de la calidad de agua, incremento de la disponibilidad de alimento o productos cosechados.	c
	En vías de Desarrollo (tropical)	-0.4 a -1.9	D		d

D–Duración de la emisión de carbono almacenado mientras el carbono esté disponible para descomponerse.

a. Bergkampand y Orlando (1999)

b. Maltby e Immirzi (1993). Localmente las pérdidas de carbono pueden ser superiores a 150 tC·ha⁻¹ cuando las áreas drenadas son quemadas.

c. Armentano y Menges (1986)

d. Maltby and Immirzi (1993); Sorenson (1993). La quema puede liberar localmente 11.000 tC·ha⁻¹·año⁻¹.

A los cambios producidos por las acciones humanas directas, se suman los derivados de la variabilidad ambiental interanual y el cambio climático. Según algunos autores la dependencia que presentan los humedales con respecto al régimen hidrológico hace que estos sistemas sean sumamente vulnerables al cambio climático (IPCC, 1996b). El aumento de temperaturas, la modificación de los balances hídricos, el ascenso del nivel del mar son factores críticos que determinan la expresión espacial y propiedades de los

humedales. El incremento de las tasas de descomposición, asociado con condiciones de aerobiosis por falta de agua, puede conducir a una importante pérdida de carbono hacia la atmósfera, particularmente para las turberas del hemisferio norte (Gorham, 1995); el aumento de las temperaturas también puede producir un incremento en las emisiones de CH₄.

Por otra parte, los cambios regionales en la hidrología, causados por la alteración en el régimen de precipitaciones o de inundaciones pueden conducir a pérdidas o aumento de áreas de humedales a nivel local. También es de esperar cambios en la profundidad y extensión de la zona de congelación perpetua (permafrost) que van a alterar la extensión y dinámica de los humedales de la tundra. El aumento del nivel del mar va a producir un impacto cierto en las áreas de humedales costeros, reflejado en la pérdida de superficie por inundación y erosión.

El cálculo de los efectos de los cambios en los humedales sobre la emisión de GEIs implica contar con información sobre el área convertida por tipo de humedal junto con los cambios netos de emisiones de GEIs.

La validación de los cambios en el almacenaje de carbono mediante muestreos sobre el terreno es difícil y costosa debido al gran tamaño de los sistemas y a la dificultad física del acceso a los mismos. En este sentido, la extensión y permanencia de áreas inundadas son observables y frecuentemente cartografiables mediante el uso de los sensores remotos, en particular radares (e.g., Johnston y Barson, 1993; Pope *et al.*, 1997, Kandus *et al.*, 2001, Parmuchi *et al.*, 2002; Hess *et al.*, 2003; Kasischke *et al.*, 2003) y si bien es posible modelar la acumulación de carbono y las tasas de emisión de metano a escala local, su extensión a escala regional no resulta trivial y estos modelos están todavía en desarrollo en la mayor parte de los tipos de humedales.

Es claro en este contexto que para evaluar la magnitud e implicancias sobre los humedales de los cambios derivados de las acciones humanas y de los cambios climáticos es necesario conocer el potencial neto de captura de carbono de los humedales. Sin embargo, bajo el término de humedal están contenidos, como se mencionó previamente, una gran variedad de ecosistemas desde extensas turberas en el hemisferio norte, pantanos fluviales, lagunas someras o marismas costeras, entre otros. Todos se incluyen bajo el concepto de humedal pero cada uno de estos sistemas tiene sus características estructurales y funcionales particulares.

Para ejemplificar las características y magnitud de las alteraciones que ocurren sobre un humedal particular, presentamos a continuación un análisis de los cambios en el balance de carbono por la sustitución de un pantano mareal de agua dulce por una plantación sauces (*Salix* sp.) en terreno avenado.

EL BAJO DELTA DEL RÍO PARANÁ Y EL CONTEXTO SUDAMERICANO

Una de las características sobresalientes del continente sudamericano, a diferencia de los demás, es la enorme superficie que ocupan los humedales fluviales, con más de un millón de kilómetros cuadrados (Neiff, 1996). La mayoría de los grandes humedales en el continente conforman macrosistemas de expresión subregional o transregional asociados a las planicies de inundación de los grandes ríos como el Orinoco, el Amazonas y el Paraná. En la Argentina, cerca del 23% del territorio corresponde a humedales o al menos incluye ecosistemas de este tipo (Kandus *et al.*, en prensa), los cuales abarcan una amplia variedad de tipos (Canevari *et al.*, 1998; Malvárez, 1999; Malvárez y Bó, 2004). Dentro de éstos se destacan por su magnitud, importancia socioeconómica y biodiversidad, los sistemas fluviales asociados a la Cuenca del Paraná-Paraguay (Smith y Dumansky, 1995; Bó, 2005; Baigún y Oldani, 2005; Peteán y Cappato, 2005).

La región de islas del Bajo Delta del Río Paraná abarca aproximadamente 2700 km² que se extiende en la porción final del Río Paraná en su desembocadura en el Río de la Plata (Figura 1). El clima del lugar es subtropical húmedo con una temperatura media anual de 16.7 °C y una precipitación anual de 1073 mm, sin una estación seca marcada.

Se trata de un delta en crecimiento y la mayor parte del área comprende islas maduras con una cresta (albardón) perimetral y una porción interior deprimida cubierta por agua en forma permanente o temporaria (Iriondo y Scotta, 1979). Los albardones y el centro de la isla ocupan respectivamente el 20% y el 80% de la superficie de las islas y su elevación sobre el nivel del mar está entre 3 y 0.5 m (Bonfils, 1962).

Históricamente en los albardones se desarrollaba un bosque muy complejo, denominado localmente “Monte Blanco”, de gran riqueza de especies de linaje chaqueño y paranaense que llegaban transportadas por los ríos Paraná y Uruguay. En la porción baja del gradiente topográfico, en el interior de las islas, en cambio, dominan comunidades de herbáceas robustas de muy baja diversidad biológica. Estas macrófitas emergentes, se desarrollan en suelos saturados en forma casi permanente, son perennes y presentan un importante desarrollo vegetativo que les permiten extenderse por vastas superficies en forma casi continua.

Debido a su localización muy próxima a la ciudad de Buenos Aires, que hoy cuenta con mas de 11.5 millones de habitantes, las islas del delta tienen una larga historia de uso que se expresa, sobre todo, en las plantaciones de salicáceas (*Salix* spp. y *Populus* spp.). Estas plantaciones han reemplazado a la vegetación de los albardones y se extienden ocupando una importante proporción de los bajos del centro de las islas.

Toda la región puede clasificarse como un humedal sometido a mareas de agua dulce. Sin embargo, según Kandus *et al.* (2003) se pueden identificar dos sectores de islas, zona A y B respectivamente (Figura 1).

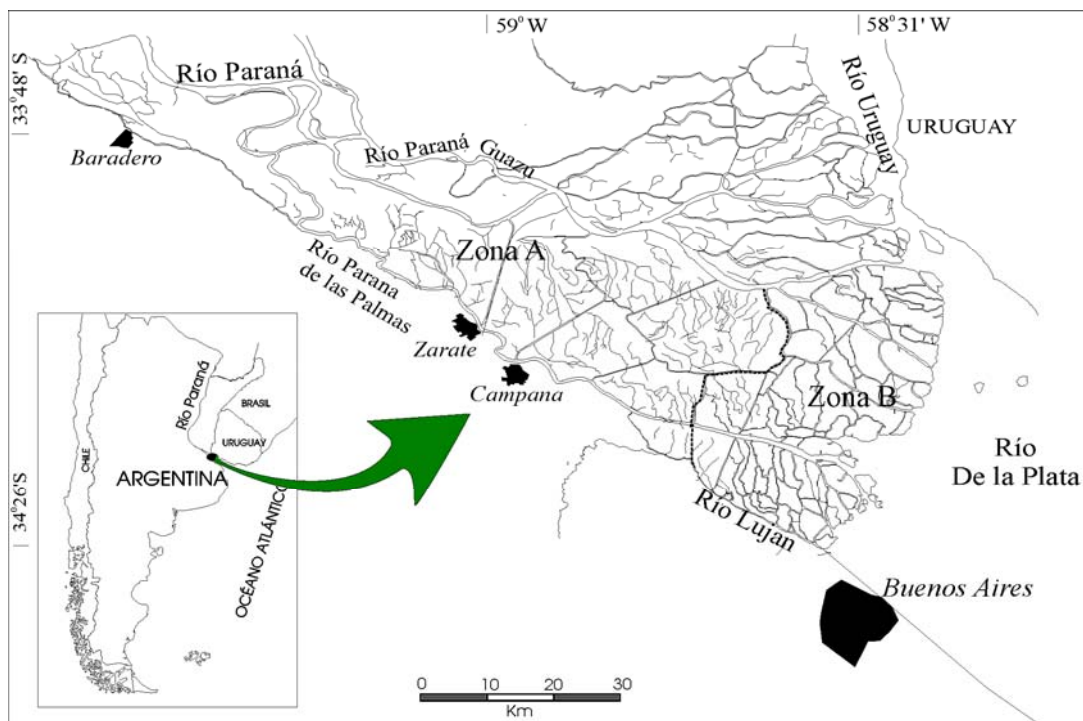


Figura 1. Islas del Bajo Delta del Río Paraná (Provincia de Buenos Aires) y su localización en Sudamérica. Las Zonas A y B según Kandus *et al.* (2003)

La zona A, está sujeta a una influencia neta del régimen del Río Paraná con un pico de descarga cercano al mes de marzo y una menor influencia del Estuario del Plata. En esta zona, las crecientes extraordinarias derivadas de los eventos de El Niño afectan de forma significativa los patrones de inundación del Río Paraná, y en consecuencia los patrones de la vegetación y las tasas de acumulación-erosión en las islas.

En los ambientes topográficamente más bajos de las islas se desarrollan comunidades dominadas por *Schoenoplectus californicus* (juncales) y las plantaciones de salicáceas se desarrollan entre diques que impiden el ingreso de las aguas de las crecientes del Paraná (Figura 2a). Las islas de la zona A, son de menor tamaño y en su interior se desarrollan pajonales de *Scirpus giganteus*. Esta zona está afectada principalmente por un régimen de mareas lunares cuya amplitud normal es de un metro y con frecuencia por mareas provocadas por vientos de cuadrante sudeste que eleven el nivel de las aguas mas de 2.5 metros. Las plantaciones en esta zona se desarrollan principalmente bajo un sistema de zanjas tendientes a facilitar el retiro de las aguas luego de producidas las mareas (Figura 2b).

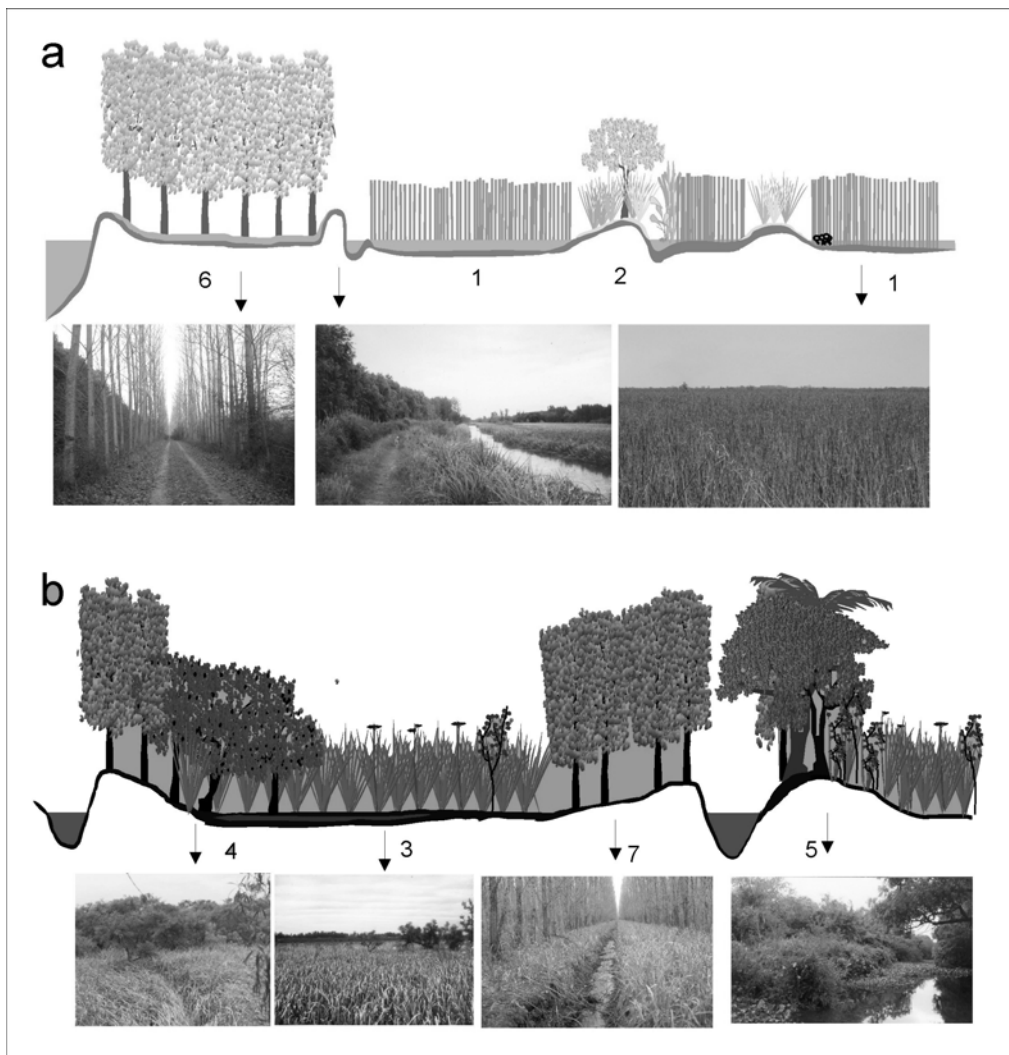


Figura 2. Perfiles de islas del Bajo Delta del Río Paraná. a) Zona A. b) Zona B. Modificados de Kandus et al 2006. 1) Juncales de *Schoenoplectus californicus*, 2) albardones de cursos internos con arbustales y pajonales, 3) pajonales de *Scirpus giganteus*, 4) bosques de ceibo (*Erithrina crista-galli*) con sotobosque de pajonal, 5) bosque secundario de albardón, 6) plantación de sauces (*Salix* spp.) dentro de diques, 7) plantaciones de sauces o álamo (*Poplar* spp.) con zanjeos.

CAMBIOS DE ALMACENAJE DE CARBONO EN EL BAJO DELTA

La comparación de las determinaciones de biomasa aérea (BA) entre las plantaciones de *S. babylonica*, y los pajonales de *Scirpus giganteus* y los juncales de *Schoenoplectus californicus*, mostraron que las forestaciones tienen diez veces más BA que los pajonales. Sin embargo, la productividad primaria aérea neta (PPAN) para ambos sistemas tiene valores similares, lo que indica que los pajonales tienen una eficiencia productiva (PPAN/BA) muy superior a las forestaciones. (Tabla 2). La BA de las plantaciones se determinó mediante las relaciones alométricas entre el diámetro de los árboles y este parámetro (Burghi, 2002), en tanto que para los pajonales y juncales se usó un método que combina la medición del crecimiento de las plantas y la cosecha (Pratolongo *et al.*, 2005).

Tabla 2: Biomasa aérea promedio (BA) ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$), productividad primaria aérea neta (PPAN) ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$), desviación estándar (DE) y relación producción/biomasa (BA/ PPAN) para la plantación de *Salix babylonica* y los pajonales de *S. giganteus* y *S. californicus* en el Bajo Delta del Río Paraná.

Ambientes	BA media \pm DE	PPAN media \pm DE	PPAN/BA
Plantación de <i>Salix babylonica</i> **	113.4	15.1	0.13
Pajonal de <i>Scirpus giganteus</i>	10.3 \pm 2.4	14.9 \pm 3.8	1.5
Juncal de <i>Schoenoplectus californicus</i>	8.8 \pm 0.6	16.5 \pm 3.5	1.9

** No corresponde indicar DS debido a que fue estimada a partir de una regresión.

Según Pratolongo (2005), aproximadamente el 65% de la BA de *Scirpus giganteus* se descompone anualmente y es probable que el resto se incorpore al perfil del suelo. En este sentido es destacable que la cantidad de materia orgánica almacenada en los primeros 75 cm de profundidad en los suelos de las plantaciones fue la mitad de la encontrada en los suelos del pajonal de *S. californicus* y unas diez veces menor que la del pajonal de *S. giganteus* (Tabla 3). Estos valores son coincidentes con los presentados por Schlesinger (1984) quien estableció que el promedio de carbono orgánico de perfiles de suelo de un metro de profundidad en humedales está alrededor de $720 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$. En consecuencia, analizado desde el punto de vista del ecosistema, la acumulación de materia orgánica en los suelos de pajonal más la acumulada en la BA de las plantas, es enorme comparada con aquella de los ambientes forestales.

Tabla 3: Materia orgánica del suelo (0-75 cm de profundidad) y materia orgánica total (incluyendo sólo la materia orgánica del suelo y la biomasa aérea) para la forestación de *Salix babylonica* y los pajonales de *Scirpus giganteus* y *Schoenoplectus californicus* en el Bajo Delta del Río Paraná.

Ambiente	MO del Suelo $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ media \pm DE	MO Total $\text{M}\cdot\text{ha}^{-1}$ media \pm DE
Forestación de <i>Salix babylonica</i>	125 \pm 50	239 \pm 26
Pajonal de <i>Scirpus giganteus</i>	1513 \pm 488	1524 \pm 490
Juncal de <i>Schoenoplectus californicus</i>	1225 \pm 294	1234 \pm 295

Es importante tener en cuenta que con el fin de tener una visión completa del intercambio neto de carbono en el ecosistema va a ser necesario estimar en futuros trabajos la biomasa subterránea tanto en los pajonales como en las forestaciones de esta región. De acuerdo con la literatura existen grandes problemas para estimar la biomasa subterránea (Kvet y Westlake, 1998). Como consecuencia de esto, en general se realizan conversiones de biomasa aérea en biomasa total y la relación entre la productividad aérea y la subterránea con frecuencia se realiza asumiendo relaciones estándar como la razón raíz/tallo (Whigham, 1978). En este sentido diferentes autores determinaron valores para esta relación en especies de pajonal (Kvet y Husák, 1978; Thompson *et al.*, 1979; Fiala, 1976) y en árboles (Mitch y Gosselink, 2000; Ritter, 2001). Utilizando los valores más conservadores de estas relaciones (0.4 para los pajonales) y los datos de la tabla 2, se estimó una biomasa subterránea de aproximadamente $4 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ para *S. giganteus* y $3.5 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ para *S. californicus*. Para el caso de los árboles los valores de biomasa subterránea pueden variar desde $11 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ hasta $43 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Estos valores analizados junto con nuestros resultados sugieren que la inclusión de la biomasa de raíces no cambiaría significativamente la tendencia de la materia orgánica total mostrada en la Tabla 3.

Cuando los pajonales o juncales son remplazados por las forestaciones, la alteración del régimen hidrológico a nivel del ecosistema produce cambios en las condiciones de aireación del suelo que transforman la reserva del carbono del suelo en una fuente de emisión (Lugo *et al.*, 1990). Además de la PPAN del sitio, cantidades significativas de carbono provenientes de distintos humedales y otros sistemas también pueden ser atrapadas y almacenadas en los sedimentos de los humedales. De esta manera las reservas de carbono del suelo pueden ser enviadas en grandes cantidades hacia la atmósfera si los niveles de agua son reducidos o las prácticas de manejo resultan en una oxidación de los suelos (Kusler, 1999). Como ya fue mencionado, los humedales de agua dulce son una fuente natural de CH_4 . La destrucción de estos sistemas mediante el drenaje o el rellenado, daría como resultado una reducción de las emisiones de CH_4 y un incremento de las emisiones de CO_2 debido al aumento de la oxidación de la materia orgánica del suelo (Moore y Knowles, 1989). La magnitud de este efecto es en gran medida una función de la temperatura del suelo y la magnitud del drenaje.

También se debe tener en cuenta en el balance neto del ecosistema que la instalación de la forestación implica la utilización de fuentes adicionales de energía fósil que produce una emisión de carbono adicional a la atmósfera, tanto durante la plantación como en el manejo y la cosecha.

Por otra parte, los cambios que pueden producirse van a ser muy diferentes si se trata de plantaciones en el interior de diques (polders) o de aquellas drenadas mediante zanjas o canales. En el primer caso (Figura 2a), la práctica conduce a un aislamiento del sistema de los ambientes circundantes, evitando, con la reducción o impedimento total de la entrada de agua, la llegada de sedimentos y nutrientes, así como el incremento de los flujos de salida hacia el estuario. Esta es la práctica más común en la Zona A (Figura 1). En el segundo caso, las zanjas y canales construidos permiten el rápido escurrimiento del agua de las inundaciones fuera del sistema, incrementando la tasa de exportación de nutrientes y la materia orgánica particulada a los ríos principales y finalmente hacia estuario del Río de La Plata. Esta práctica es típica de la zona B.

En el mapa de ambientes de la Figura 3 se muestra el área ocupada por las plantaciones, pajonales y juncales. Como ya ha sido mencionado los humedales de la zona A están dominados por juncales de *S. californicus* y los de la Zona B por pajonales de *S. giganteus*. En relación con las forestaciones de *Salix* spp., en la Zona A éstas ocupan grandes porciones de las islas, mientras que en la Zona B las parcelas son más pequeñas

y su distribución es siempre cercana a los cursos de agua aunque se extienden hacia el interior de las islas (Figura 2).

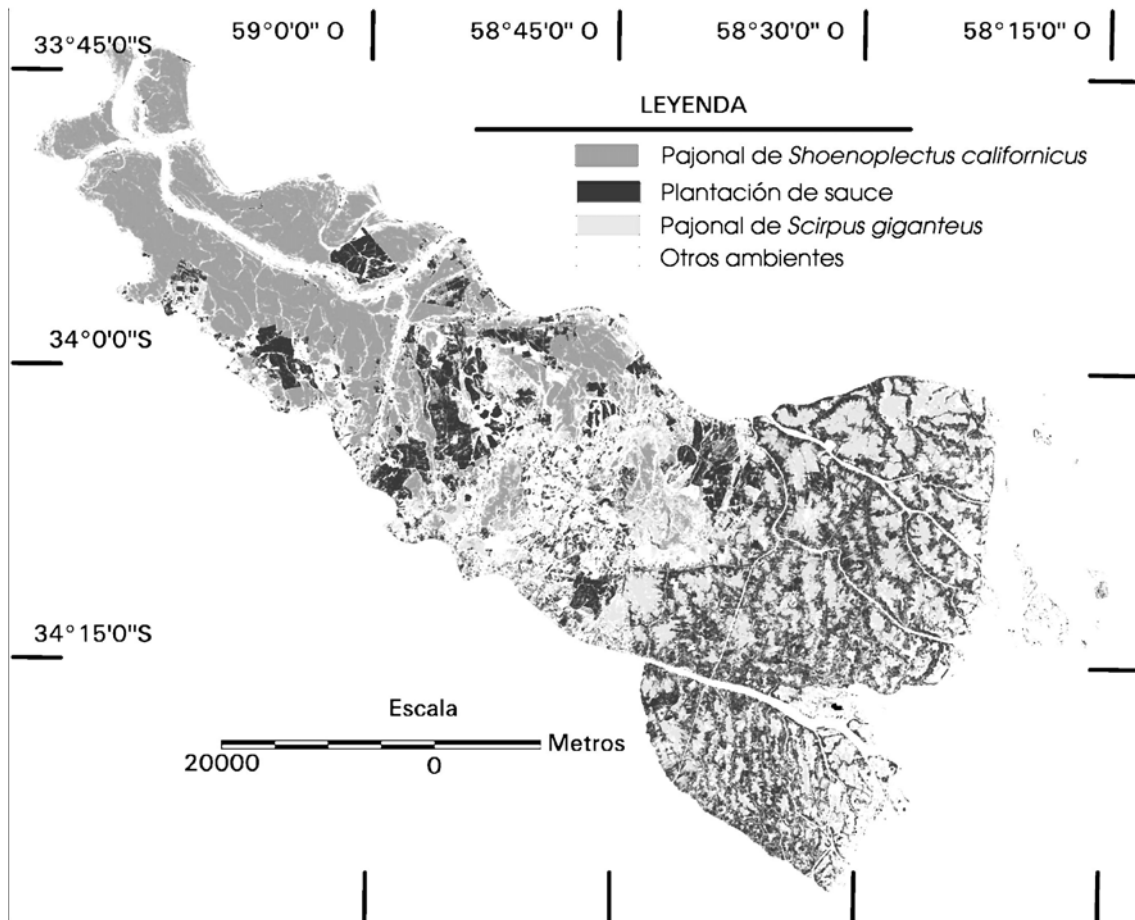


Figura 3. Mapa de ambientes del Bajo Delta del Río Paraná en la Provincia de Buenos Aires. Zona A y B corresponden a las unidades ecológicas (Kandus et al 2003) y están limitadas por las líneas de puntos.

Las áreas de la clase “otros tipos de cobertura” está representada para ilustrar las áreas no consideradas en este análisis, y en lo esencial consisten en ambientes de albardón con plantaciones de *Populus* spp (álamo).

Los álamos son plantados en los albardones de la Zona B pero en la Zona A ellos están restringidos a las zonas mas bajas dentro de los diques. Aunque esta clase de plantaciones está aumentando su importancia, no fue analizada en este estudio. Las forestaciones abandonadas y los bosques de *Erythrina crista-galli* (seibo) están incluidas en la clase de los pajonales de *S. giganteus* debido a que sus sotobosques están completamente dominados por esta especie.

En la Tabla 4 se presentan las áreas ocupadas por pajonales, juncales y forestaciones en 1994. En esta tabla la suma de los tres ambientes analizados corresponden al 80% de la superficie citada por Bonfils (1962) como tierras bajas. Es importante señalar que ambas zonas fueron afectadas de manera similar por plantaciones de sauce (*Salix* spp.), sin embargo, considerando las diferentes prácticas de manejo a las que fueron sometidas y que se discutieron previamente, las consecuencias ecológicas en cada una de ellas pueden ser diferentes.

Tabla 4: Área ocupada por los pajonales de *Scirpus giganteus* y *Schoenoplectus californicus* y plantaciones de *Salix babylonica* var. *sacramenta* en kilómetros cuadrados y porcentaje ocupado por pajonales y plantaciones en el Bajo Delta del Río Paraná en 1994. Las zonas fueron tomadas de Kandus *et al.* (2003).

Ambiente	Zona A		Zona B		Área Total %	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%
Plantación de <i>Salix</i> spp. (sauce)	459	35	355	34	813	34
Pajonal de <i>Scirpus giganteus</i>	130	10	504	48	634	27
Juncales de <i>Schoenoplectus californicus</i>	446	34	0	0	446	19
Otros tipos de cobertura	287	21	194	18	486	20

En la Tabla 5 se ilustran las tendencias a nivel de ecosistema de la biomasa aérea, la acumulación de materia orgánica del suelo, la PPAN y la materia orgánica total a escala regional. Como se podía esperar, en toda la región, la biomasa aérea de las forestaciones fue nueve veces mayor que en los pajonales pero la materia orgánica acumulada en el suelo mostró el patrón opuesto (10.4:1).

Estos resultados comprueban que la materia orgánica total acumulada en los humedales (*S. giganteus* y *S. californicus* juntos) es enorme ($107.07 \cdot 10^6$ Mg) comparada con la de las forestaciones y representa el 85% de la materia orgánica total acumulada a escala regional. También es importante notar que el 90% de este valor corresponde a los pajonales de *S. giganteus* localizados, principalmente, en la Zona B.

Tabla 5: Biomasa aérea estimada, materia orgánica del suelo, productividad y materia orgánica total para cada uno de los ambientes de los pajonales de *Scirpus giganteus* y *Schoenoplectus californicus* y las plantaciones de *Salix* spp. en el Bajo Delta del Río Paraná. Las zonas siguen a la Figura 1. * Incluye solo materia orgánica aérea y del suelo.

Áreas	Ambientes		
	Plantación <i>Salix</i>	Pajonal de <i>Scirpus</i>	Juncal de <i>Schoenoplectus</i>
Biomasa aérea (Mg)			
Zona A	5,205,060	133,900	392,480
Zona B	4,025,700	519,120	0
Área total	9,230,760	653,020	392,480
Materia Orgánica del Suelo (Mg)			
Zona A	5,737,500	19,674,200	10,075,140
Zona B	4,437,500	76,275,360	0
Área total	10,175,000	95,949,560	10,175,000
PPAN (Mg·Km⁻²)			
Zona A	693,090	193,700	735,900
Zona B	536,050	750,960	0
Área total	927,140	1,013,349	735,900
Materia Orgánica Total (Mg) *			
Zona A	10,942,560	19,808,100	10,467,620
Zona B	8,463,200	76,794,480	0
Área total	19,405,760	96,602,580	10,467,620

CONSIDERACIONES FINALES Y CONCLUSIONES

Si se asume que las forestaciones de la Zona A reemplazan a los pajonales de *S. californicus* y en la Zona B a los de *S giganteus*, el balance neto de carbono orgánico del ecosistema para todo el sistema de humedales debido a las prácticas forestales fue alrededor de $64.475 \cdot 10^6$ Mg para 1994. En este sentido es interesante hacer notar que el almacenaje de carbono en la Argentina, debido a los cambios en el uso de la tierra y la silvicultura para ese mismo año (1994) fue solamente $29.611 \cdot 10^6$ Mg (Fundación Bariloche, 2005). Además, este trabajo indica que en el año 1997 el almacenaje fue $31.430 \cdot 10^6$ Mg y en el año 2000, $41.118 \cdot 10^6$ Mg.

Nuestro modelo simplificado presenta resultados preliminares para evaluar los efectos causados por las forestaciones en estos tipos de humedales. Sin embargo, es necesario realizar otros esfuerzos de investigación para cuantificar las emisiones de CH₄, la biomasa subterránea, la biomasa total y la productividad primaria en otras especies forestales.

De acuerdo con Brinson y Malvárez (2002), en Sudamérica “la mayoría de las acciones de conservación se basan exclusivamente en la creación y mantenimiento de áreas protegidas tales como Parques Nacionales, sitios RAMSAR y reservas MAB sin un marco político general para el manejo correcto. No existen inventarios de las áreas de humedales y de los cambios debidos a la actividad humana. Las presiones económicas para convertir las áreas de humedales fuera de las áreas protegidas continuará, particularmente en los países con una agobiadora deuda externa”.

Como conclusión, se desea señalar, mediante los resultados presentados, que las políticas de conservación de humedales deberían tener en cuenta no solamente los parámetros estructurales de la biodiversidad sino también las propiedades funcionales de los ecosistemas. Además, sería conveniente que las políticas forestales nacionales consideraran el tipo de ecosistema que va a ser reemplazado por las planificaciones y sus consecuencias en el corto y largo plazo. Finalmente, en aquellos casos en los cuales la forestación es una actividad tradicional, el problema es si es posible mantener las reservas de materia orgánica del suelo (e.g. drenando menos severamente) y desarrollar plantaciones al mismo tiempo. Esperamos que futuras investigaciones conduzcan, no sólo a incrementar los rendimientos económicos de los cultivos, sino también a desarrollar prácticas de manejo para alcanzar la sustentabilidad ambiental de estas actividades.

BIBLIOGRAFÍA

- Achard, F., H. D. Eva, H. J. Stibig, P. Mayaux, J. Gallego, T. Richards, y J. P. Malingreau, 2002. Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests, *Science*, 297, 999–1002.
- Aselmann, I., y P. J. Crutzen, 1989. Global distribution of natural freshwater wetlands and rice paddies, their net primary productivity, seasonality, and possible methane emissions. *J. Atmospheric Chem.*, 8, 307-358.
- Baigún C., y N. O. Oldani, 2005. La ictiofauna y los recursos pesqueros. Ecorregión Delta e Islas del Paraná, pp. 144-147. En A. Brown, U. Martínez Ortiz, M. Acerbi y J. Corchera, eds., *La situación ambiental argentina*. Fundación Vida Silvestre.
- Bergkamp, G., y B. Orlando, 1999. *Wetlands and climate change. Exploring collaboration between the Convention on Wetlands and the UNFCCC*. Ramsar Bureau, Ginebra.

- Bó, R. 2005. Situación ambiental de la ecorregión Delta e islas del Paraná, pp. 131-143. En A. Brown, U. Martínez Ortiz, M. Acerbi y J. Corchera, eds., *La situación ambiental argentina*. Fundación Vida Silvestre.
- Bonfils, C. 1962. Los suelos del Delta del Río Paraná. Factores generadores, clasificación y uso. *Rev. Invest. Agr. INTA* (Buenos Aires), 16(3): 257-270.
- Brinson M. M., y A. I. Malvárez, 2002. Temperate freshwater wetlands: types, status and threats. *Environmental Conserv.*, 29(2): 115-133.
- Canevari, P., D. Blanci, E. Bucher, G. Castro, e I. Davidson, eds. 1998. *Los humedales de la Argentina. Clasificación, situación actual, conservación y legislación*. Wetlands International, 208 pp.
- Cohen, W. B., M. E. Harmon, D. O. Wallin, y M. Fiorella, 1996. Two decades of carbon flux from forests of the Pacific Northwest, *Bio-Science*, 46: 836–844.
- DeFries, R. S., G. B. Field, I. Fung, *et al.* 1999. Combining satellite data and biogeochemical models to estimate global effects of human-induced land cover change on C emissions and primary productivity. *Global Biogeochem. Cycles*, 13(3): 803–815.
- DeFries, R. S., R. A. Houghton, M. C. Hansen, C. B. Field, D. Skole, y J. Townshend, 2002. Carbon emissions from tropical deforestation and regrowth based on satellite observations for the 1980s and 90s, *Proc. Nat. Acad. Sci. USA*, 99, 14256–14261.
- Fiala, K. 1976. Underground organs of *Phragmites communis*, their growth, biomass and net production. *Folia Geobot. Phytotaxon.* (Praga), 11: 225-259.
- Fung, I., J. John, J. Lerner, E. Matthews, M. Prather, L. P. Steele, y P. J. Fraser, 1991. 3-dimensional model synthesis of the global methane cycle. *J. Geophys. Res.-Atmospheres*, 96(7): 13033-13065.
- Gorham, E. 1995. The biogeochemistry of Northern peatlands and its possible responses to global warming, pp. 169-187. En G. M. Woodwell y F. T. MacKenzie eds., *Biotic feedbacks in the global climatic system*, Oxford University Press, Oxford.
- Hess, L. L., J. M. Melack, E. M. L. M. Novo, C. C. F. Barbosa, y M. Gastil, 2003. Dual-season mapping of wetland inundation and vegetation for the central Amazon basin *Remote Sensing of Environ.t.*, 87: 404–428.
- Houghton, R. A., y J. L. Hackler, 2003. Sources and sinks of carbon from land-use change in China, *Global Biogeochem. Cycles*, 17(2): 1034-1053.
- Houghton, R. A., J. L. Hackler, y K., y T. Lawrence, 1999. The U. S. carbon budget: contributions from land-use change, *Science*, 285, 574–578.
- Houghton R. A., y C. L. Goodale, 2004. Effects of land-use change on the carbon balance of terrestrial ecosystems. *Geophysical Monograph*, 153: 85-98.
- Houghton, R. A. 2003. Revised estimates of the annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use and land management 1850–2000, *Tellus*, 55B: 378–390.
- Hurt, G. C., S. W. Pacala, P. R. Moorcroft, J. Caspersen, E. Shevlikova, R. A. Houghton, y B. Moore III, 2002. Projecting the future of the U. S. carbon sink. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA*, 99: 1389–1394.
- IPCC, 1996. *Climate change 1995: impacts, adaptations, and mitigation of climate change: scientific-technical analysis*. Contribution of Working Group II to the second assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Watson RT, Zinyowera MC, Moss RH (eds) Cambridge University Press, Nueva York.
- IPCC/ UNFCCC, 1998. *Special report on land use, land-use change and forestry (SR-LULUCF)*. www1.ipcc.ch/ipccreports/sres/land_use/index.htm

- Iriondo M., y E. Scotta, 1979. The evolution of the Parana River Delta, pp. 405-418. *Proceedings of the 1978 International Symposium on Coastal Evolution in the Quaternary*. Sao Paulo.
- Johnston, R. M., y M. M. Barson, 1993. Remote sensing of wetlands. *Australian J. Marine and Freshwater Res.*, 44: 235-252.
- Kandus P., H. Karszenbaum, T. Pultz, G. Parmuchi, y J. Bava, 2001. Influence of flood condition and vegetation status on the radar backscatter signal of wetland ecosystems. *Canadian J. Remote Sensing*, 27 (6): 561-662.
- Kandus P., P. Minotti, y A. I. Malvárez, En prensa. Distribution of wetlands in Argentina estimated from soil charts. *Acta Scientiarum*, Brasil, ISSN 1415-6814.
- Kasischke E. S., K. B. Smith, L. L. Bourgeau-Chavez, E. A. Romanowicz, S. Brunzella, y C. J. Richardson, 2003. Effects of seasonal hydrologic patterns in South Florida wetlands on radar backscatter measured from ERS-2 SAR imagery. *Remote Sensing of Environm.*, 88 423-441.
- Kvet J., y S. Husák, 1978. Primary data on biomass and production estimates in typical stands of fishpond littoral plant communities, pp. 211-216. En D. Dykyjová y J. Kveřt. eds., *Pond littoral ecosystems: structure and functioning*. Springer-Verlag, Nueva York.
- Lugo, A. E., M. M. Brinson, y S. Brown, 1990. Synthesis and search for paradigms in wetlands, pp. 447-460. En A. E. Lugo, M. M. Brinson, y S. Brown, eds., *Forested wetlands*. Elsevier, Amsterdam.
- Magenheimer, J. F., Moore, G. L., Chmura, y R. J. Daoust, 1996. Methane and carbon dioxide flux from a microtidal salt marsh, Bay of Fundy, New Brunswick. *Estuaries*, 19(1): 139-145.
- Maltby, E., y P. Immirzi, 1993: Carbon dynamics in peatlands and other wetland soils: regional and global perspectives. *Chemosphere*, 27: 999-1023.
- Malvárez, A. I. 1999. El Delta del Paraná como mosaico de humedales, pp. 35-53. En A. I. Malvárez, ed. *Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica*, MAB-UNESCO/ORCYT, Montevideo.
- Malvárez, A. I., y R. Bó (compiladores), 2004. *Documentos del Curso Taller Bases Ecológicas para la Clasificación e Inventario de Humedales de Argentina*. Buenos Aires.
- Matthews, E., e I. Fung, 1987. Methane emission from natural wetlands: global distribution, area, and environmental characteristics of sources. *Global Biogeochem. Cycles*, 1: 61-86.
- McGuire, A. D., S. Sitch, J. S. Clein, R. Dargaville, G. Esser, J. Foley, M. Heimann, et al. 2001. Carbon balance of the terrestrial biosphere in the Twentieth Century: Analyses of CO₂, climate and land use effects with four process-based ecosystem models, *Global Biogeochem. Cycles*, 15: 183-206.
- Mitch, W., y J. Gosselink, 2000. *Wetlands*. John Wiley & Sons, Nueva York, 3ª edn., 920 pp.
- Moore, T. R., y R. Knowles, 1989. The influence of water table levels on methane and carbon dioxide emissions from peatland soils. *Canadian J. Soil Sci.*, 69: 33-38.
- Moosavi, S. C., y P. M. Crill, 1997. Controls on CH₄ and CO₂ emissions along two moisture gradients in the Canadian boreal zone. *J. Geophysical Res.*, 102(29): 261-277.
- Neiff, J. J. 1996. Large rivers of South America: toward the new approach. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 26: 167-180

- Parmuchi, M. G., H. Karszenbaum, y P. Kandus, 2002. Mapping the Parana's River delta wetland using multitemporal RADARSAT/SAR data and a decision-based classifier. *Canadian J.f Remote Sensing*, 28(2): 1-12.
- Peteán, J. y J. Cappato, 2005. Equidad y sustentabilidad mediante el manejo de los humedales: La iniciativa del corredor fluvial. Ecorregión Delta e Islas del Paraná. En A. Brown, U. Martínez Ortiz, M. Acerbi y J. Corcuera eds., *La situación ambiental argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre
- Pope, K. O., E. Rejmankova, J. F. Paris, y R. Woodruff, 1997. Detecting seasonal flooding cycles in marshes of the Yucatan Península with SIR-CPolarimetric Radar Imagery. *Remote Sensing Environ.*, 59: 157-166.
- Pratolongo, P. 2005. *Dinámica de comunidades herbáceas del Bajo Delta del Río Paraná sujetas a diferentes regímenes hidrológicos y su monitoreo mediante sensores remotos*. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias. Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires, 162 pp.
- Pratolongo, P., R. Vicari, P. Kandus, y A. I. Malvárez, 2005. A new method for evaluating net aboveground primary production (NAPP) of *Scirpus giganteus* (kunth). *Wetlands*, 25(1): 228-232.
- Ramankutty, N., y J. A. Foley, 1999. Estimating historical changes in global land cover: croplands from 1700 to 1992, *Global Biogeochem. Cycles*, 1999, 13: 997_1027.
- Rytter R. M. 2001. Biomass production and allocation, including fine-root turnover, and annual N uptake in lysimeter-grown basket willows. *Forest Ecol. Managem.*, 140: 177-192.
- Smith, A. J., y J. Dumansky, 1995. A Framework for evaluating sustainable land management. *Canadian J. Soil Sci.*, 75: 401-406.
- Tompson K., P. R. Shewry, y H. W. Woolhouse, 1979. Papyrus swamp development in the Upemba Basin, Zaire: Studies of population structure in *Cyperus papyrus* stands. *Bot. J. Linnean Soc.*, 78: 299-317.
- Tolonen, K., y J. Turunen, 1996. Accumulation rates of carbon in mires in Finland and implications for climate change. *The Holocene*, 6: 171-178.
- Whigham D. F. 1978. The relationship between aboveground and belowground biomass of freshwater tidal wetland macrophytes. *Aquatic Bot.*, 5: 355-364.

ESTIMACIÓN DEL VALOR ECONÓMICO DE LA FIJACIÓN DE CARBONO EN EL PARQUE NACIONAL LAGUNA DE LA RESTINGA, ISLA DE MARGARITA, VENEZUELA

Economic value estimation of fixed carbon in La Restinga Lagoon National Park, Margarita Island, Venezuela

Martín Rada y Joaquín Buitrago
Fundación La Salle de Ciencias Naturales.
Estación de Investigaciones Marinas de Margarita.
Isla de Margarita. Venezuela.
E-mail: mrada@edimar.org, jbuitrago@edimar.org

RESUMEN

El presente estudio contempla una valoración económica del carbono fijado en el Parque Nacional Laguna de la Restinga. Para estimar la cantidad total de carbono fijado en el parque se consideraron diversos componentes del ecosistema, comenzando por la laguna misma y su bosque de manglar, tomando en cuenta el carbono fijado en troncos y hojarasca, así como dentro de la laguna por el fitoplancton y la comunidad bacteriana en los sedimentos. Se estimó el área terrestre cubierta por la vegetación. En el área marina se consideró el carbono fijado en el agua y como ejemplo de biota litoral, el fijado por las abundantes poblaciones de guacucos *Tivela mactroides*, (mollusca). La estimación del valor económico del carbono fijado proviene del precio de mercado obtenido a través de la negociación de créditos o bonos de reducción de emisiones de gases invernadero en las bolsas mundiales. La fijación de carbono anual en el parque se estimó en unas 102765 t-año⁻¹ con valor estimado en 2.56 millones de dólares. Se presenta una revisión de métodos de valoración económica alternativos y se analiza la resistencia al uso de los créditos de reducción de emisiones como alternativa para prevenir el cambio climático. Se analizan las posibles fuentes de error de los datos utilizados y se comparan con otros estudios.

Palabras clave: Valoración económica, mercado del carbono, laguna costera, manglar, La Restinga

ABSTRACT

This study values the amount of carbon fixed in La Restinga Lagoon National Park. To estimate the total amount of fixed carbon, different components of the ecosystem were taken into account: the lagoon and mangrove area, including carbon stored in stems and litter, as well as the carbon fixed at the water column by the phytoplankton and bacteria in the sediments. The land area covered by vegetation was estimated. For the marine area the carbon fixed in the water column, and, as an especial case of coastal biota, the carbon fixed by the abundant clam *Tivela mactroides* (mollusca). The economic value of the fixed carbon was the market value obtained from stock exchange information. The annual amount of carbon fixed in the park was estimated at 102765 t-year⁻¹ and its value 2.56 million US dollars. A review of different value methods is made and the critics to the acceptance of gas emission reduction as a way to deal with climate change. The uncertainty sources in data are analyzed and results compared with other studies.

Key words: Economic valuation, carbon market, coastal lagoon, mangrove, La Restinga

INTRODUCCIÓN

En las tres últimas décadas se ha incrementado el interés general respecto a los problemas potenciales generados por el calentamiento global. Aunque no hay unanimidad en cuales son sus causas, la mayoría de los científicos lo atribuyen, en parte, al incremento de dióxido de carbono en la atmósfera (Anielski, 1998; Litynski *et al.*, 2006).

Hoy en día no queda duda que la reducción de emisiones de los llamados gases efecto invernadero (GEI) se ha constituido en un clamor general. Entre los posibles enfoques para reducir estas emisiones, la captura del carbono mediante tecnologías diseñadas para este fin y la captura por medios naturales (vía fijación de carbono por fotosíntesis) son las dos vías más estudiadas (Law y Bachu, 1996; Wilson *et al.*, 2003).

El interés en enfrentar los efectos del cambio climático llevó a 167 países a firmar la Convención sobre el Cambio Climático en Río de Janeiro en 1992; sin embargo las acciones que se tomaron después para reducir las emisiones de GEIs fueron muy limitadas. Es por ello que estos países se reunieron en Kyoto en 1997, donde firmaron un acuerdo conocido como Protocolo de Kyoto, por el cual se comprometen a reducir sus emisiones de GEIs, registradas para 1990, en un 5.2% al llegar al 2012.

Dentro de los mecanismos propuestos para la reducción de estas emisiones se encuentran aquellos que involucran el intercambio de créditos de reducción de emisiones en otros países, siendo éstos los métodos más directos de aproximación al valor del secuestro de carbono en un área determinada, al menos, por un precio transigible en algún mercado (Dayal, 2000; Kinsman y Smith, 1999). Este método permite adquirir un crédito en forma de certificado electrónico o en papel con un número o serial único que identifica el país de origen y que resalta su procedencia como carbono secuestrado según las normas establecidas en los convenios respectivos (Kulshreshtha *et al.*, 2000). Basado en la posibilidad de utilizar estos precios de mercado, se ha desarrollado el método de valoración utilizado en el presente estudio para estimar el valor del carbono fijado en el Parque Nacional Laguna de la Restinga (PNLLR) en la Isla de Margarita, Venezuela.

A la hora de estimar el carbono fijado en los distintos componentes de los ecosistemas que existen dentro del PNLLR, es necesario considerar varios aspectos. Por ejemplo, la evaluación de la producción primaria de un bosque de manglar tendría que contemplar la suma de la biomasa neta acumulada por encima de la tierra, bajo la misma y todas las pérdidas por materia caída (hojas, flores, propágulos y ramas), árboles muertos, raíces en recambio, exportación de compuestos orgánicos por las raíces y pérdidas por consumo de hojas por herbívoros y otras partes; sin embargo, no hay estudios que estimen todos estos aportes de manera simultánea (Clough, 1992; Gonneea *et al.*, 2004). Muchos estudios acerca de los ciclos de nutrientes y carbono en el ecosistema de manglar se enfocan directamente en los árboles de manglar, la hojarasca y la biomasa de las raíces, como la fuente final de materia orgánica que es reciclada y a la vez como la fuente de carbono y nutrientes que son exportados fuera del sistema, además de ser considerada la fuente de materia orgánica depositada en los sedimentos (Alongi, 1996; Bouillon *et al.*, 2000; Kristensen *et al.*, 1995). No obstante, otros componentes (como los pastos marinos y el fitoplancton) pueden ser tan importantes como el manglar mismo para el ciclo del carbono en estos sistemas. Los pastos marinos han sido mencionados como fuente potencial de nutrientes en estudios de algunos ecosistemas de manglar (de Boer, 2000; Holmer y Olsen, 2002), pero su contribución al carbono

orgánico fijado no había sido cuantificado o evaluado rigurosamente, aunque su papel puede ser significativo (Gonneea *et al.*, 2004).

Es importante incluir en esta evaluación el carbono fijado por los sedimentos ya que debido a que los bosques de manglar se caracterizan por la acreción de sedimentos (Woodroffe, 1992), lo que combinado con una alta productividad y una baja tasa de la relación respiración en sedimento/producción primaria neta, le confiere al sedimento de dicho manglar el potencial para el secuestro de carbono orgánico a largo plazo (Jennerjahn y Ittekkot, 2002). De la misma forma, en diversos trabajos realizados en ecosistemas similares a los presentes en el PNLLR, se considera importante, en lo que respecta al cuerpo lagunar en si, la fijación de carbono debido al fitoplancton y a la respiración bacteriana presentes en su columna de agua (Gonneea *et al.*, 2004).

El área ocupada por el sector marino en el PNLLR es considerable, lo que implica la necesidad de incluir alguno de sus componentes en la estimación de carbono fijado. Siendo la productividad primaria de las aguas marinas uno de los principales entes que contribuyen a la fijación de carbono a escala global, el fitoplancton presente en estas aguas debe incorporarse a este tipo de evaluaciones. Igualmente importante resulta la inclusión de organismos bentónicos que habitan en las playas así como la vegetación terrestre.

ÁREA DE ESTUDIO Y MÉTODOS

La Restinga es un Parque Nacional marino costero de 18.862 ha, creado en 1974 con el objetivo de preservar y conservar una muestra relevante y representativa del sistema de lagunas litorales venezolanas, como lo es la Laguna de La Restinga, la más importante de la Isla de Margarita (Figura 1).

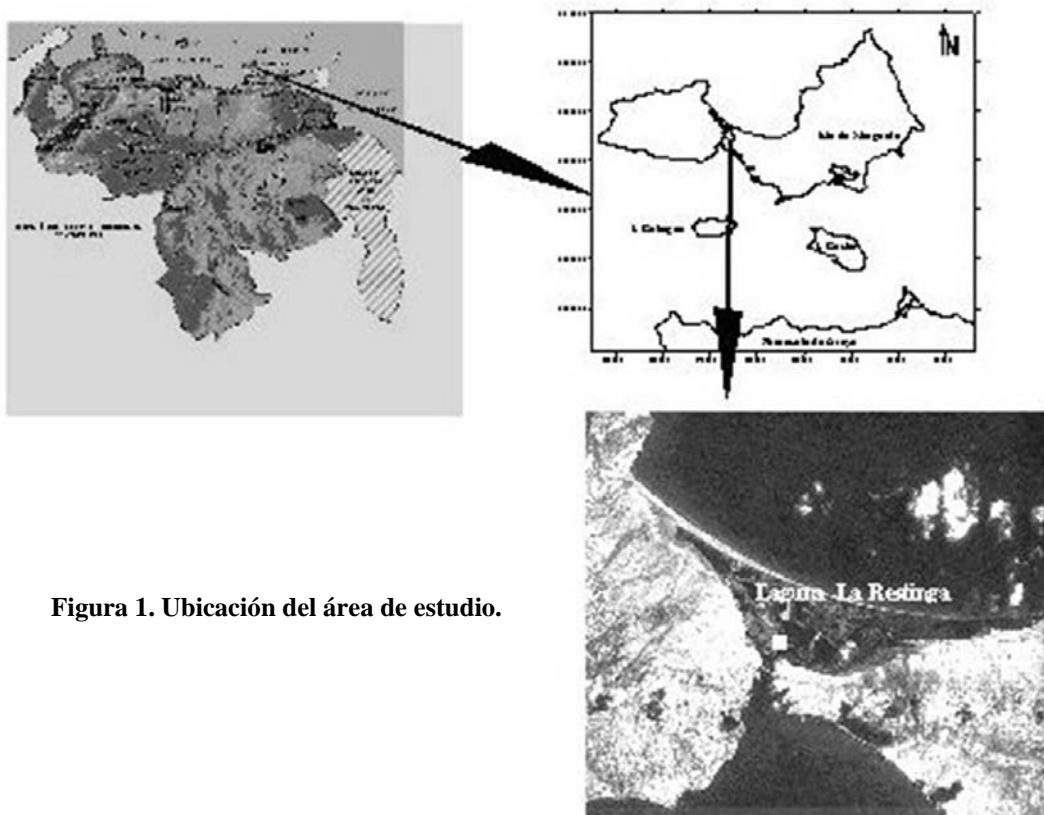


Figura 1. Ubicación del área de estudio.

El Parque además incluye áreas de ambientes xerófitos, cardonales, bosques secos, maleza desértica tropical, así como salinas, terrenos anegadizos, barras litorales, playas oceánicas, áreas marinas y submarinas litorales. Esta combinación de ambientes hacen

que el Parque posea una rica fauna terrestre entre la que se encuentra el único depredador tope de la Isla: el cunaguaro (*Leopardus pardales*; Linnaeus, 1758). De las 107 especies de aves reportadas en la Laguna de La Restinga, dos de ellas se encuentran amenazadas de extinción: el ñángaro (*Aratinga acuticaudata neoxena*) endémico de la Isla y la cotorra margariteña (*Amazona barbadensis*) única adaptada a zonas áridas. Cuatro especies de tortugas marinas también anidan en las playas del Parque. Entre las aves, 21 especies son migratorias, 15 tienen distribución restringida a Margarita y Trinidad en el Caribe insular y 16 tienen distribución restringida a Margarita en el Caribe. La importancia de los manglares y ambientes asociados hacen que el PN La Restinga sea uno de los sitios RAMSAR de Venezuela.

En el trabajo se utilizó el análisis digital de información espacial (mapas, ortofotomapas, fotografías aéreas e imágenes de satélite [Pérez, 2006; Buitrago *et al.*, 2007]) para determinar las áreas de cobertura de diferentes componentes del ecosistema, utilizados para los cálculos del carbono fijado en el Parque, así como la revisión de la bibliografía existente al respecto y las evaluaciones realizadas *in situ*.

La estimación del carbono fijado se basó en la utilización de información existente para el Parque y en la extrapolación de valores obtenidos en ecosistemas similares, método denominado, beneficio transferido (Rosenberger y Loomis, 2001), haciendo las respectivas consideraciones y ajustes para poder utilizarlos en este caso.

En la laguna se consideraron como principales elementos de fijación de carbono: i) el manglar, dividido a su vez en troncos de los árboles y hojarasca, la cual incluye una muestra de los componentes fotosintéticos y el resto del material que la planta proporciona al medio al liberarla naturalmente o promovida por el viento y lluvias; ii) la producción primaria dentro del cuerpo lagunar debido al fitoplancton; iii) la fijación de carbono por parte de la comunidad bacteriana; y iv) los sedimentos bajo el manglar y en sus bordes dentro de la laguna. Aunque estos no son los únicos componentes del manglar que pueden fijar carbono, es claro para diferentes autores que no se cuenta con la información suficiente y datos válidos respecto a la proporción que representan dichas fases y mucho menos a la cantidad de carbono que las mismas pueden fijar (Cintrón y Novelli, 1983).

El cálculo del carbono fijado por los árboles del manglar se basó en la conversión de su biomasa a carbono orgánico. Esta relación, es señalada por diferentes autores como una cantidad variable que puede estar entre 40, 45 ó 50% del peso seco del árbol o de su hojarasca (Clough, 1992; Cintrón y Novelli, 1983; Silva *et al.*, 1991). El problema de la utilización de “biomasa viva”, o su peso seco, ha sido discutido en otras publicaciones (Robertson y Alongi, 1992); en el presente trabajo se utilizó la biomasa en peso seco.

Para los cálculos de la biomasa de los árboles de manglar y el peso de su hojarasca, se tomaron como patrones los datos provenientes de parcelas experimentales de manglar ubicadas en Punta de Mangle, Isla de Margarita, a unos 12 km de La Restinga. Estas parcelas han sido objeto de estudio durante 14 años como parte del programa CARICOMP que lleva la Estación de Investigaciones Marinas de Margarita de la Fundación La Salle de Ciencias Naturales (Absten *et al.*, 2004; CARICOMP, 2001). En lo que respecta a hojarasca, ésta es una de las series de tiempo, con muestreos mensuales, mas largas del Caribe y al ubicarse en el territorio insular, se eligió como la más adecuada para obtener valores comparables con los de La Restinga. Es necesario destacar que tanto la cobertura como la densidad y altura de los árboles pueden diferir entre ambas localidades; sin embargo no existen datos tomados con tal regularidad y escala de tiempo en La Restinga.

Se consideró la fracción de sedimento bajo el manglar y en la laguna cerca del borde del mismo debido a la importancia que tiene dicho sedimento en el proceso de captura de

carbono en este sistema. El sedimento ubicado en una franja de 1.5 m de ancho desde el borde del manglar hacia la laguna, así como el ubicado directamente bajo el manglar se encuentra influenciado especialmente por dicho bosque, (Gonneea *et al.*, 2004).

De forma adicional se contemplaron los valores de respiración en la comunidad presente en la columna de agua (fitoplancton y bacterias), presentados por Gocke *et al.* (2003), en un estudio realizado en lagunas de manglar en el Caribe colombiano con valores que van de $19 \mu\text{gC}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{hr}^{-1}$, en lagunas poco productivas (5.5 a $19 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{hr}^{-1}$ de clorofila *a*) hasta $62 - 130 \mu\text{gC}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{hr}^{-1}$ en lagunas con alta productividad ($88\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{hr}^{-1}$ de clorofila *a*).

Se emplearon estos valores para añadir a la productividad general de la columna de agua, la debida a la comunidad bacteriana. Asumiendo que la eficiencia del crecimiento bacteriano en estas lagunas es en promedio 50% y que la respiración bacteriana se puede estimar indirectamente a través de la producción de biomasa bacteriana.

Respecto al fitoplancton, se usaron valores medidos para las aguas lagunares del Parque ($306 - 1200 \text{mgC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{día}^{-1}$; Margalef, 1969) y la producción primaria media anual medida para las aguas costeras de Margarita (Ballester y Margalef, 1967).

En relación al resto de la cobertura vegetal del parque se consideró que la misma está dominada por cardonales, espinares o vegetación xerófila. No se dispone de valores de producción, ni de carbono fijado para este tipo de vegetación en el Parque; sin embargo se utilizaron datos provenientes de lugares con vegetación similar y condiciones generales comparables (cercanía al mar, pluviosidad, temperatura máxima y mínima, etc.) en el Caribe mexicano y en la costa Atlántica brasileña.

En los estimados de carbono fijado se incorporaron algunos de los componentes del sector marino del Parque, como es el caso de los moluscos bivalvos principalmente del género *Tivela*, llamados comúnmente guacucos. Estos moluscos constituyen uno de los principales grupos de invertebrados presentes en las playas arenosas del Parque, los cuales forman poblaciones numerosas, de altas densidades y que conforman uno de los más importantes recursos extraídos de forma rutinaria en estos litorales. Las conchas de estos moluscos permanecen en las playas con muy poca desintegración o transporte en un año y representan un verdadero reservorio de carbono.

Debido a que el CaCO_3 corresponde al 95% del peso de la concha y el carbono representa el 12% en peso del CaCO_3 , dado su peso molecular, es posible estimar el carbono total fijado en las conchas de los guacucos en un año en La Restinga, utilizando los valores de productividad señalados previamente.

El valor del carbono fijado que se obtuvo proviene del precio de mercado posible a través de la negociación de créditos o bonos de reducción de emisiones de gases invernadero. En la Tabla 1 se muestran los precios recientes en diferentes fuentes, estando el valor medio alrededor de los 20 US\$.

Tabla 1. Precios de la tonelada de carbono en créditos por reducción de emisiones de gases invernadero

US\$·tC ⁻¹		Fuente	Fecha del precio
3.5	[1]	Tierramérica, 2006	10/2004
7	[2]	Rosenzweig et al, 2002	11/2002
10	[3]	The New York Times, 2006	01/2006
20	[4]	The New York Times, 2006	02/2006
25.55	[5]	Point Carbon, 2005	01/2005
127.76	[6]	Point Carbon, 2006	03/2006
42.59	[7]	Point Carbon, 2006	05/2006
20	[8]	Naveda, 2005	03/2005

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los valores de la tasa de caída de hojarasca del mangle usados para este trabajo, de 1.5 a 9.7 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{día}^{-1}$, con 1.74 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{día}^{-1}$ como promedio (Absten, *et al.*, 2004) se encuentran dentro del intervalo de datos citados para otras localidades del Caribe. Para Puerto Rico y Florida, esta tasa va de 2 a 2.4 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{día}^{-1}$ (Golley *et al.* 1962; Helad, 1971; Snedaker y Lugo, 1973); de 0.96 a 5.61 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{día}^{-1}$ en promedio para 15 países del Caribe asociados en el programa CARICOMP (Absten, *et al.*, 2004) y de 3.89 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{día}^{-1}$ en un bosque mixto de *R. mangle* y *A. germinans* en la Laguna de Tacarigua, Venezuela (Barreto *et al.*, 1989).

La productividad de la hojarasca del manglar determinada en este estudio (de 5.48 a 35.40 $\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$) es similar a la señalada en otras localidades semejantes del mundo. Estos valores pueden variar desde 1 $\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ en Australia (Bunt, 1995), hasta 12 $\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ en la Florida (Lugo y Snedaker, 1974), 16 $\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ en Malasia (Sasekumar y Loi, 1983) y 14 $\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ en la laguna de Tacarigua, Venezuela continental (Barreto *et al.*, 1989).

Estos datos proporcionan estimaciones de 7367.3 $\text{tC}\cdot\text{año}^{-1}$ para la hojarasca y 1603.1 $\text{tC}\cdot\text{año}^{-1}$ para los árboles, como valores más probables para las 1021.9 ha de mangle del PNLLR de (Tabla 2).

Tabla 2. Cobertura de los principales componentes del ecosistema en el PNLLR

Componente	Área (m^2)
Vegetación Terrestre del Parque	68 776 296
Bosque de Manglar	10 218 496
Espejo de Agua Lagunar	11 474 224
Espejo de Agua Marina	66 400 000
Sedimento Asociado al Manglar (*)	300 033

(*) Sedimento ubicado en una franja de 1.5 m de ancho desde el borde del manglar hacia la laguna.
Volumen Lagunar 22 610 000 - 39 000 000 m^3

En el caso de la fijación de carbono en los sedimentos próximos al manglar en PNLLR, la franja de 1.5 m de ancho a partir del borde del manglar hacia la laguna, se estimó en 30 hectáreas y el área bajo el manglar en 1021.84 ha con lo cual se obtuvo un área total de sedimento influenciado por el bosque de 1051.84 ha.

El carbono fijado en estos sedimentos se estimó en 731 $\text{tC}\cdot\text{año}^{-1}$ con un probable rango entre 368.1 y 1093.9 $\text{tC}\cdot\text{año}^{-1}$. Los cálculos se hicieron en base a los valores reportados por Gonneea *et al.* (2004), de entre 53-65 $\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$ para Laguna de Términos, Yucatán, México, 55-70 $\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$ en Laguna de Celestrum, México y 35-104 $\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$ en Chelem, México.

En la estimación del carbono fijado por la comunidad bacteriana existente en la laguna del PNLLR, se asumió –basado en los trabajos señalados sobre dicho tema– que la eficiencia del crecimiento bacteriano en estas lagunas era en promedio 50% y que la respiración bacteriana se podía estimar indirectamente a través de la producción de biomasa bacteriana. Así la productividad sería el resultado de multiplicar por 2 la respiración.

La productividad bacteriana en la laguna se estimó en 8851 $\text{tC}\cdot\text{año}^{-1}$, pudiendo variar entre 2785 y 22248 $\text{tC}\cdot\text{año}^{-1}$. Estos valores resultan de los datos de su volumen total,

calculado entre 22.6 a 39.0 millones de metros cúbicos (Monente, 1978; Trocoli *et al.*, 2000). Dado que los valores de clorofila *a* medidos en la laguna de La Restinga, están entre 2.06 y 5.13 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ (Buitrago *et al.*, en prensa), se consideró a La Restinga como una laguna de baja productividad, según la clasificación utilizada por Gocke *et al.* (2003) y se dio mayor importancia al valor de 19 $\mu\text{gC}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{hr}^{-1}$ para los cálculos, siendo 14.06 $\mu\text{gC}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{hr}^{-1}$ el valor de productividad bacteriana a utilizar; no obstante, de acuerdo al procedimiento seguido en la mayoría de los compartimientos del ecosistema lagunar considerados, se decidió tomar en cuenta ambos valores extremos (19 y 88 $\mu\text{gC}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{hr}^{-1}$). La producción primaria media anual del fitoplancton en la laguna, es alta, en base a los datos reportados de 306 - 1200 $\text{mgC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{día}^{-1}$ (Margalef, 1969), se estimó que cada año el fitoplancton de la laguna fija 3158 $\text{tC}\cdot\text{año}^{-1}$ (Tabla 3).

Tabla 3. Estimaciones de carbono fijado por componente de los ecosistemas evaluados dentro del PNLLR.

Componente Cantidades	Valor estimado $\text{tC}\cdot\text{año}^{-1}$	Valor Mínimo $\text{tC}\cdot\text{año}^{-1}$	Valor Máximo $\text{tC}\cdot\text{año}^{-1}$	ÁREA m^2
Hojarasca	7367	2238	18092	10218496
Árboles de mangle	1603	66	38016	10218496
Bacterias en la laguna	8851	2785	22248	11474224
Fitoplancton en la laguna	3158	1282	5034	11474224
Sedimento bajo el manglar	731	368	1094	10518400*
Vegetación terrestre	58460	13755	103164	68776296
Área marina	22376	31208	14608	66400000
Conchas de Guacuco	219	219	219	
Total	102765	51921	202476	156869016

(*) Incluye el área tanto de la franja aledaña al manglar como debajo de éste.

En cuanto a los componentes presentes en el área marina del parque, la productividad para las aguas litorales alrededor de la Isla de Margarita se ha estimado en 337 $\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$ (Ballester y Margalef, 1967), con una variabilidad entre 475 y 220 $\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$. Como el área marina costera del parque es de 6640 ha (Tabla 3) el carbono fijado puede estimarse en 22376 t de C al año o entre 14608 y 31208 t de C al año.

Para el caso de las poblaciones de organismos bentónicos estudiados como componentes importantes en la fijación de carbono dentro del parque, se tuvo en cuenta que en la playa arenosa del parque, de 23 km de longitud, se ha estimado una biomasa total de guacucos (*Tivela mactroides*) de aproximadamente 3200 toneladas (Etchevers, 1976; Buitrago y Segura, 1989; Marcano, 1990) y que dichas poblaciones tienden a tener una tasa de recambio de 1.5 años (Buitrago y Segura, 1989). Así que la productividad de esta población se puede estimar dividiendo 3200 toneladas de biomasa total entre el período de recambio poblacional, lo que resulta en 2133 $\text{t}\cdot\text{año}^{-1}$.

Como el 10% del peso total del guacuco corresponde a su carne (Etchevers, 1976) y el 90% el peso de su concha, esas 2133 $\text{t}\cdot\text{año}^{-1}$ se convierten en 1920 $\text{t}\cdot\text{año}^{-1}$ al considerar

solo las conchas. Esta conversión se hace ya que son las conchas el principal componente que permanece en las playas, con muy poca desintegración o transporte en un año y representando un verdadero reservorio de carbono.

El 95% de las 1920 t de conchas de guacuco depositadas cada año es 1824 t, lo que corresponde al peso del CaCO_3 en las conchas. El 12% de ese 1824 t es carbono equivalente a 218.9 t, que representa el carbono fijado por las conchas de la población de guacucos en un año en La Restinga.

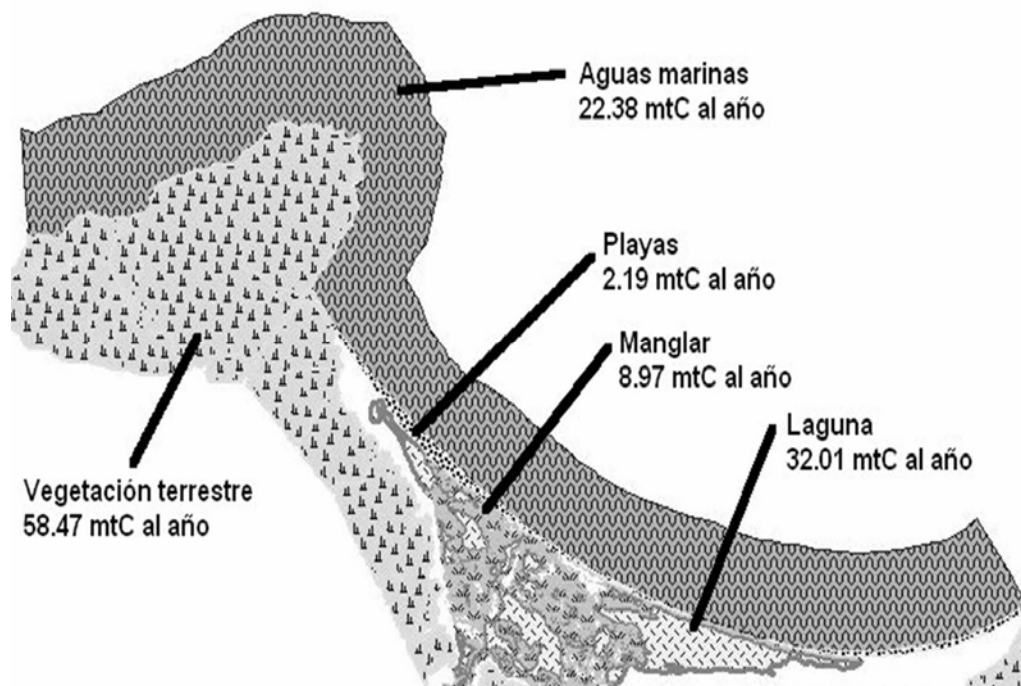


Figura 2. Carbono fijado en el Parque Nacional Laguna La Restinga.

A pesar de que los ecosistemas terrestres ocupan la mayor extensión del Parque (unas 6877 ha), han sido poco estudiados, solo se dispone de algunos estudios de fauna. Al comparar los ecosistemas del Parque con datos obtenidos en ambientes similares, como el Caribe, Mexicano y la costa Atlántica Brasileña, se obtiene que los valores de productividad se encuentran entre 2 y 15 $\text{MgC}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ (Tiessen *et al.*, 1998). Se estimó que la vegetación de la zona xerófila del PNLLR fija unas 58460 $\text{tC}\cdot\text{año}^{-1}$.

La Tabla 3 presenta el valor de carbono fijado máximo, mínimo y más probable, estimado para cada uno de los componentes de los ecosistemas considerados dentro del Parque Nacional Laguna de La Restinga; así como el área ocupada por cada uno de dichos componentes. La Figura 2 presenta los valores en toneladas de carbono por año fijado por los principales componentes considerados dentro del PNLLR. A manera de conclusión podemos decir que el Parque Nacional Laguna de La Restinga fija unas 102.8 tm de carbono al año.

Tabla 4. Estimación del valor económico total del carbono fijado en el Parque Nacional Laguna de La Restinga (en dólares estadounidenses)

Componente	Valor estimado	Valor Mínimo	Valor Máximo
Hojarasca	174 633	7 833	2 311 391
Árboles de mangle	5 611	231	133 058
Bacterias en la laguna	216 825	9 747	2 842 353
Fitoplancton en la laguna	90 675	4 485	643 155
Sedimento bajo el manglar	24 161	1 288	139 758
Vegetación Terrestre	1 059 224	48 143	13 180 289
Área marina	987 773	51 128	3 987 134
Conchas de Guacuco	14 365	766	27 964
Total	2 573 267	72 495	19 277 969

El valor económico de cada componente se calculó multiplicando el valor estimado del precio de la tonelada de carbono por el número de toneladas de cada componente. La tabla 4, presenta el valor estimado, máximo y mínimo de cada componente del Parque del carbono fijado. El valor total estimado es de 2573267 US\$, equivalentes a 5532525 BsF según la tasa de cambio oficial en Venezuela (1 US\$ = 2.15 BsF).

Los valores obtenidos en los precios en dólares de acuerdo al carbono fijado por unidad de área o volumen, presentan tendencias similares a las reportadas en estudios realizados en ecosistemas semejantes. En uno de los casos mejor estudiados para manglares en el sur de Tailandia, se señala un valor de $85.5 \text{ US}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$; donde se consideró un precio de $5.67 \text{ US}\cdot\text{tC}^{-1}$; el cual se encuentra dentro del intervalo de valores reportados para el presente estudio (76 a $91 \text{ US}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$).

Los resultados obtenidos en esta estimación de carbono fijado y su valoración económica son un intento por sistematizar, focalizar y seleccionar dentro de las diferentes metodologías y procedimientos existentes, los más prácticos y aplicables según la información disponible del Parque. No obstante, la misma utiliza diferentes supuestos y fuentes de datos que pueden ser causas de error; por ejemplo: i) los datos utilizados en los cálculos no necesariamente provienen del Parque y aunque se buscan fuentes similares, pudiese haber discrepancias en la composición química de los sedimentos, para el caso del carbono fijado por el sedimento bajo el manglar; ii) la productividad del fitoplancton podría variar en el año y entre años; iii) la densidad y estructura del bosque de manglar de La Restinga pueden diferir de las existentes en Punta de Mangle; iv) podría subestimarse la contribución de los árboles muertos y caídos en la dinámica global del sistema; v) no se consideran de forma cuantitativa las tasas de descomposición y la migración de carbono entre los componentes del sistema debido a que se desconocen; vi) los valores de productividad bacteriana utilizados provienen de lagunas con dimensiones diferentes a la de La Restinga, pero no hay datos locales de estos factores; vii) la vegetación terrestre está compuesta por especies con diferentes potenciales de productividad que aquí se consideraron globalmente; viii) la biomasa y la tasa de recambio de la población de guacucos puede variar espacial y temporalmente; entre otros.

En este punto es necesario hacer algunas consideraciones generales respecto al enfoque seguido en el presente estudio. Para cuantificar la cantidad de carbono fijado se usó el método de beneficios transferidos, pero para monetizar ese resultado existen, como en el caso de cualquier otra valoración, diversos métodos que pudiesen ser utilizados, siendo los más acordes con el secuestro de carbono: el método de daños evitados o prevenidos, el método de evaluación contingente, el método de costo de oportunidad social

marginal, el método de costo alternativo, el método de costo de mercado, costo de reemplazo y costo sustitutivo (Dore y Johnston, 2001). La selección de estos métodos depende de la suposición básica que se haga respecto del contexto en el cual el secuestro de carbono tenga un valor determinado. Así si se selecciona el calentamiento global y sus posibles daños como dicho contexto; entonces la valoración del carbono secuestrado puede ser dividida en dos categorías amplias: 1) el caso en que se supone que los daños debido al cambio climático pueden ser cuantificados a nivel local y los mismos son conocidos, y 2) esos daños no pueden ser estimados, aunque hay una preocupación pública por reducir el impacto de los mismos.

En el primer caso, cuando se asume que se conoce la magnitud de los daños que el cambio climático causaría a nivel local, se pueden aplicar el método de “daños evitados o prevenidos” y el método de “valoración contingente” para la disposición a pagar. En el primero se estima el valor de un servicio basándose en el costo de los daños que tendría la pérdida de dicho servicio. En el presente trabajo y en muchos otros casos revisados, no se conoce la magnitud de daño a nivel local ni el costo de las medidas para prevenir los posibles desastres y aunque la magnitud del daño pudiese abstraerse de un nivel global, el costo a pagar por la nación o la sociedad en general es difícil de evaluar, debido a la diversidad y complejidad de las medidas para evitar los daños del cambio climático. En el caso de la “disposición a pagar” utilizando el método de valoración contingente, se plantea otro problema al tratar de valorar el secuestro de carbono en el Parque y es el hecho de que el cambio climático es aun incierto en la mente de muchas personas y sus implicaciones no son muy bien conocidas por el público en general; además de que no existen referencias al uso de este método en casos similares (Kulshreshtha y Loewen, 1997).

En el segundo caso, cuando la magnitud de los daños se desconoce o no puede ser estimada, los métodos se basan en el hecho de que frente a esta situación la sociedad tiene dos opciones: reducir las emisiones como opción de mitigación o incrementar el secuestro de carbono.

Las acciones que consideran la opción de mitigación, se encuentran a su vez enmarcadas en tres alternativas con sus respectivos métodos de valoración económica: 1) reducción de las emisiones; bajo la cual se aplicaría el método de costo alternativo, a partir del costo de la recaptura cercana a las fuentes industriales, el costo del uso de tecnología alternativa, energías renovables y el costo de la actualización de tecnologías atrasadas; 2) emplear un funcionamiento a un nivel social óptimo en términos de capacidad de la atmósfera. En este caso se aplicaría el método de costo de oportunidad social marginal; 3) participación en algún tipo de mercado basado en transacciones, aplicando un método basado en el mercado, como los bonos o créditos intercambiables en los mercados. De estas tres, el método basado en el mercado es el más utilizado por su equivalencia global y por que posee múltiples niveles de comparación: créditos debido a proyectos; bonos verdes; bolsa de valores para créditos; certificados canjeables por dinero; entre otros. De ahí que esta fuera la variante seleccionada para monetizar el caso del Parque Nacional Laguna de La Restinga.

Por otra parte, las acciones que consideran solo el incremento del secuestro de carbono de forma directa permiten valorar este servicio ambiental a través del método de costo de reemplazo y el método de costo de sustitución. Estos dos últimos métodos de valoración no fueron evaluados en el presente trabajo, debido principalmente a la carencia de datos provenientes de la zona que serían necesarios para aplicar los cálculos bajo los supuestos de cada método. Por ejemplo, no hay suficientes datos sobre el cambio en el uso de la tierra, o de la cobertura, salvo del manglar, dentro del parque y la extrapolación de información proveniente de otras zonas similares no cumple con

algunas condiciones que le son propias a un área bajo régimen especial de manejo, pues los datos provienen de áreas cultivadas o muy intervenidas, o en el caso de la reforestación las tasas de crecimiento y recuperación provienen de plantaciones controladas o no hay suficiente información sobre la estratigrafía de la zona relacionada con su capacidad de fijación de carbono.

Después de haber señalado los diferentes métodos que podrían aplicarse a la valoración del secuestro de carbono, vale la pena considerar la existencia de una resistencia y hasta rechazo del uso de los créditos de reducción de emisiones de gases invernadero como alternativa para prevenir el cambio climático y sus efectos. Ya de por sí, la discusión de aplicar valores de mercado a los ecosistemas entraña problemas éticos, filosóficos y de opinión pública en general. Las críticas casi siempre se centran en cómo se le puede poner un valor monetario a la naturaleza; no obstante la sociedad y los hacedores de políticas que tienen que tomar decisiones centradas en información tangible para conservar y proteger los servicios que prestan estos ecosistemas, necesitan argumentos basados en unidades comúnmente comprendidas. Más aun, ya que muchos de los servicios ecosistémicos tienen, a la larga, consecuencias económicas, la aplicación de valoraciones monetarias llegan a ser necesarias al menos como lenguaje para discutir y proponer.

En el caso particular de los créditos por reducción de emisiones, las críticas van más allá de las implicaciones filosóficas de la valoración monetaria del servicio ambiental, se centran en el hecho de que dichos mecanismos presentan a sus compradores, es decir a los países desarrollados que deben cumplir con lo acordado en Kyoto, la posibilidad de escaparse de parte de sus compromisos morales mediante un recurso financiero.

Los defensores de los Mecanismos de Desarrollo Limpio (CDM por sus siglas en inglés), también llamado mecanismo de flexibilidad, argumentan que los proyectos generados por éste en los países en desarrollo, permiten contribuir a la reducción de las emisiones que de otra forma igualmente seguirían produciéndose y a la vez contribuyen al desarrollo armónico de los países receptores, generalmente bajo alta presión por razones económicas y sociales (May *et al.*, 2004). Por otro lado, los detractores de este método señalan que genera demasiadas fuentes de evasión de responsabilidades, al afirmar que muy poca utilidad tienen las grandes infraestructuras producto de los CDM en países en desarrollo, si el compromiso no tiene por qué extenderse más allá de 2012. Además, señalan que aunque para llegar a un acuerdo de tales dimensiones hay que elaborar una política de mínimos, realista y realizable, el surgimiento de este mercado de bonos pone en evidencia una de las paradojas de Kyoto: no es necesario reducir la contaminación a escala global. Se trata, más bien, de que contamine el que puede pagarlo, al precio que sea (Galindo, 2005).

A pesar de que las preocupaciones en este sentido son válidas, también es justo decir que ninguna de estas medidas son el resultado del texto original del Protocolo sino, más bien, de las negociaciones posteriores celebradas en 2001 en Bonn y Marrakech, que hicieron posible la aplicación del acuerdo y que, en general, hay ciertas restricciones para poder optar por el comercio de los créditos o bonos, entre ellas la más importante es, que para poder comprar los bonos a otro país, el comprador debe haber alcanzado los límites que se había programado.

BIBLIOGRAFIA

- Absten, M., D. Bone, P. Bush, R. Collin, J. Cortés, A. Croquer, T. Fisher, J. Ferreira. P. Gayle, F. Geraldés, *et al.* 2004. *CARICOMP 1993-2003*. D. Linton and T. Fisher eds., Florida, 91 pp.
- Alogi, D. M. 1996. The dynamics of benthic nutrient pools and fluxes in tropical mangrove forests. *JMR*. 54:123-148.
- Anielski, M. 1998. *In search of the carbonic truth: Carbon accounting*. Conference Global Village or Global Pillage: Rethinking Citizenship in a Corporate World. Alberta, 21 pp.
- Ballester, A., y R. Margalef, 1967. Producción primaria. *Memoria de la Sociedad de Ciencias Naturales La Salle*. 70(72): 209-248.
- Bouillon, S., P. C. Mohan, N. Sreenivas, y F. Dehairs, 2000. Sources of suspended organic matter and selective feeding by zooplankton in an estuarine mangrove ecosystem as traced by stable isotopes. *Marine Ecology Progress Series*, 208: 79-92.
- Buitrago, J., y J. Segura, 1989. Estimaciones preliminares de la abundancia de guacucos en la región nororiental. *EDIMAR, Inf. Tec.*, Venezuela. 19 pp.
- Buitrago, E., J. Buitrago, L. Freitas, y C. Lodeiros, En prensa. Identificación de factores que afectan al crecimiento y la supervivencia de la ostra de mangle *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828) bajo condiciones de cultivo suspendido en La Laguna de La Restinga, Isla de Margarita, Venezuela. *Zootecnia Tropical*.
- Buitrago, J., M. Rada, y H. Castellanos, 2007. Metodología de valoración integral de los servicios ambientales que prestan los parques nacionales y monumentos naturales. *FONACIT, INFORME FINAL Proyecto 2001003237*. Venezuela, 383 pp.
- Bunt, J. 1995. Continental scale pattern in mangrove litter fall. *Hidrobiología*, 295(1-3): 135-140.
- CARICOMP, 2001. The Caribbean Coastal Marine Productivity Program (CARICOMP). *Bull. Marine Sc.*, 69 (2): 819-829.
- Cintron, G., y Y. Schaffer-Novelli, 1983. *Introducción a la ecología del ambiente*. Oficina Regional de Ciencia y Tecnología de la UNESCO para las Américas y el Caribe-Rostiac, Monte Video, Uruguay, 109 pp.
- Clough, B. F. 1992. Primary productivity and growth of mangrove forests, pp. 225-250. En A. I. Robertson y D. M. Alongi eds., *Tropical mangrove ecosystems. Coastal and estuarine study*, 41, American Geophysical Union, Washington.
- Dayal, P. 2000. Carbon trading and sequestration projects offer global warming solutions. *EM Feature*. pp 15-24.
- Boer, W. 2000. Biomass dynamics of seagrasses and the role of mangrove and seagrass vegetation as different nutrient sources for an intertidal ecosystem. *Aquatic Bot.*, 66: 25-239.
- Dore, M., y M. Johnston, 2001. The carbon cycle and the value of Canadian forests. *J. Sustainable Forestry*, 12 (1-2): 123-151.
- Etchever, S. L. 1976. Notas ecológicas y cuantificación de la población de guacuco (*Tivela mactroides*, Born, 1778) (Bivalvia – Veneridae) en la Ensenada de la Guardia, Isla de Margarita, Venezuela. *Bol. Inst. Ocean. Univ. Oriente*, 15(1): 57-64.
- Galindo, J. 2005. *El Protocolo de Kioto convertido en negocio: Se vende tonelada de CO₂*. (<http://www.infosolidaria.org>).
- Gocke, K., M. Pineda, y A. Vallejo, 2003. Heterotrophic microbial activity and organic matter degradation in coastal lagoons of Colombia. *Rev. Biol.Trop.*, 51(1): 85-98.

- Golley, F., H. T. Odum, y R. F. Wilson, 1962. The structure and metabolism of Puerto Rican red mangrove forest in May. *Ecology*, 43: 9-19.
- Gonneea, M., A. Paytana, y J. Herrera-Silveira, 2004. Tracing organic matter sources and carbon burial in mangrove sediments over the past 160 years. *Estuarine, Coastal Shelf Sc.*, 61: 211-227.
- May, P., E. Boyd, F. Veiga, y M. Chang, 2004. Local sustainable development effects of carbon forests in Brazil and Bolivia: a view from the field. *Markets for Environmental Services*, 5, IIED, London. (<http://www.iied.org/eep>).
- Holmer, M., y A. B. Olsen, 2002. Role of decomposition of mangrove and sea grass detritus in sediment carbon and nitrogen cycling in a tropical mangrove forest. *Marine Ecol. Progress Ser.*, 230: 87-101.
- Jennerjahn, T. C., y V. Ittekkot, 2002. Relevance of mangroves for the production and deposition of organic matter along tropical continental margins. *Naturwissenschaften*, 89: 23-30.
- Kinsman, J., y A. Smith, 1999. Flexibility mechanisms for dealing with air and climate change. Emissions, trading and carbon sequestration. En *Proceedings of the Electric Utilities Environmental Conference*, Tucson.
- Kristensen, E., M. Holmer, G.T. Banta, M. H. Jensen, y K. Hansen, 1995. Carbon, nitrogen and sulfur cycling in sediments of the Ao Nam Bor mangrove forest, Phuket, Thailand: A review. *Phuket Marine Biological Center Research Bull.*, 60: 37-64.
- Kulshreshtha, N., y K. G. Loewen, 1997. Value of wilderness protection in Saskatchewan: A case study of existence values, pp. 207-216. En T. Bouman y D. G. Brand, eds., *Sustainable forests: global challenges and local solutions*, Haworth Press.
- Kulshreshtha, N., L. Silvia, M. Johnston, y C. Kinar, 2000. *Carbon sequestration in protected areas of Canada: (An economic valuation)*. University of Saskatchewan Research Report, 163 pp.
- Litynski, J., K. Scott, H. Mcilvried, y D. R. Srivastava, 2006. The United States Department of Energy's Regional Carbon Sequestration Partnerships Program: A collaborative approach to carbon management. *Environment International*, 32: 128-144.
- Law, D., y S. Bachu, 1996. Hydrogeological and numerical analysis of CO₂ disposal in deep aquifers in the Alberta sedimentary basin. *Energy Convers Manag*, 36: 11-67.
- Marcano, J. 1990. *Evaluación de la población de guacuco T. mactroides (Born, 1778) en la Ensenada de la Guardia, Isla de Margarita, Edo Nueva Esparta*. Informe no publicado del FONAIAP, Porlamar. Venezuela, 20 pp.
- Margalef, R. 1969. Comunidades planctónicas en lagunas litorales, pp. 545-562. En *Mem. Simp. Internac. Lagunas Costeras*, UNAM-UNESCO (1967).
- Monente, J. A. 1978. Estudio químico físico de la Laguna de La Restinga. *Memoria de la Sociedad de Ciencias Naturales La Salle*. 110: 227-310.
- Naveda, J. 2005. *Algunos lineamientos teóricos y metodológicos para un Plan Nacional de Ordenación Territorial: una aproximación a través de las ciencias de los paisajes y la sustentabilidad ambiental*. Trabajo Especial de Grado para optar al título de Magíster of Sciences en Ordenación Territorial y Ambiente, Instituto de Geografía y Conservación de Recursos Naturales, Facultad de Ciencias Forestales y Ambiente. Universidad de Los Andes, Mérida. Venezuela. 226 pp.
- New York Times, 2006. The price of polluting falls. 05/16/2006, pp. 16.

- Paz, H. 2004. *Obtención de carbonato de calcio de conchas de piangua*. Tesis de grado en Ingeniería Agroindustrial, Universidad Nacional de Colombia, Palmira, 126 pp.
- Pérez, R. 2006. *Cobertura del Parque Nacional Laguna de La Restinga en las últimas 5 décadas y cambios observados mediante interpretación de imágenes remotas*. Trabajo de grado. IUTEMAR. Punta de Piedras, Margarita Venezuela. 236 pp.
- Point Carbon, 2006. *Carbon Market ABC*.
(<http://www.pointcarbon.com/category.php?categoryID=632>).
- Point Carbon, 2005. *Carbon Price*.
(<http://www.pointcarbon.com/Home/Carbon%20Market%20Daily/article6521-632.html>)
- Robertson, A. I., D. M. Alongi, y K. G. Boto, 1992. Food chains and carbon fluxes. En A. I. Robertson y D. M. Alongi, eds., *Tropical mangrove ecosystems*, pp. 293-326.
- Rosenzweig, R., M. Varilek, B. Feldman, R. Kuppalli, y J. Janssen, 2002. The emerging international greenhouse gas market. *Pew Centre on Global Climate Change*, March 2002. <http://www.pewclimate.org>
- Rosenberger, R., y J. Loomis, 2001. Benefit transfer of outdoor recreation use values: A technical document supporting the Forest Service Strategic Plan. *Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-72*. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 59 pp.
- Sasekumar, A., y J. J. Loi, 1983. Litter production in three mangrove forest zones in the Malay Peninsula. *Aquatic Bot.*, 17(3-4): 283-290.
- Sathirathai, S. 1998. Economic valuation of mangroves and the roles of local communities in the conservation of natural resources: case study of Surat Thani, South of Thailand. *EEPSEA Research Report*.
(<http://www.eepsea.org/publications/policybr3/ACF3B6.html>).
- Sathirathai, S. 2003. *Economic valuation of mangroves and the roles of local communities in the conservation of natural resources: case study of Surat Thani, South of Thailand*. <http://203.116.43.77/publications/research1/ACF9E.html>
- Silva, C, L. D. Lacerda, L. F. Silva, y C. E. Rezende, 1991. Forest structure and biomass distribution in a red mangrove stand in Sepetiba Bay, Rio de Janeiro. *Rev. Brasileira Bot.*, 14(1): 21-26.
- Tierramérica. 2006. *Especial de Tierramérica sobre el protocolo de Kyoto*.
(<http://www.tierramerica.net/kyoto/index.shtml>).
- Tiessen, T., C. Feller., E. Sampaio, y P. Garin, 1998. Carbon sequestration and turnover in semiarid savannas and dry forest. *Climatic Change*, 40: 105-117.
- Troccoli, L., J. Herrera, y J. Salazar, 2000. *Laguna de La Restinga, Venezuela*.
<http://data.ecology.su.se/mnode/CentralAmerica/laRestinga/lr.htm>
- Wilson, E, T. Johnson, y D. Keith, 2003. Regulating the ultimate sink; managing the risks of geologic CO₂ storage. *Environ Sci Technol.* 37: 34-76.
- Xu, T; J., A. Apps, y K. Pruess, 2004. Numerical simulation of CO₂ disposal by mineral trapping in deep aquifers. *Appl. Geochem.* . 4 (19): 917-36.
- Woodroffe, C. 1992. Mangrove sediments and geomorphology pp. 7-41. En A. I. Robertson y M. Alongi eds., *Tropical Mangrove Ecosystems*. American Geophysical Union, Washington.

ESTIMACIÓN DE RESERVAS DE CARBONO DE LOS SUELOS MINERALES DE CUBA.

Parte I. Estimación puntual a partir de perfiles de suelos

Carbon stock estimation of Cuban mineral soils.

Part I. Site assessment by soil profiles

Daniel Ponce de León y Fernando Ortega Sastriques

Universidad Agraria de La Habana (UNAH).

Autopista Nacional y Carretera de Tapaste. San José de Las Lajas. La Habana, Cuba. Apdo.

Postal 1819.

E-mail: dponcel@isch.edu.cu, ortega@enet.cu

RESUMEN

Para el cálculo de la reserva de carbono de los suelos (*RCOS*) en perfiles de suelos minerales se utilizó un método de extrapolación matemática a partir del ajuste de funciones teóricas de distribución del carbono con la profundidad y curvas patrones de reserva de carbono por especie de suelo. La metodología propuesta se validó mediante una población de datos independientes (53 perfiles de la región de La Habana) por medio de la raíz del error cuadrático medio. La validación global de la metodología de estimación puntual de la reserva de carbono para los horizontes superficiales indica un error relativo de 4.5% y para suelos sin inclusiones de solo 3.0%, comparable con el método de estimación tradicional a partir de perfiles de suelos completamente caracterizados. Los errores de estimación muestran un aumento exponencial para contenidos de inclusiones mayores del 30%. Las reservas de carbono de una muestra representativa de perfiles de suelos de Cuba se consideran “bajas” con un valor medio de 8.73 kg·m⁻². Se constatan diferencias significativas entre los suelos cultivados y forestales.

Palabras Claves: Carbono Orgánico del Suelo (*COS*), Reserva de Carbono, Estimación Puntual.

ABSTRACT

An extrapolative mathematical method was employed for assessing soil carbon stocks of individual mineral-soil profiles; the method is based on the fitness of the vertical carbon distribution in the profile with mathematical functions; standard functions relating soil carbon stocks and soil depth were established for most of the soil species of the 1974 Cuban soil classification. An independent data set (53 soil profiles from Havana province) was used for validating the proposed method by the root of the mean square error. The relative error for the carbon stocks of the upper soil layers was 4.5% and only 3% for the soils without inclusions; these errors are similar to those obtained by the traditional estimating methods that use the data from soils completely described. The errors increase exponentially when the inclusion content in the soil profile becomes bigger than 30%. For Cuban soils, carbon stocks can be regarded as lows with values under 8.73 kg·m⁻². There are significant differences between cultivated and forest soils.

Key words: Soil organic matter, Carbon stock, Site assessment

INTRODUCCIÓN

Para conocer los cambios en las reservas de carbono, estimar los flujos y pronosticar los cambios en dichas reservas ante diferentes transformaciones en el medio, es necesario establecer una línea base (Johnson y Kern, 2002).

La fuente de información para el cálculo de la reserva de carbono en los suelos es la información edafológica, el método utilizado para el cálculo de la reserva de carbono en un perfil consiste en la simple suma de la reserva calculada en cada horizonte particular, pertenecientes a perfiles de suelos caracterizados exhaustivamente por las variables implicadas en todos sus horizontes, en la que se tiene en cuenta además del contenido de carbono, la densidad del suelo y el contenido de inclusiones, método habitual en la práctica edafológica para el cálculo de las reservas de nutrientes. Sin embargo, la información edafológica contenida en los mapas de suelos desde el punto de vista del cálculo de la reserva, se caracteriza por ser escasa e incompleta y de difícil obtención por sus costos, lo que ha motivado que aún no se cuente con una estimación de las reservas de carbono de los suelos en Cuba y gran parte del mundo.

La metodología más ampliamente difundida para el cálculo de la reserva de carbono en los suelos minerales consiste en calcular la reserva en perfiles de suelos representativos completamente caracterizados y luego multiplicando el valor obtenido en el perfil por el área que ocupa en un mapa de suelo, sin tener en cuenta la variabilidad espacial de la reserva, la asociación entre los perfiles y el mapa de suelo se logra mediante el empleo de algún software de Sistema de Información Geográfica, tal como fue realizado por Kimble *et al.* (1990), para el cálculo de la reserva global de carbono.

Bernoux *et al.* (1998) usaron un modelo de distribución vertical del carbono con fines de estimar su contenido en horizontes no medidos y funciones de pedotransferencia para la estimación de los valores de densidad del suelo, además aplicaron técnicas geoestadísticas para el estudio de la variabilidad espacial de variables y parámetros; no obstante, prevalecen las estimaciones a partir de perfiles completamente caracterizados que forman parte de bases de datos globales, realizadas a escalas muy pequeñas de 1:5 M (Eswaran *et al.*, 1993) hasta 1:1 M (Bernoux *et al.*, 2002).

Moreno y Lara (2003) realizaron un estudio sobre la variación vertical del carbono y su significación en el cálculo de las reservas, en ecosistemas de bosques primarios e intervenidos, aplicando funciones a la distribución vertical del carbono en el suelo.

Para perfiles con dos o más capas el total de carbono orgánico del suelo hasta el espesor h (COS , $kg \cdot m^{-2}$) se halla mediante la expresión:

$$RCOS = \sum_{i=1}^{i=k} COS_i \times D_{s_i} \times h_i \times (1 - I_i) \quad [1]$$

Donde COS_i (C%) es la concentración de carbono orgánico del suelo en la capa i , D_{s_i} ($Mg \cdot m^{-3}$) es la densidad volumétrica de la capa i , h_i (cm) es el espesor de esa capa y I_i es el volumen de fragmentos e inclusiones mayores de 2 mm de la capa i .

Osea, para el cálculo de la reserva de un perfil se necesita la información completa de todos sus horizontes, o al menos de aquellos con contenidos significativos de carbono.

Sin embargo, la disponibilidad de datos edafológicos es generalmente escasa, por lo que es difícil reunir una cantidad importante de datos de perfiles completamente caracterizados para la estimación de la reserva de carbono a nivel nacional, incluso a escalas semidetalladas. Lo anterior explica el por qué las estimaciones ya abordadas están basadas en extrapolaciones del contenido medio de carbono del suelo para amplias categorías de suelos y vegetación a escalas de 1:1M y más pequeñas (*e.g.*, Eswaran *et al.*, 1993; Kern, 1994; Bernoux *et al.*, 2002).

La información que se tiene sobre el contenido de la materia orgánica del suelo (*MOS*) casi siempre se reduce a la capa superficial, que además puede haberse muestreado hasta diferentes profundidades.

Se han realizado evaluaciones de reservas de carbono de los suelos por medio de correlaciones con otros factores edáficos (Bernoux *et al.*, 1998), en la literatura edafológica se ha dado el nombre de funciones de pedotransferencia a esas ecuaciones regresivas.

Sin negar la posibilidad de emplear estas funciones, puede considerarse que amplía muy poco la información sobre las reservas de carbono de los suelos posibles de extraer por medio de la “minería de datos”. El porcentaje de *MOS* de la capa superficial es un dato muy frecuente, debido a lo sencillo de su determinación por valoración colorimétrica del dicromato reducido (Orlov *et al.*, 1969; Jackson, 1970), mientras los demás parámetros, con los que se suele correlacionar la *MOS* se obtienen con análisis más laboriosos y costosos, por lo que escasean más.

Se debe además considerar que el ajuste a las funciones de regresión siempre encierra algún grado de error por aproximación.

Por esas dos razones, parece razonable emplear, en primer lugar el propio valor del contenido de *MOS* de la capa superficial para, a partir de éste, establecer las reservas de carbono de todo el perfil dado o pedón. El procedimiento para realizar esta transformación, basado en matemáticas sencillas, se ha desarrollado en Cuba (Ortega *et al.*, 2002) y sus bases se presentan en este artículo.

En el presente trabajo se propone y valida el método de extrapolación matemática basado en modelos de distribución vertical del carbono en los suelos, para la estimación puntual de la reserva de carbono en suelos minerales, a partir de la información disponible de perfiles de suelos. Se caracteriza el contenido de carbono y las reservas en una amplia muestra representativa de perfiles de suelos de Cuba.

MÉTODOS

Técnicas analíticas

Se determina la reserva de carbono orgánico de los suelos minerales (*RCOS*) a partir del carbono orgánico de los suelos (*COS*) extraído por los métodos analíticos de combustión húmeda de Tiurin y Walkley - Black., comúnmente usados en los laboratorios de Cuba. Los valores expresados como porcentaje de materia orgánica del suelo (*MOS*), se convirtieron a carbono, según el criterio de Orlov *et al.* (1969): %*COS* es igual al %*MOS* dividido por 1.724.

En el análisis particular de cada perfil no se tuvo en cuenta la capa de humus mor y de hojarasca, solamente el carbono acumulado en el suelo en forma de humus verdadero del tipo *mull* o *moder*.

Método de Tiurin

El método de Tiurin (Kaurichev *et al.*, 1984) es usado en las determinaciones de *COS* realizadas en los laboratorios del Instituto de Suelos, y constituye el 48% de las muestras empleadas. Se basa en la oxidación del humus con disolución de bicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$) 0.4 mol.L^{-1} , preparada con ácido sulfúrico diluido en agua destilada a una proporción 1:1, la digestión se realiza en estado de ebullición moderada. Se valora con sal de Mohr 0.2 mol.L^{-1} utilizando como indicador la difenilamina.

Método Walkley-Black

El método de Walkley-Black (Jackson, 1970), es el usado en las determinaciones de *COS* realizadas en los laboratorios del Ministerio de la Agricultura (54% de las muestras empleadas) y a diferencia del de Tiurin no usa calor externo en la oxidación de la materia orgánica del suelo.

De acuerdo a la descripción anterior, se deduce que el método de Walkley – Black subestima el contenido de *COS* al no usar calor externo en la oxidación de la *MOS*, por otra parte, en muestras de suelos salinos o salinizados ocurre lo contrario, se sobre estima, al no emplear AgNO_3 para bloquear el anión Cl^- . La diferencia entre ambos métodos puede estar entre el 5-10%, lo cual se halla en el rango del error de la propia determinación, por lo que para los objetivos del estudio no es necesario discriminar la población de datos por el método analítico usado en la determinación del *COS*.

Presupuestos del método propuesto

El principio del método se basa en el hecho de que el contenido de la *MOS* decrece de forma monótona hacia la profundidad en los suelos minerales y que se puede ajustar a ecuaciones matemáticas, tomando los siguientes presupuestos de partida:

- i. Si dentro de cada tipo genético, los individuos edáficos deben tener un mismo tipo de humus, así como una distribución semejante por el perfil (Tiurin, 1937; Volobuev, 1963; Duchaufour, 1968), puede esperarse por tanto que cada tipo o subtipo de suelo tiene una curva de ajuste característico, por lo que el universo de datos derivados de suelos “patrones” pueden integrarse en un mismo universo con el cual establecer la curva promedio de la disminución del contenido de carbono respecto a la profundidad;
- ii. La proporción de humus lábil, respecto al humus total, no es elevada. Si consideramos que el coeficiente de descomposición de las formas estables del humus no difiere mucho entre horizontes edáficos de suelos de un mismo tipo y región geográfica, se puede plantear la hipótesis de que la desaparición del humus es proporcional a su contenido en todo el perfil edáfico;
- iii. No se incluyen los horizontes *mor* o *moder* de los suelos forestales, horizontes que no se analizan en general y donde se determina el *C* o el *COS* de manera independiente.

Procedimiento

Un resumen del procedimiento se expone en la Figura 1. Para la construcción de las curvas patrón, se parte de perfiles de suelos completamente caracterizados agrupados según el nivel taxonómico seleccionado que asegure la homogeneidad en las características relevantes al cálculo de la *RCOS*.

Sobre la base de los presupuestos declarados, se puede establecer una distribución vertical del carbono para cada perfil de suelo, del cual sólo tengamos el contenido de carbono de un horizonte e integrando la curva patrón explicada con anterioridad, y así obtener la reserva de carbono de ese perfil dado.

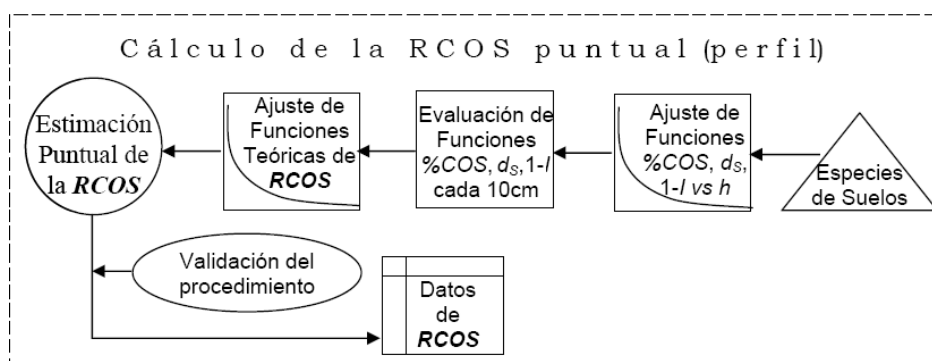


Figura 1. Flujo de información en el procedimiento empleado para la creación de curvas patrón usadas en la estimación puntual de la reserva de carbono.

Principios similares se emplean para establecer las curvas de la densidad del suelo (D_s) y 1-Inclusiones ($1-I$) respecto a la profundidad h más 10 cm. Como resultado se obtienen tres curvas [$COS_h = c(h)$; densidad del suelo, $D_s = d(h)$ e inclusiones, ($1-I) = i(h)$] para cada tipo, subtipo o grupo taxonómico (según sea necesario) de suelo y se evalúa su bondad de ajuste.

La $RCOS$ para un perfil de suelo será la integral la curva (patrón) de la función ajustada resultante del producto de la evaluación de las funciones anteriores, para incrementos de 10 cm, que representa la variación de la reserva de carbono respecto a la profundidad, según:

$$RCOS = \int_h^{h+p} c(COS) \times d(D_s) \times i(1-I) \quad [2]$$

La integral de esa curva entre dos profundidades es igual a la reserva de carbono entre esas profundidades; si tomamos la profundidad “0+10” y “50+10”, su integral serán los $kg \cdot m^{-2}$ de ese tipo de suelo en los primeros 50 cm.

Para el cálculo de la $RCOS$ en un perfil con información faltante, a partir del contenido de COS del horizonte superficial, se desplaza el límite de integración inferior sobre el eje de las abscisas (h) para tener en cuenta las pérdidas relativas en el contenido de carbono del suelo actual con respecto al patrón (función teórica de distribución del carbono con la profundidad), por efecto de la degradación y se integra hasta la profundidad $h+p$, según se ejemplifica en la Figura 2.

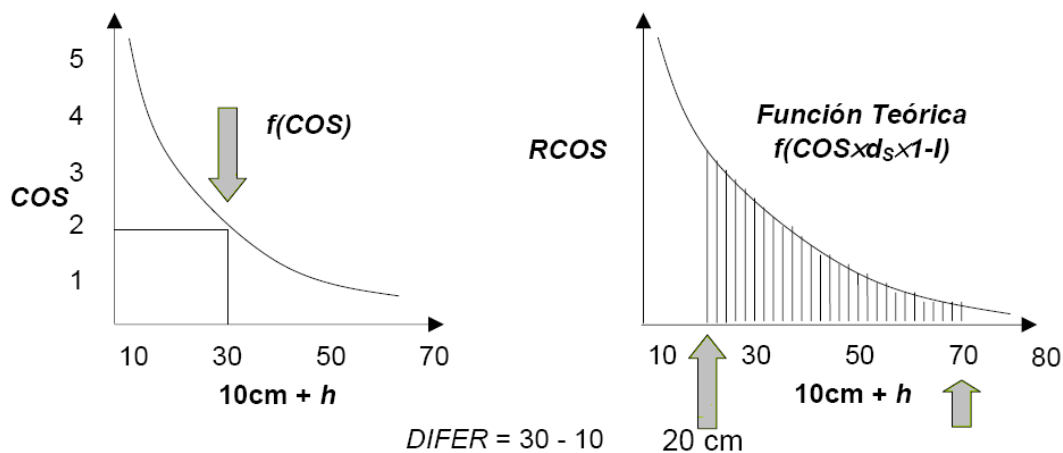


Figura 2. Ejemplo del cálculo de la Reserva de Carbono a partir de un dato de COS del horizonte superficial, conociendo la profundidad media de la muestra y la curva patrón que le corresponde por el subtipo y especie de suelo.

La minería de datos en los archivos de los servicios agroquímicos regionales, en los estudios de agronomía de las universidades e institutos agrícolas, brinda un volumen impresionante de datos de MOS de horizontes superficiales que, de la manera descrita, pueden transformarse en una multitud de valores puntuales georeferenciados de reservas de carbonos de los suelos.

Se calcularon las reservas de carbono para los espesores de cero (0) a: 50 cm ($RCOS_{50}$), 100 cm ($RCOS_{100}$) y hasta la profundidad de comienzo del horizonte C o un contacto lítico o paralítico ($RCOS_C$). El valor de la integral tiene como unidades $Mg \cdot ha^{-1}$, para la profundidad expresada en cm, el contenido de carbono en por ciento (%), y la densidad del suelo en $Mg \cdot m^{-3}$, $Mg \cdot ha^{-1} / 10 = kg \cdot m^{-2}$.

La salida idónea es una base de datos de reservas de carbono de perfiles de suelos georreferenciados que permita la aplicación de algún método de interpolación espacial y una tabla de datos que contenga estadígrafos descriptivos para cada grupo de suelos y vegetación, a la que llamamos Tabla General de Reservas.

Criterios de selección de los modelos matemáticos

Los criterios de selección de los modelos de ajustes de las funciones de distribución vertical de *COS* y *RCOS*, fueron:

◇ Comportamiento lógico de las curvas.

◇ El coeficiente R^2 . Según: $R^2 = 1 - \frac{Sf}{Sm}$ ó $R^2 = \frac{Sm - Sf}{Sm}$ [3]

◇ Desviación residual Sr . Según: $Sr = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (y_i - f(x_i))^2}{N - p}}$ [4]

Donde:

Sr - Desviación estándar residual; y_i - valor del punto i ; $f(x_i)$ - función ajustada;

N - Número de puntos y p - número de parámetros. La expresión $N-p$ representa los grados de libertad.

Sm - Desviación de los puntos con respecto a la media \bar{y} , dada por:

$$Sm = \sum_{i=1}^N (\bar{y} - y_i)^2 \quad [5]$$

Sf - Desviación con respecto a la función ajustada, dada por:

$$Sf = \sum_{i=1}^N (y_i - f(x_i))^2 \quad [6]$$

◇ Significación del ajuste resultado del análisis de varianza. La F estadística se calculó como: $F = \frac{(Sm - Sf)/(p - 1)}{Sf/(N - p)}$ [7]

◇ Falta de ajuste: es posible calcularlo cuando hay múltiples observaciones de la variable dependiente por un valor de la variable independiente, busca separar la varianza atribuida al error de la explicada por el modelo. En este caso se puede afirmar que la falta de ajuste al modelo en cuestión es significativa, cuando el valor de la F estadística es mucho mayor que uno ($F \gg 1$).

◇ El análisis de los residuos.

◇ Criterio de información de Akaike (AIC). Este criterio ha sido usado para seleccionar un modelo de acuerdo al número de parámetros en funciones de pedotransferencia (Minasny *et al.*, 1999), permite tener un indicador para seleccionar entre dos funciones candidatas y está dado por:

$$AIC = N \ln \left[\sum_{i=1}^N (y_i - \hat{y}_i)^2 \right] + 2p \quad [8]$$

Donde: AIC - Criterio de información de Akaike; y_i - valor real en el punto i ;
 \hat{y}_i - valor estimado en la función $f(x_i)$.

Validación

Se realizó una validación mediante una población de datos independientes (*RCHabVal*), conformada con todos aquellos perfiles que contaban con información de densidad de suelo (D_s) en sus horizontes, los cuales no intervinieron en la confección de las curvas patrones, se calcula la *RCOS* de manera por el método tradicional y por el método

propuesto, se obtuvo un total de 53 perfiles distribuidos en el territorio de la provincia de La Habana, en el occidente del país.

Los índices utilizados son: el error medio (*EM*), el error medio cuadrático (*EMC*) y la raíz del error medio cuadrático (*REMC*), empleados habitualmente (Voltz *et al.*, 1997; Minasny *et al.*, 1999), el primero aporta información sobre el sesgo, el segundo y el tercero dan información sobre la dispersión de las estimaciones, según las ecuaciones:

$$EM = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \{z_i(x_i) - \hat{z}_i(x_i)\} \quad [9]$$

$$EMC = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \{z_i(x_i) - \hat{z}_i(x_i)\}^2 \quad [10]$$

$$REMC = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \{z_i(x_i) - \hat{z}_i(x_i)\}^2} \quad [11]$$

Métodos estadísticos

Se empleó la estadística descriptiva para la determinación de los estadígrafos esenciales de posición y dispersión de los datos, así como la estadística no paramétrica para la comparación de las medianas entre grupos de la población de datos.

Estadígrafos calculados

Media aritmética (*M*), error estándar de la media (*SeM*), moda (*Mod*), mediana (*Med*), desviación estándar (*S*), varianza (*S*²), coeficiente de variación (*CV*), asimetría, curtosis, mínimo (*Min*), máximo (*Max*).

Pruebas no paramétricas

Prueba de normalidad de Kolmogorov – Smirnov: Para comprobar si la función de distribución acumulativa observada en los datos de cada variable analizada se ajustaba a la distribución normal. Kruskal – Wallis – Prueba si dos o más grupos de casos en una variable pertenecen a la misma población. Se utiliza para las mismas condiciones que la prueba anterior pero de manera global. Friedman – Se usa para comparar las reservas de carbono calculadas para diferentes profundidades, en los perfiles de la región Cuba, por lo que no pueden considerarse independientes.

Caso de estudio

El estudio abarca la totalidad de los suelos minerales de Cuba; excluyendo solamente del territorio nacional emergido, los espacios ocupados por suelos orgánicos, los centros urbanos y los cayos. La fuente básica de información edafológica la constituyó el Mapa Genético de los Suelos de Cuba, a escala 1:250000 (Instituto de Suelos, 1974), y perfiles del Mapa de Suelos a escala 1:25000.

La base de datos compilada (1656 perfiles de suelos, *RCubPer*) reúne la información necesaria para la confección de las curvas patrones y el cálculo de la reserva de carbono de los suelos minerales de Cuba. Los datos pertenecen al amplio rango de años que van desde la década del 70 hasta la del 80 de la pasada centuria, siendo tomada la mayor parte entre 1975 y 1990.

Los requisitos de información para la selección de los perfiles fueron contar con:

i- clasificación de acuerdo a algún sistema taxonómico de suelos; ii- descripción morfológica, especialmente datos sobre las inclusiones (concreciones, pedregosidad y graviliosidad) por horizonte genéticos; iii- datos analíticos del contenido de *COS* para diferentes profundidades; iv- datos de la densidad del suelo (*Ds*) para diferentes profundidades; v- georreferencia.

Los datos se organizaron por grupos de suelos (nivel taxonómico de especie), según la Segunda Clasificación Genética de los suelos de Cuba (Instituto de Suelos, 1975) con

información relevante para el ajuste de las curvas de carbono, densidad del suelo e inclusiones y la posterior determinación de la reserva de carbono.

Además del nombre de los suelos acorde a la clasificación local se hace referencia a su denominación más probable en el *World Reference Base* (Deckers *et al.*, 1998).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Errores en el método tradicional

Cuando se realiza el cálculo de la reserva de carbono de cada horizonte, se puede lograr con una precisión fluctuante entre el 20 y 26% (Tabla 1). En los suelos muy pedregosos o gravillosos el error inducido por el último factor aumenta de manera notable, por lo que la precisión es aún menor, mientras que en los suelos sin inclusiones esa fuente de error llega a desaparecer.

Tabla 1. Resumen de los errores estimados del cálculo de la reserva por el método tradicional.

Atributo	ErRel (%)	ErAbs	Importancia	Observaciones
%C Tiurin	5-6	0.1-0.3%	grande	Más el error de muestreo
%C Walkley-Black	10	0.3-0.5%	grande	Más el error de muestreo; subvalora el contenido de COS, mayor en suelos salinos
Ds Mg· m ⁻³	10	0.1 Mg· m ⁻³	grande	No se tiene en cuenta la humedad
h cm	1 - 5	0.5 cm	poca	Se compensa
1-I	5	50% de I	media	Cualitativa, depende del contenido de I

C – Carbono; Ds – Densidad del suelo; h - profundidad en cm e I – Inclusiones.

El error relativo de la densidad del suelo tiende a disminuir con la profundidad, al hacerse más homogéneo el material. El error relativo del contenido de carbono, por el contrario, aumenta a medida que su contenido absoluto se reduce.

En la Tabla 2 se muestra un ejemplo del error mínimo que se comete al determinar las reservas de carbono cuando se tiene toda la información del perfil, con un error relativo superior al 20%, dicho error cambia para los diferentes tipos de suelos.

Los errores derivados por la falta de precisión intrínseca en la determinación de las reservas de carbono de los suelos y la escasez de información para la estimación puntual en cada perfil de suelo, obliga a emplear un gran número de datos con la esperanza de que los errores se compensen entre ellos, gracias a la cantidad de información.

Tabla 2. Ejemplo de error mínimo en el cálculo de reservas para un perfil de suelo completamente caracterizado.

Horizonte	Profundidad cm	C %	Ds Mg·m ⁻³	RCOS kg·m ⁻²	Error Relativo %	Error absoluto kg·m ⁻²
A	0-10	3.00	0.95	2.85	20	0.57
AB	10-30	1.40	1.20	3.36	20	0.67
B	30-50	0,80	1.25	2.00	22	0.44
BC	50-90	0.20	1.30	1.04	25	0.25
Total	0-90			9.25	20.9	1.93

Relación de COS, Ds e I con la profundidad

Relación COS vs profundidad

En total se establecieron 172 relaciones *COS vs profundidad* para los suelos, hasta el nivel de género o especie. Por lo general se logró una correspondencia unívoca entre la especie de suelo y una función. Pero en ocasiones se tuvo que establecer más de una curva para una misma especie de suelo.

Un ejemplo es el del suelo Húmico Calcimórfico típico (*Feozem Chernic*) sobre caliza. En algunas llanuras de Camagüey y antiguos planos aluviales de La Habana existe un suelo carbonatado muy humificado (Figura 3A); tan elevada cantidad de carbono, teóricamente es imposible de alcanzar en el trópico (Jenny *et al.*, 1949; Volobuev, 1963). Los suelos Húmicos Calcimórficos comunes en Cuba no acumulan tanto carbono (Figura 3B) y estos no alcanzan el alto grado de condensación detectado en el primero (Ortega y Ascanio, 1985). Se ha considerado que dicho carbono acumulado, es un relicto adquirido en la etapa esteparia en que se formó durante el final del Pleistoceno (Ortega, 1985).

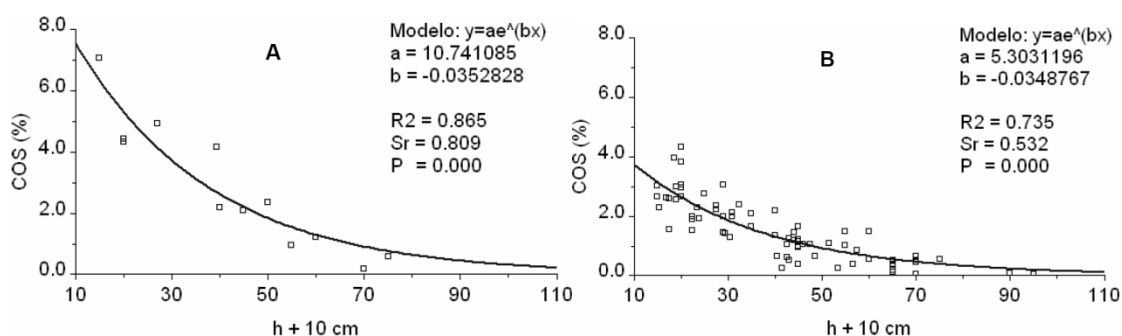


Figura 3. Diferencias en la humificación de dos suelos Húmico Calcimórfico (*Feozem Chernic*) bajo cultivo; A - muy humificado, B - poco humificado.

El factor vegetación no debe perderse de vista al comparar perfiles de suelos cultivados y de suelos forestales. El tipo de perfil húmico es diferente, dado el gran aporte de restos vegetales que reciben los suelos bajo una cubierta arbórea. Se muestra el ejemplo del suelo anterior (Figura 4A), para que adicionalmente, se pueda apreciar que la gran acumulación de carbono, que se notó en el primero de ellos, no es función de la vegetación.

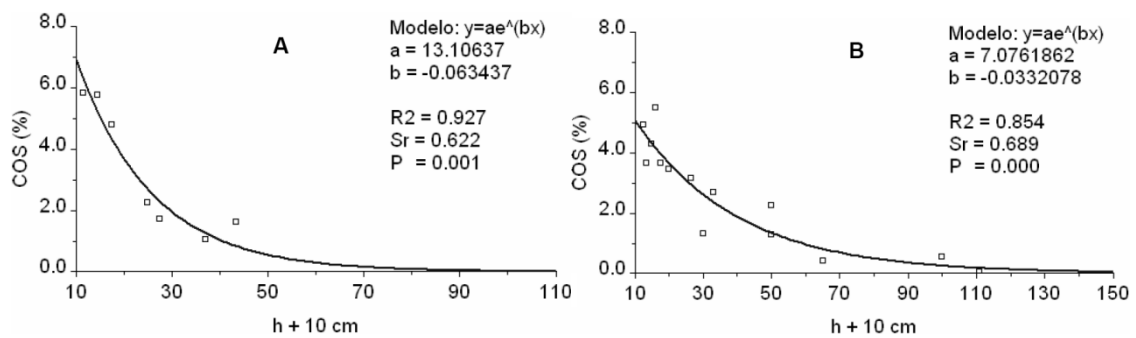


Figura 4. Efecto de la vegetación en la acumulación de carbono en dos suelos bajo bosque; A - Húmico Calcimórfico típico (*Feozem Chernic*), B - Ferralítico Rojo típico (*Ferralsol Rhodic*).

Los suelos forestales reciben un aporte mayor de restos vegetales, lo que permite mantener un contenido superior de carbono en todo el perfil del suelo; sin embargo, en las condiciones climáticas de Cuba, la hojarasca es transformada con gran rapidez, se han encontrado valores de la velocidad de descomposición superiores a la unidad, hasta en más de dos veces (Ricardo *et al.*, 1984; Rodríguez *et al.*, 1990), eso quiere decir que la hojarasca es renovada de la superficie del suelo cada 3-6 meses, por lo que no constituye un reservorio (*pool*) estable a tomar en consideración.

Solamente en algunos suelos de muy baja actividad biológica puede acumularse una capa mor, como el *xeromor* de los suelos cuarcíticos cubiertos de pinares, o el *sandmor* de los arenosos carbonatados bajo casuarinas; o bien los suelos forestales de los bordes de algunas ciénagas donde la intensa gleyzación se complementa con la precipitación de carbonatos, para formar un horizonte *hidromor*.

En los suelos donde la actividad biológica no es en extremo baja y solo se ve frenada ya sea por la pobreza del suelo, el exceso de carbonato activo o la hidromorfía, puede desarrollarse un horizonte *moder*, que sí se toma en consideración, por lo que se generaron curvas independientes para estos perfiles.

El caso del Ferralítico Rojo típico (*Ferralsol Rhodic*; Figura 4B), uno de los suelos más importantes de Cuba, acumula más del doble de carbono en las capas superficial y sub-superficial, que en un suelo bajo cultivo, mostrando una profunda penetración de la materia orgánica. Por el contrario, los suelos Vertisol Pélico típico (*Vertisol Pelic*) bajo vegetación forestal (Figura 5A-2), la materia orgánica logra penetrar sólo débilmente en el perfil acumulándose en la superficie del suelo. Se muestra el mismo género (materiales transportados no carbonatados) pero cultivado con pastos (Figura 5A-1). Esa débil penetración está condicionada por las desfavorables características estructurales de este suelo (Stepanov, 1974; Hernández *et al.*, 1986).

Los suelos Pardo cálcico (*Cambisol Calcic*) del Valle de Guantánamo tienden a acumular menos carbono que sus análogos del resto del País, debido a las particularidades climáticas de la región, por lo que pueden considerarse un grupo aparte, la diferencia entre el suelo cultivado (Figura 5B-1) y el forestal (Figura 5B-2) es menor.

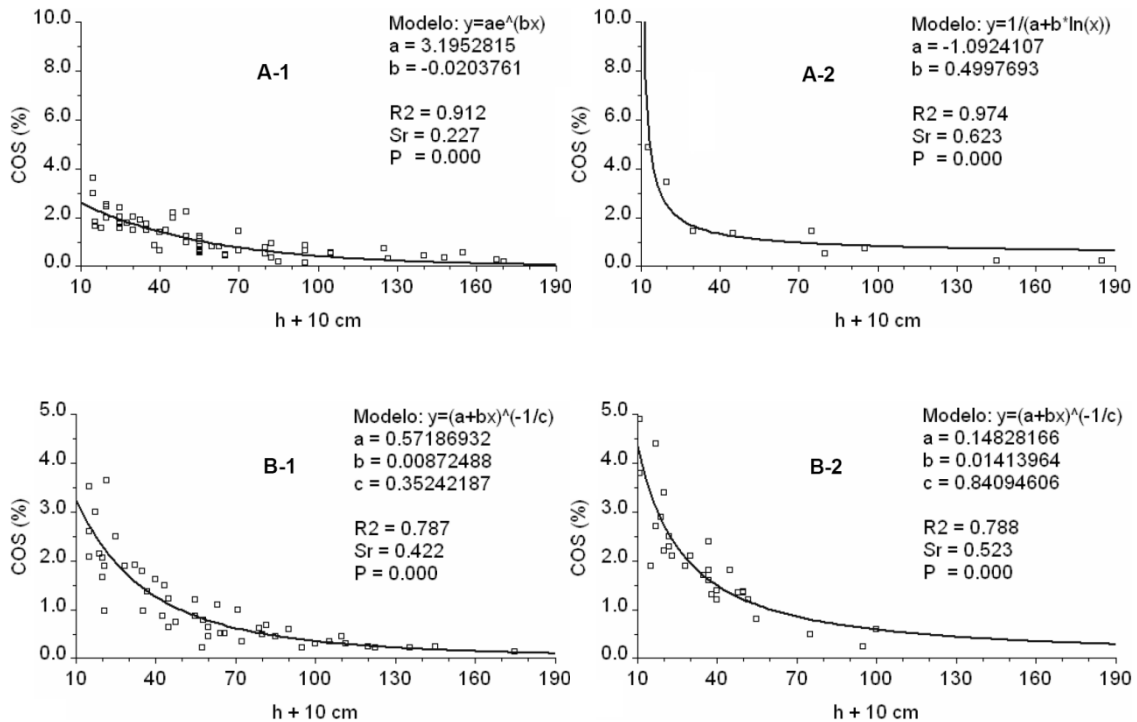


Figura 5. Efectos del Tipo de Utilización de la Tierra (TUT) en dos tipos de suelos. A - Vertisol Pélico típico (*Vertisol Pelic*); B - Pardo cálcico (*Cambisol Calcic*), 1 - cultivado, 2 - forestal.

Un caso complejo es el de los suelos que presentan perfiles semejantes a los podzólicos, (e.g. Gley Nodular Ferruginoso [*Gleysol Ferric*]). Ortega (1974) demostró que en los más arenosos, la acumulación de *MOS* en la base del horizonte B era por el traslado mecánica de partículas de humus bruto y no por condensación *in situ*, como ocurre en el horizonte Bh de los verdaderos Podzoles. A pesar de la gran variabilidad en que se puede presentar el horizonte “A₂”.

Ese comportamiento limita el uso de la técnica empleada en este trabajo de deslizar a la función por el eje de las abscisas, pero estos suelos son raros en el país y de muy bajo contenido de materia orgánica, de manera que las imprecisiones que se introducen por el método no influirán significativamente en los resultados generales del trabajo.

Relación *D_s* vs profundidad

En total se establecieron 59 curvas, en las cuales están presentes prácticamente todos los géneros representados en la Primera Clasificación Genética, si bien la información sobre algunos de ellos es escasa. Como ya se mencionó, los ajustes no son tan buenos como para la relación *COS vs h*. En la Figura 6 se muestran algunos ejemplos que se discuten a continuación.

Especialmente escasa es la información sobre la densidad del suelo Ferrítico Rojo Oscuro típico (*Ferralsol Rhodic-Ferric*), del cual se encontró un solo perfil con *D_s* determinada para sus horizontes inferiores. En el caso de los suelos vérticos, en los cuales la *D_s* depende de manera muy notable del estado de humedad en el momento de hacer la determinación, se prefirió unir la información disponible de todos los géneros (Figura 6A). En estos suelos la densidad se mantiene más o menos estable desde los primeros centímetros de profundidad, lo que puede estar asociado al carácter homogéneo de los sedimentos a partir de los cuales se forman estos suelos (Jakus, 1983).

Por el contrario, en otros suelos se vio la necesidad de distinguir más de un patrón para la curva *D_s vs h*, tal es el caso de los suelos Ferralíticos Rojos (*Ferralsol Rhodic*) que se discutirá en el próximo acápite, en ellos habitualmente hay pocas concreciones

pequeñas, su D_s está cercana a $1.2 \text{ Mg}\cdot\text{m}^{-3}$, pero cuando presentan cantidades notables de concreciones, su densidad (D_s) aumenta en los horizontes concrecionarios en los que se han encontrado datos de hasta $1.8 \text{ Mg}\cdot\text{m}^{-3}$.

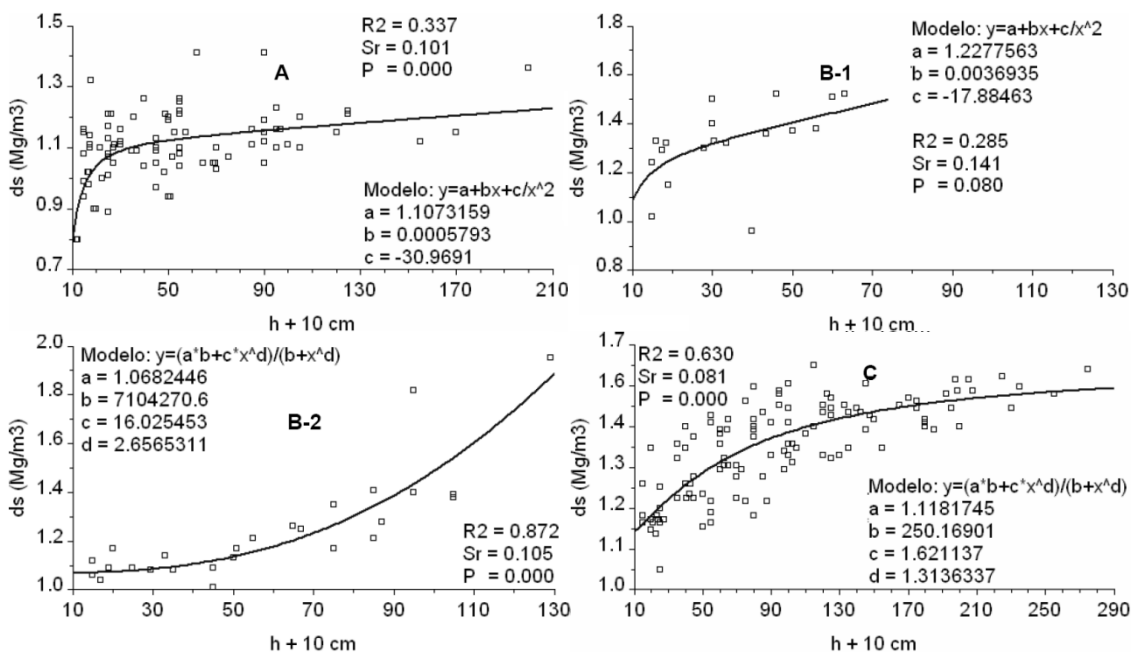


Figura 6. Ejemplos de ajustes densidad del suelo (D_s) vs profundidad (h) para diferentes suelos; A - Vertisol Pédico típico (*Vertisol Pelic*); B - Pardo (*Cambisol*), con género sin carbonatos; 1- poco profundo, 2 - profundo; C - Salino típico (*Solonchak Haplic*).

Se debe prestar atención a los suelos Pardos (*Cambisols*) con género sin carbonatos. La mayor parte de los casos que caen en esa categoría tienen una profundidad limitada (Figura 6B-1) y por ende con una alta variabilidad de los valores de D_s , lo que se refleja en el valor más bajo R^2 , pero donde la falta de ajuste no es significativa ($P = 0.487$ para una $F = 1.423$). Algunos perfiles alcanzan profundidades mayores, y estos son generalmente los escogidos en los estudios genéticos. La relación D_s vs profundidad no se comporta igual en ellos. En los Pardos más profundos la densidad del suelo es un 10 a un 20% más baja en la capa superficial y sub-superficial (Figura 6B-2).

Los suelos Pardos de Cuba se diferencian de los suelos pardos mediterráneos en que los primeros presentan el mayor arcillamiento en la superficie, en lugar del horizonte B, como es lo lógico en suelos donde existen todas las condiciones para la iluviación de arcilla.

Los suelos Pardos más profundos presentan el máximo contenido de arcilla en capas algo más profundas, presumiblemente por no haber sido por completo decapitados en el Holoceno Temprano (Ortega *et al.*, en prensa) por esa causa la densidad del suelo es menor en la superficie.

El caso de los suelos Salino típico (*Solonchak Haplic*; Figura 6C), la densidad es también una función del contenido de Na^+ adsorbido, que generalmente aumenta en el horizonte B.

Relación (I-I) vs profundidad

La mayor parte de los suelos o no presentan inclusiones, o bien no representan más del 5% en alguna de sus capas; no obstante, se generaron 60 funciones. La mayor parte de ellas es como las mostradas en la (Figura 7A), presentan un contenido bajo de inclusiones y una débil acumulación en alguna capa cercana a la superficie.