

Estimación del carbono almacenado en un juncal de *Schoenoplectus americanus* en el humedal costero Los Pantanos de Villa (Lima-Perú)

Ampuero Wendy¹, Aponte Héctor^{2,3*}

¹ Facultad de Ciencias Ambientales, Carrera de Ingeniería Ambiental, Universidad Científica del Sur, Lima, Perú.

² Facultad de Ciencias Veterinarias y Biológicas, Carrera de Biología Marina, Universidad Científica del Sur, Lima, Perú.

³ Museo de Historia Natural, Laboratorio de Florística - Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Lima, Perú.

* Autor para correspondencia: haponte@cientifica.edu.pe

Información de financiamiento

Este estudio fue financiado por la Dirección de Investigación y Desarrollo de la Universidad Científica del Sur en el marco del proyecto "Evaluación de la restauración natural y el stock de carbono de la vegetación afectada por el fuego en un área de Pantanos de Villa". Los equipos para el análisis de carbono fueron brindados por la empresa ESAB-COLFAX.

Declaración de disponibilidad de datos

Toda la data relevante a la investigación se muestra dentro del mismo manuscrito.

Declaración de conflictos de interés

Los autores declaran no tener conflicto de interés alguno.

Contribución de los autores

A. W.: Planificación, análisis y ejecución del proyecto; así como, redacción del manuscrito; A. H. Planificación y análisis del proyecto; asimismo, redacción del manuscrito.

Recibido: 28 de Diciembre de 2019.

Aceptado: 28 de Febrero de 2020.

Publicado (digital): 30 Marzo 2020.

Publicado (impreso): 30 Abril 2020.

Cita bibliográfica:

Ampuero, W. & H. Aponte. 2020. Estimación del carbono almacenado en un juncal de *Schoenoplectus americanus* en el humedal costero Los Pantanos de Villa (Lima-Perú). *Arnaldoa* 27 (1): e157-e164. <http://doi.org/10.22497/arnaldoa.271.27117>

Resumen: Los humedales costeros de Lima son ecosistemas que poseen plantas que almacenan una gran cantidad de biomasa y un suelo con gran cantidad de materia orgánica. Esta característica hace de estos ecosistemas sumideros importantes de carbono en la costa desértica del Perú. A pesar de ello, se han reportado incendios frecuentes de origen antropogénico, los cuales podrían afectar este servicio ecosistémico. El objetivo del presente trabajo fue el de cuantificar el carbono almacenado en los juncales (*Schoenoplectus americanus*) del Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa (RVSPV) en dos escenarios de crecimiento del junco: una zona de crecimiento natural y una zona afectada por un incendio un año después del disturbio. Para ello se realizaron 5 parcelas de 1m² en cada escenario; en cada parcela se midió la biomasa aérea, la biomasa radical y se tomaron muestras de suelo (hasta los 30 cm de profundidad). Se midió la cantidad de carbono en la biomasa aérea, raíces y en el suelo mediante el método de Dumas. Los resultados indicaron que la cantidad total de carbono almacenado en la zona de crecimiento natural fue de 305.37 MgCha⁻¹ y la zona incendiada almacenó 155.52 MgCha⁻¹. En ambos escenarios, el suelo almacenó la mayor cantidad del carbono en los primeros 10 cm. Se discute el potencial de este humedal como sumidero de carbono y la posibilidad de incluir ecosistemas como este en el mercado internacional de bonos de carbono.

Palabras clave: sumidero de carbono, junco, humedal costero, junco, Stock de carbono, *Schoenoplectus americanus*

Abstract: Estimation of the carbon stored in a *Schoenoplectus americanus* community in the coastal wetland Los Pantanos de Villa (Lima-Peru). Coastal wetlands of Lima are ecosystems where plants store a large amount of biomass, and soil with very rich with organic matter. These characteristics make these ecosystems potential and important carbon storage in the desert coast of Peru. Despite this, frequent fires of anthropogenic origin have been reported, which could affect this ecosystem service. The objective of this work was to quantify the carbon stored in the American bulrush (*Schoenoplectus americanus*) community in the Protected Area Los Pantanos de Villa Wildlife Refuge (RVSPV) under two scenarios of American Bulrush's growth, the first scenario was a natural growth zone (unburned area), and the other was a post-fire zone (burned area) after a year of disturbance. For this, 5 plots of 1m² were made in each scenario; in each plot the aboveground biomass (herbaceous and litter/necromass), the root biomass (roots and rhizomes) were measured, and soil samples were taken (up to 30 cm deep). The amount of carbon in the aboveground and belowground was measured by the Dumas method. Our results show that the total carbon sequestration values were 305.37 MgCha⁻¹ in the unburned area, and 155.52 MgCha⁻¹ in the burned area; in both scenarios, the soil stored the most significant amount in the first 10 cm. The potential of this coastal wetland to sequester carbon, and the possibility of including these ecosystems in financial incentives for climate change mitigation are discussed.

Keywords: carbon storage, American bulrush, coastal wetland, carbon stock, *Schoenoplectus americanus*

INTRODUCCIÓN

Como consecuencia del incremento de la concentración de CO₂ en la atmósfera, existe una creciente preocupación pública y científica sobre la captación de carbono en los diversos ecosistemas. La mayoría de estudios de captación de carbono se centran en ecosistemas forestales; prestando menor atención a los servicios ecosistémicos que brindan otros ecosistemas como los humedales costeros (Howard *et al.*, 2017; Mcleod *et al.*, 2011). Estos ecosistemas, tales como manglares, marismas, pantanos y pastos marinos, cumplen un papel fundamental en la mitigación del cambio climático debido a su capacidad de retención de importantes cantidades de CO₂ (Chmura, Anisfeld, Cahoon, & Lynch, 2003). Este conjunto de servicios ecosistémicos brindan valor económico, social y ambiental no sólo para la población local, sino también a nivel regional lo cual conlleva al bienestar humano (Howard *et al.*, 2017; Maltby, 2016; Ministerio del Ambiente, 2014).

Estudios realizados en diversos humedales del Perú muestran que estos ecosistemas tienen un alto potencial para el almacenamiento de carbono. En el Humedal de Yanayacu-Cátac, (Ancash) se almacenan 11479.46 MgCO₂ con una valoración económica equivalente a US \$41189.02/año por el (Freitas *et al.*, 2006) servicio de captura de carbono (Hidalgo, Espinoza, & Tuya, 2012); en el lago Chinchaycocha (Junín), la especie *Schoenoplectus californicus* var. *titora* almacena 30,65 Mgha⁻¹; *Juncus arcticus* var. *andicola* 8,70 MgCha⁻¹; *Deyeuxia recta* Kunth almacena 7,02 Mgha⁻¹ en su biomasa aérea (Medrano, Chupan, & Vila, 2012). Otros humedales, como los aguajales, estarían fijando 481 025,44 MgCO₂año⁻¹ en aguajales densos y 299 198,05 MgCO₂año⁻¹ en los aguajales mixtos (Freitas *et al.*, 2006). Investigaciones recientes han concluido que los humedales costeros retienen el carbono (carbono/ unidad de área) más altas que los bosques terrestres; estos

tipos de humedales ahora son reconocidos como sistemas de carbono azul y se les está brindando mayor atención por su potencial para mitigar el cambio climático (M. Adame *et al.*, 2015; Nellemann *et al.*, 2009) primary production and soil accretion, all of which are likely to influence C stocks. Here, we compared ecosystem C stocks (trees, soil and downed wood. En humedales costeros como el de Puerto Viejo (Lima) la totora (*Schoenoplectus californicus*) almacena 73.7 MgCO₂ha⁻¹, el junco (*Scirpus americanus*) 40.6 MgCO₂ha⁻¹, la grama salada (*Paspalum vaginatum* Swartz) 40.4 MgCO₂ha⁻¹ y en la salicornia (*Salicornia fruticosa* Linneo) 12.1 MgCO₂ha⁻¹ (Palomino, 2007).

Uno de los humedales de mayor importancia en la costa de Lima es el Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa (RVSPV); importancia que ha sido ganada por la gran diversidad de especies que se pueden encontrar (Alarcon & Iannacone, 2014; Amaro & Goyoneche, 2017; Castro, Huamán, & Ortega, 1998; Guillén, Morales, & Severino, 2003; Iannacone *et al.*, 2010; Pacheco, Zevallos, Cervantes, Pacheco, & Salvador, 2015; Ramirez & Cano, 2010) y por ser el único humedal costero de categoría Ramsar en la Costa Central del Perú. Estudios preliminares han demostrado que este humedal puede tener una gran capacidad para la captura de carbono (Cuellar, Salazar, & Dietz, 2015), por lo que un estudio detallado de sus comunidades vegetales nos permitiría conocer la magnitud real del stock de carbono en estos ecosistemas.

Por otro lado, en Lima, los incendios de origen antropogénicos en los humedales costeros son frecuentes, y se desconocen las consecuencias sobre la afectación en la biodiversidad y servicios ecosistémicos (Aponte *et al.*, 2015). Una de las comunidades de plantas más afectadas es el juncal compuesta principalmente por junco (*Schoenoplectus americanus*) debido a que es una especie frecuente en estos los humedales. El presente trabajo tuvo como objetivo presentar

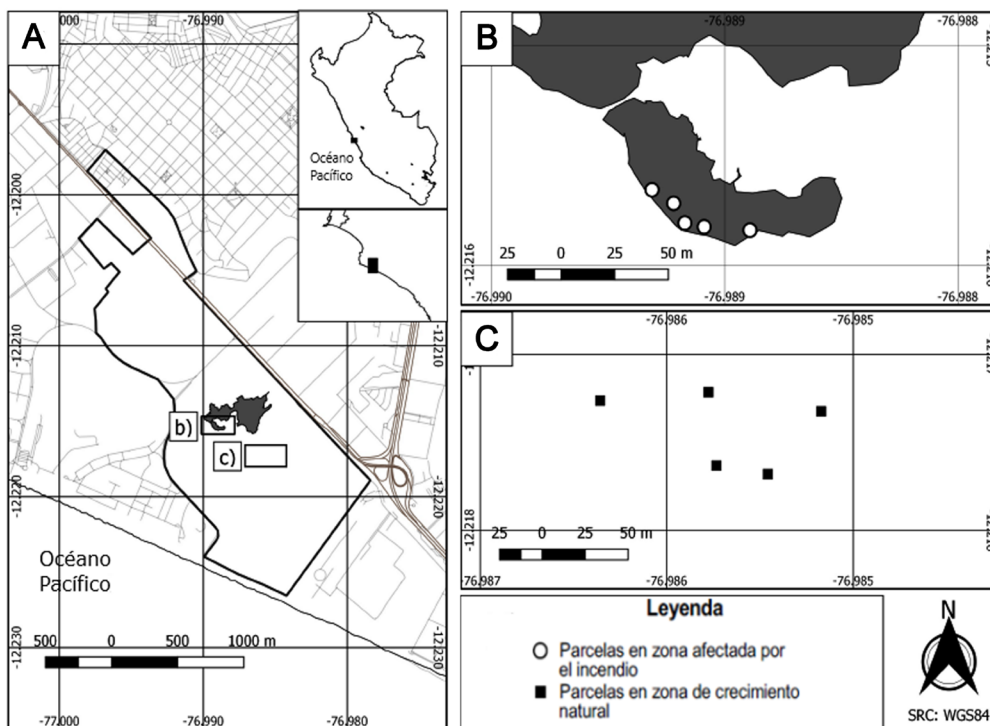


Figura 1. Área de estudio. (A) Área de estudio y ubicación del humedal costero RVSPV en Perú, la zona sombreada representa el área incendiada en el 2014. Ubicación de las parcelas en (B) la zona afectada y (C) zonas no afectadas.

una estimación detallada del almacenamiento de carbono en cada uno de los depósitos de reserva de carbono del junco en dos escenarios de crecimiento (zona de crecimiento natural y zona incendiada) en el RVSPV; evaluar la pérdida de las condiciones del stock de carbono después de un período de un año y su impacto potencial.

MATERIALES Y MÉTODO

Área de estudio

El presente estudio fue realizado en el RVSPV, el cual es un área Natural Protegida del Perú ubicada en el distrito de Chorrillos (Lima, Perú) sobre una depresión circundada de colinas que alcanzan entre 100 m y 300 m de altitud y frente al Océano Pacífico, adquiriendo características microclimáticas propias (Instituto Nacional de Recursos Naturales, 1998). Este refugio, comprende una superficie de 263.27 ha (Resolución Ministerial N° 0909-2001; coordenadas 12°12'S, 076°59'O), donde se encuentran cinco espejos de agua de diferentes tamaños, canales de agua alimentados por dos puquios que abastecen al humedal, zonas pantanosas con abundante materia orgánica de origen vegetal y terrenos calcáreos-arenosos (Ramírez & Cano, 2010). Este humedal costero formado en las partes más bajas de los valles de la costa peruana es el resultado de la infiltración y afloración del agua subterránea que fluye hacia el mar. Asimismo, forma parte del sistema hidrológico de la cuenca del río Rímac y del acuífero Ate-Surco-Chorrillos que emerge en nueve puntos, dos en Lomas de Villa (en el noreste) y siete en Villa Baja (en el sureste). La temperatura media anual es de 18,6 °C, con una humedad relativa de entre 85% y 99%. Presenta baja precipitación, con un promedio de 60 mm por año (Instituto Nacional de Recursos Naturales & Ministerio de Agricultura, 1996).

En los últimos diez años, el RVSPV se vio afectado por cuatro incendios en una extensión entre 0,5 ha y 7 ha. Estas perturbaciones ocurrieron principalmente durante la estación seca, de noviembre a marzo (meses de verano). Todos los incendios tuvieron un origen antropogénico y fueron causados por pescadores informales, recolectores ilegales de totora o visitantes informales que depositaron leña (Ramírez, Aponte, Lertora, & Gil, 2018).

En noviembre de 2014, se registró el incendio de mayor magnitud en el humedal costero RVSPV debido a su duración, longitud e impacto. El disturbio del incendio duró doce horas y afectó a casi 7 ha, dañando la flora y la fauna; el cual se encontraba ubicado a 12°12'59 "S - 76°59'16"W (Aponte et al., 2015). El año 2015 se tomaron muestras a fin de comparar el stock de carbono en las zonas de crecimiento natural y zona incendiada del junco un año después del incendio del 2014 (Figura 1).

Delimitación de parcelas y muestreo en el campo

El muestreo tuvo un diseño aleatorio estratificado (las zonas incendiadas y no incendiadas, fueron consideradas un estrato cada una). Al interior de cada estrato se utilizaron dos transectos lineales de 20m en el cual se ubicaron de forma aleatoria cinco parcelas de 1m² (Figura 1). Utilizando una

curva de performance, se verificó que la cantidad de parcelas fue suficiente para caracterizar ambas zonas.

Dentro de las parcelas, se evaluó el contenido de carbono en cuatro compartimentos: a) biomasa fresca, que comprendía los tallos verdes sobre el suelo; b) biomasa seca, que comprendía los tallos aparentemente secos o amarillos sobre el suelo; c) raíces, que comprendían las raíces y rizomas en el suelo y d) suelo (todos los componentes del suelo excepto las raíces y minerales mayores de 212 µm de tamaño de tamiz); estos dos últimos depósitos fueron evaluados cada 10 centímetros de profundidad hasta los 30 cm.

Con la finalidad de medir la biomasa aérea de los cuatro compartimentos se realizó una cosecha destructiva en las parcelas de 1m². El junco se cortó a nivel del suelo para posteriormente separarlo y registrar el peso fresco de la biomasa fresca y seca utilizando una balanza de mano digital. De cada parcela se extrajo una sub muestra de 100g de biomasa fresca y seca para su posterior análisis en laboratorio. Este método estuvo basado en un trabajo previo donde se sugiere esta metodología para el estudio del carbono en humedales (Howard, Hoyt, Isensee, Telszewski, & Pidgeon, 2014). Para estudiar el carbono subterráneo, se colectaron tres muestras de suelo en cada parcela a profundidades de 0 cm - 10 cm, 10 cm - 20 cm y 20 cm -30 cm utilizando un barreno.

Análisis de laboratorio

En el laboratorio se pesaron las muestras recolectadas. En el caso del suelo, las raíces recolectadas fueron separadas del suelo y evaluadas por separado en cada rango de profundidad. La biomasa fresca y seca fueron pesadas tal cual se tomó la muestra de campo. En ambos casos, se utilizó el método gravimétrico para obtener el peso seco (estufa de secado por 72hrs a 60°C, o hasta llegar a peso constante). Con esto último, se calculó el porcentaje de biomasa seca en cada estrato; este valor fue utilizado para calcular la biomasa seca en cada compartimento.

Para el suelo, se calculó la densidad aparente cada 10 centímetros de profundidad a partir de las muestras recolectadas utilizando la siguiente fórmula:

$$\rho_{ap} = \frac{m}{V}$$

En donde:

ρ_{ap} = Densidad aparente (g/m³)

m = Masa de la muestra (suelo seco) (g)

V = Volumen de la muestra (cm³)

Se utilizó como volumen de la muestra el volumen que ocuparon diez centímetros de barreno utilizado para la colecta.

Determinación del contenido orgánico del carbono (%C_{org})

Una vez secas, las muestras de la parte aérea (biomasa fresca y seca) fueron cortadas en pedazos pequeños. Las muestras de suelo y raíces fueron tamizadas (tamiz de 600µm y luego

Tabla 1. Stock de carbono del junco en la Zona de Crecimiento Natural del RVSPV. Para la variable % de Carbono (%C) se muestra el promedio \pm coeficiente de variación (mínimo-máximo).

Compartimento	% Biomasa seca	Biomasa seca (g/m ²)	% C	gC/m ²	gCO ₂ /m ²
Biomasa fresca	23.44	911.35	36.36 \pm 2.86 (35.52-37.93)	331.25	1215.70
Biomasa seca	91.47	14382.74	34.66 \pm 2.45 (33.53-35.84)	4991.70	18319.53
Raíz 0-10	37.96	11523.28	30.33 \pm 7.68 (27.14-34.36)	3481.43	12776.86
Raíz 10-20	48.28	7263.00	30.76 \pm 8.60 (26.01-35.67)	2247.67	8248.93
Raíz 20-30	55.21	3904.24	28.68 \pm 11.23 (21.78-35.02)	1116.44	4097.33
Suelo 0-10	55.66	70137.68	10.86 \pm 14.70 (7.15-13.16)	7418.16	27224.65
Suelo 10-20	49.15	54494.43	13.38 \pm 4.97 (12.39-14.58)	7285.75	26738.72
Suelo 20-30	43.40	23262.30	15.96 \pm 6.56 (14.27-18.09)	3664.40	13448.33

un tamiz de 212 μ m) y evaluadas por separado según su rango de profundidad y finalmente fueron trituradas usando un mortero de porcelana. Posteriormente, todas las muestras fueron procesadas con el analizador elemental ELTRA CS-2000 con el cual se obtuvo el porcentaje de carbono.

Stock de carbono por estrato

La cantidad de carbono para cada compartimento se calculó conociendo la biomasa seca y multiplicándolo por el porcentaje de carbono de las muestras procesadas. Para calcular la cantidad de carbono total, por cada estrato (con o sin incendio), se sumó el carbono de todos los compartimentos (biomasa fresca, biomasa seca, raíces y suelo). Para calcular el CO₂ acumulado, se multiplicó la cantidad de carbono por 3.5 (proporción entre el peso de CO₂ capturado por cada átomo de carbono en la biomasa).

Análisis estadístico

Para cada estrato y compartimento se calculó el promedio y la desviación estándar. Se aplicó la prueba de normalidad de Shapiro Wilks y la prueba de Levene para verificar la homocedasticidad de varianzas; ambas pruebas se cumplieron en todos los casos ($p > 0.05$ para ambas pruebas). Posteriormente, se aplicó la prueba T-student para verificar si

había diferencias entre la zona incendiada y no incendiada. Se utilizó el software Past 3.16 para todas las pruebas y cálculos estadísticos mencionados (Hammer, Harper, & Ryan, 2001).

RESULTADOS

Stock de Carbono en los estratos sin incendio y zona incendiada

La Tabla 1 muestra los resultados del análisis de carbono en la zona no incendiada. Se puede observar que los depósitos de carbono que se encuentran en la biomasa aérea (fresca + seca) contienen 331,25 gCm⁻² y 4 991,70 gCm⁻² para los compartimentos biomasa fresca y biomasa seca respectivamente; la biomasa seca representa el 93,78 % del total de carbono aéreo. Con respecto a los compartimentos del suelo, la mayor cantidad de carbono se encuentra en los 10 primeros centímetros (disminuyendo conforme la profundidad aumenta hasta los 30 cm) resultando 25 213,84 gCm⁻¹, además la cantidad de carbono que se encontró las raíces es menor que en el suelo. El carbono total almacenado en la zona sin incendio fue de 305,37 MgCha⁻¹, equivalente a 1120,70 MgCO₂ha⁻¹.

La Tabla 2 muestra los resultados del análisis de carbono en la zona incendiada. Se puede observar que el único depósito de carbono que se encontró sobre la superficie corresponde a la biomasa fresca con 188,63 gCm⁻². Con respecto a los

Tabla 2. Stock de carbono del junco en la Zona incendiada del RVSPV. Para la variable % de Carbono se muestra el promedio \pm coeficiente de variación (mínimo-máximo).

Compartimento	% Biomasa seca	Biomasa seca (g/m ²)	% C	gC/m ²	gCO ₂ /m ²
Biomasa fresca	23.44	535.84	35.07 \pm 3.67 (33.49-36.44)	188.63	692.28
Biomasa seca	-	-	-	-	-
Raíz 0-10	39.25	7229.68	31.56 \pm 17.87 (19.66-42.40)	2266.20	8316.96
Raíz 10-20	41.60	2337.98	26.75 \pm 11.46 (21.23-31.28)	622.44	2284.36
Raíz 20-30	61.93	2209.95	26.96 \pm 12.78 (22.43-33.92)	601.37	2207.03
Suelo 0-10	48.16	56623.70	9.11 \pm 17.53 (6.39-12.27)	5086.15	18666.18
Suelo 10-20	65.39	101811.80	4.56 \pm 36.10 (1.52-6.80)	4502.81	16525.30
Suelo 20-30	76.27	131500.50	1.75 \pm 42.87 (1.01-2.98)	2284.29	8383.36

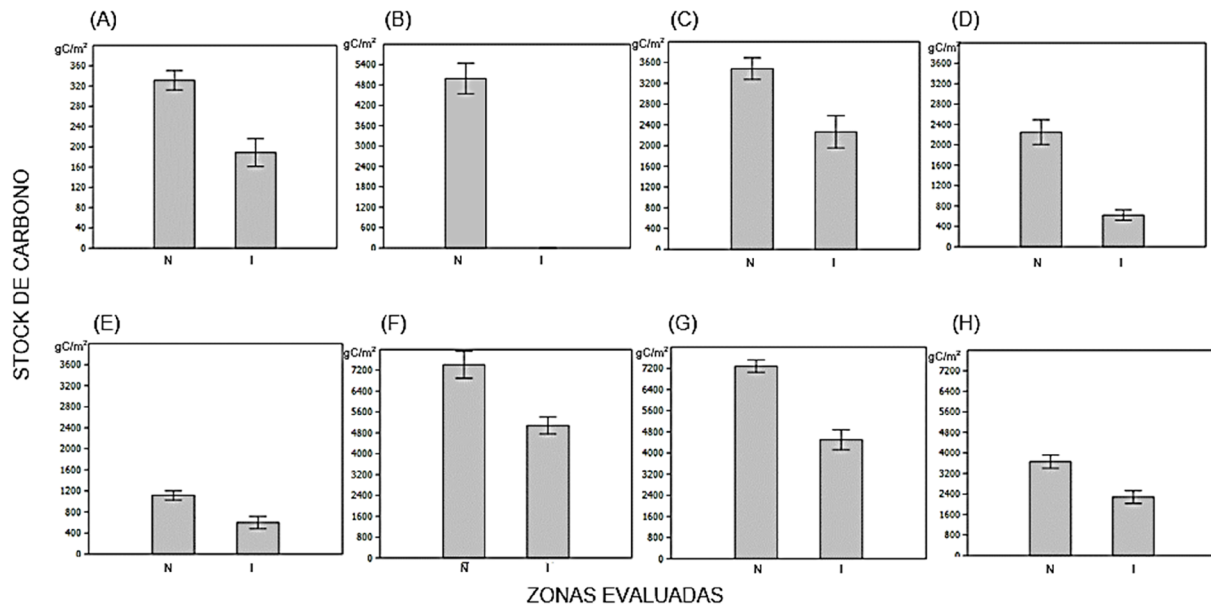


Figura 2. Stock de C entre los depósitos de C en ambas zonas evaluadas (gC/m²). N=Zona de Crecimiento Natural, I=Zona afectada por Incendio, (A)=Biomasa fresca, (B)= Biomasa seca, (C)=Raíz de 0cm-10cm, (D)=Raíz de 10cm-20cm, (E)=Raíz de 20cm-30cm, (F)=Suelo de 0cm-10cm, (G)=Suelo de 10cm-20cm, (H)=Suelo de 20cm-30cm. En todos los casos hubo diferencias estadísticamente soportadas para la prueba de T. de Student (p<0.05).

depósitos de carbono subterráneos, la mayor cantidad de carbono se encuentra en los 10 primeros centímetros (disminuyendo conforme la profundidad aumenta hasta los 30cm) resultando en 15363,27 gCm⁻²; además, la cantidad de carbono que se encontró en el depósito de raíz fue menor que en el suelo. El carbono total de la zona incendiada es de 155,52 MgCha⁻¹ que equivalen a 570,75 MgCO₂ha⁻¹.

Análisis comparativo entre los dos escenarios de crecimiento del junco

La figura 2 muestra el carbono total almacenado en los compartimentos de los estratos incendiado y no incendiado. Se encontraron diferencias (p<0.01) en la cantidad de carbono aéreo (biomasa fresca y seca) evaluados, en donde la zona no incendiada almacena una mayor cantidad de carbono. Existen también diferencias (p<0.01), en el stock de carbono del depósito de raíces siendo la zona no afectada la que almacena mayor cantidad de carbono. El estrato no incendiado almacena un total de 183,68 MgCha⁻¹ en el suelo, mientras que el de la zona incendiada almacena un total de 118,73 MgCha⁻¹ para este mismo compartimento. Se pudo observar que en ambos escenarios el estrato de 0 cm - 10 cm contiene la mayor cantidad de carbono y éste va disminuyendo con la profundidad, pero en la zona de crecimiento natural se almacena mayor cantidad de carbono que en la zona afectada (p<0.05).

DISCUSIÓN

Comparación del stock de carbono entre humedales

Al igual que en el presente trabajo, otros autores han medido la capacidad de almacenamiento de carbono en el Perú.

(Cuellar et al., 2015) indican que para la misma especie y zona de evaluación (RVSPV), el stock de carbono es de 32 MgCha⁻¹, resultados que difieren con los del presente estudio (305,37 MgCha⁻¹). Una de las razones es que el área de muestreo en el presente estudio es una zona prístina (para la zona no incendiada) comparada con la zona de evaluación del estudio de Cuellar et al., (que se puede apreciar en las figuras de dicho trabajo). El área donde se realizó el presente estudio tiene una biomasa aérea mayor a 2 m de altura, por consecuencia, se encuentra mayor cantidad de materia orgánica. La estabilidad de la medición actual por medio de una curva de performance combinada con la aleatoriedad de la toma de muestra, nos da confianza en nuestras mediciones. En el presente estudio se evaluó además la cantidad de carbono por rango de profundidad, lo que le da mayor resolución a los datos obtenidos en este estudio (Cuellar et al. solo realizaron una evaluación en el estrado de 0 cm - 30 cm). En el presente estudio, la biomasa seca representó el 93,78% del total de carbono aéreo, lo cual difiere con los resultados obtenidos por Cuellar et al. quien concluye que este depósito tiene un valor de cero; estas diferencias pueden haber influenciado en los resultados finales de la captación de carbono en el RVSPV. Otro estudio realizado en el humedal de Puerto Viejo (Lima) indica que para la misma especie el stock de carbono es de 28,9 MgCha⁻¹ (Palomino, 2007) mostrando diferencias con los resultados obtenidos en la presente investigación (305,37 MgCha⁻¹). Las diferencias entre ambos estudios se encuentran en el método de muestreo de suelo (en Palomino 2007, sólo se evaluó hasta los 20 cm) y en la biomasa aérea (7940g/m² versus 19612 g/m² del presente estudio). Tanto Cuellar et al. (2016) y Palomino (2007) usaron el Método de Walkley-Black para medir carbono, mientras que el utilizado en el presente trabajo fue el Método de Dumas una técnica que brinda mayor precisión (Eyherabide, Sainz

Rozas, Barbieri, & Echeverría, 2014). Esto nos muestra la gran variabilidad que puede existir para una misma comunidad dentro de un mismo humedal y entre humedales, así como la importancia de comparar resultados obtenidos con métodos similares. Debemos de considerar también que el potencial de almacenamiento carbono orgánico de cualquier localidad depende en gran medida de factores que influyen en la productividad primaria, la descomposición de la materia orgánica y la acumulación de sedimentos. Eso significa que las reservas de sedimentos carbono orgánico dentro de los hábitats varían considerablemente dependiendo del entorno geomórfico en el que se ubicaron (Hayes et al., 2017). El RVSPV es un área natural protegida y a esto podría deberse que en ciertos sectores la biomasa obtenida es mucho mayor que en el humedal de Puerto Viejo. Adicionalmente en el RVSPV se cuenta con una gestión de conservación y no es muy frecuente la extracción de esta especie por parte de pobladores, mientras que en Puerto Viejo es frecuente la ganadería y la extracción de junco.

A nivel de depósitos de carbono, los resultados obtenidos tanto por la presente investigación como los de Cuellar et al. (2016) y Palomino (2007) coinciden que el depósito que almacena mayor cantidad de carbono es el suelo. El depósito de carbono subterráneo de la zona sin incendio constituye el 82,56% del total del carbono, lo cual está dentro del rango entre el 65 y el 95% del total del carbono del ecosistema en marismas saladas (Elsey-Quirk, Seliskar, Sommerfield, & Gallagher, 2011).

A diferencia del presente estudio, varios trabajos que estiman el carbono generalizan el porcentaje de carbono en la biomasa y suelo; por ejemplo, en los estudios de Cuellar et al. (2016) y Palomino (2007) se utilizó el factor de van Bemmelen (1,724), el cual se ha utilizado para convertir el carbono orgánico del suelo medible en contenido de materia orgánica del suelo, basándose en el carbono compone el 58% de la materia orgánica. El uso del valor asumido anteriormente como factor de conversión de carbono podría sobrestimar o subestimar la existencia de carbono vegetativo y por ende en el stock de carbono en las zonas evaluadas. Por ejemplo, en un estudio donde el 40% son marismas; se encontró que los valores del factor de conversión SOM-SOC variaron entre 1,19 y 8,17, con un valor promedio de 2,67 para suelos de humedales costeros de Louisiana (Wang et al., 2017). La variación del porcentaje de carbono en las plantas también es conocida. Por ejemplo, (Radabaugh, Powell, Bociu, Clark, & Moyer, 2017) evaluaron 18 especies de plantas localizadas en marismas para determinar el apropiado porcentaje de carbono, obteniendo como resultado que la biomasa aérea tiene varía entre 33,4 y 47,1% de carbono. Lo expuesto pone de relieve la importancia de obtener datos específicos de las especies de las cuales se desea modelar el carbono, cosa que se cubrió en el presente estudio y puede definir las diferencias con otras mediciones en ecosistemas similares.

Las reservas de carbono estimadas para otros pantanos/marismas en el suelo (para el primer metro de profundidad) oscilan entre 47,45 MgCha⁻¹ y 1900 MgCha⁻¹, y la mayoría de las estimaciones caen entre 245,5 - 463,6 MgCha⁻¹ (M. Adame et al., 2013, 2015; Convention on Biological Diversity & United Nations Environment Programme, 2012) datos que concuerdan con lo descrito en el presente trabajo. Todo ello

nos indica que el humedal costero estudiado mantiene un importante stock de carbono. Estos resultados, deben ser utilizados para generar políticas que proporcionen mejores incentivos en proyectos de conservación y restauración de este tipo de humedal costero. Sería interesante complementar esta investigación realizando estudios de captación de carbono por unidad de tiempo, en otras especies y a mayor profundidad de suelo; de esta manera se intensifica la investigación y así promover la iniciativa de carbono azul incluyendo a los humedales en el REDD+ y otros incentivos financieros para la mitigación del cambio climático.

El efecto del incendio en el stock de carbono

De acuerdo a (Aponte et al., 2015), los incendios en los humedales costeros en el Perú han sido más frecuentes en la última década, pero se tiene poco conocimiento sobre el impacto de este disturbio en la captación de carbono. En la zona incendiada evaluada en el presente estudio, la cantidad de carbono almacenado es menor que la zona no incendiada. Ju & Chen (2008) infieren que el 100% de la biomasa área y el 25% del carbono subterráneo se queman directamente, además el 75% de carbono en raíces finas y gruesas se transfiere al depósito del suelo durante un incendio. Estudios complementarios son necesarios para conocer si procesos similares ocurren en los humedales costeros del Perú.

En el presente estudio se observó que el disturbio del fuego disminuyó significativamente el contenido de carbono del suelo en el juncal, este resultado se asemeja al obtenido en un estudio realizado en el humedal del Lago Poyang (China) donde se encontró el mismo patrón posterior a un incendio, inclusive coincide con que la mayor distribución del carbono se encuentra en la zona superficial (Zhang et al., 2018).

Al momento de realizar el muestreo en la zona afectada solo se encontró biomasa fresca (depósito herbáceo) sobre el suelo. El grado de recuperación de la vegetación está vinculado tanto a la severidad del disturbio del fuego como a la condición hidrológica del suelo; la gravedad del fuego y la recuperación de la vegetación están relacionadas inversamente (es decir, a menor gravedad se produce a una mayor recuperación); generalmente las áreas que tenían un suelo húmedo o saturado tenían una recuperación más alta al impacto del fuego que aquellas con suelos secos (Salvia, Ceballos, Grings, Karszenbaum, & Kandus, 2012). En la zona evaluada se encontraban saturados lo que puede explicar la recuperación rápida del área evaluada.

En la zona incendiada se encontró mayores cantidades de materia orgánica en el depósito del suelo entre los estratos de 10 cm a 30 cm a diferencia de la zona no afectada. Esto puede deberse a que las interacciones complejas entre la variedad de vegetación, gravedad del fuego, pérdida o reducción de la estructura y porosidad del suelo, repelencia al agua, así como procesos geomórficos influyen en la distribución del contenido de carbono orgánico a lo largo del perfil del suelo (Molla, Velizarova, Malcheva, Bogoev, & Hadzhieva, 2014).

Los incendios en los humedales dan lugar a pérdidas de carbono del ecosistema inclusive después del disturbio en comparación con ecosistemas sin disturbio (Zhao, Tong, Lin, Lu, & Wang, 2012). Por lo tanto, no solo los incendios podrían

umentar las emisiones de CO₂ durante el proceso de quema, sino también en un posible periodo post-incendio. Por ello es importante realizar más evaluaciones con la finalidad de observar el comportamiento de los depósitos de carbono en el humedal costero del RVSPV post incendio, y de esta manera contar con una evaluación más completa del efecto de los incendios en este tipo de humedal.

Los pantanos son muy susceptibles al daño del fuego durante la estación seca (M. Adame et al., 2015), cuantificando para algunos ecosistemas que, si el fuego consume toda la vegetación y los 15 cm superiores de suelo, cada hectárea de este ecosistema podría emitir hasta 287 MgCO₂ (Schmalzer & Hinkle, 1992). Esta información puede ser usada para enfatizar la importancia de tomar medidas en contra de los incendios en humedales costeros.

CONCLUSIONES

El presente trabajo muestra como una zona incendiada tiene menor stock de carbono (570,75 MgCO₂ha⁻¹) que una zona no perturbada (1120,70 MgCO₂ha⁻¹). Encontramos que los patrones del stock de carbono en sus compartimentos son similares a los hallados en otros ecosistemas con la mayor cantidad de carbono en el suelo. Los humedales costeros como el estudiado, se presentan como un sumidero de carbono que debemos proteger. Los valores del stock de carbono obtenido en este estudio pueden ayudar a proporcionar iniciativas en proyectos de conservación y protección de ecosistemas similares.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue posible gracias al financiamiento de la Dirección de Investigación y Desarrollo de la Universidad Científica del Sur en el marco del proyecto titulado "Evaluación de la restauración natural y el stock de carbono de la vegetación afectada por el fuego en un área de Pantanos de Villa". Asimismo, agradecemos a la empresa ESAB-COLFAX por el apoyo con los equipos para el análisis de carbono, en particular a Ronald Requejo y a José Soto por su apoyo técnico. Agradecemos a Dámaso Ramírez, Gustavo Lértora, Raúl Vargas, al Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado (SERNANP), a los guardaparques, amigos y a los colegas quienes brindaron ayuda y facilitaron el presente estudio.

LITERATURA CITADA

- Adame, M.; j. Kauffman; I. Medina; J. Gamboa; J. Caamal; ... & J. Herrera-Silveira.** 2013. Carbon Stocks of Tropical Coastal Wetlands within the Karstic Landscape of the Mexican Caribbean. *PLOS ONE*, 8(2): e56569. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0056569>
- Adame, M.; N. Santini; C. Tovilla; A. Vázquez-Lule; L. Castro & M. Guevara.** 2015. Carbon stocks and soil sequestration rates of tropical riverine wetlands. *Biogeosciences*, 12(12), 3805-3818. <https://doi.org/10.5194/bg-12-3805-2015>
- Alarcon, G. & J. Iannaccone.** 2014. Artrópofauna Terrestre Asociada a Formaciones Vegetales en el Refugio de Vida Silvestre Pantanos de Villa, Lima, Perú. *The Biologist*, 12, 253-274.
- Amaro, L. & G. Goyoneche.** 2017. Anidación de aves en el Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa 2007-2009, Lima-Perú / Anidación de Aves en el Refugio de Vida Silvestre los Pantanos de Villa. *The Biologist*, 15(1): 155-171. <https://doi.org/10.24039/rb2017151151>
- Aponte, H.; W. Ramírez; G. Lértora; R. Vargas; G. Fernando; N. Carazas & R. Liviac.** 2015. Incendios en los Humedales de la Costa Central del Perú: Una amenaza frecuente. *Científica*, 12(1): 70-81. <https://doi.org/10.21142/cient.v12i1.166>
- Castro, E.; O. Huamán & H. Ortega.** 1998. Ictiofauna de los Pantanos de Villa: Composición, abundancia y aspectos ecológicos. En A. Cano & K. Young (Eds.), *Los Pantanos de Villa: Biología y Conservación* (Vol. 11, pp. 75-84). Lima-Perú: UNMSM.
- Chmura, G.; S. Anisfeld; D. Cahoon & J. Lynch.** 2003. Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils. *Global Biogeochem. Cycles*, 17. <https://doi.org/10.1029/2002GB001917>
- Convention on Biological Diversity, & United Nations Environment Programme.** 2012. Organic Carbon Stocks and The Conservation and Sustainable Use of Biodiversity. Presentado en Conference of the Parties to the Convention On Biological Diversity, Hyderabad-India.
- Cuellar, J.; E. Salazar & J. Dietz.** 2015. Patrón de cambios del carbono almacenado en el ecosistema debido al cambio de uso del bosque tropical en la Cuenca de Aguaytía, Perú. (1.ª ed.). <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.1323.6886>
- Eisey-Quirk, T.; D. M. Seliskar; C. K. Sommerfield & J. L. Gallagher.** 2011. Salt Marsh Carbon Pool Distribution in a Mid-Atlantic Lagoon, USA: Sea Level Rise Implications. *Wetlands*, 31(1): 87-99. <https://doi.org/10.1007/s13157-010-0139-2>
- Eyherabide, M.; H. R. Sainz Rozas; P. A. Barbieri & H. E. Echeverría.** 2014. Comparación de métodos para determinar carbono orgánico en suelos. Recuperado de <http://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/25777>
- Freitas, L.; E. Otárola Acevedo; D. Del Castillo Torres; C. Linares Bensimón; P. Martínez Dávila & G. A. Malca Salas.** 2006. Servicios ambientales de almacenamiento y secuestro de carbono del ecosistema aguajal en la Reserva Nacional Pacaya Samiria, Loreto—Perú. Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana. Recuperado de <http://repositorio.iiap.org.pe/handle/IIAP/228>
- Guillén, G.; E. Morales & R. Severino.** 2003. Adiciones a la fauna de protozoarios de los Pantanos de Villa, Lima, Perú. *Revista Peruana de Biología*, 10(2), 175-182.
- Hammer, O.; D. Harper & P. Ryan.** 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. 4(1): 9.
- Hayes, M. A.; A. Jesse; B. Hawke; J. Baldock; B. Tabet; D. Lockington & C. Lovelock.** 2017. Dynamics of sediment carbon stocks across intertidal wetland habitats of Moreton Bay, Australia. *Global Change Biology*, 23(10), 4222-4234. <https://doi.org/10.1111/gcb.13722>
- Hidalgo, P.; P. Espinoza & E. Tuya.** 2012. Cuantificación de las reservas de carbono del humedal de Yanayacu—Cátac, Ancash—Perú, 2011. *Aporte Santiaguino*, 5(2), 34-41. <https://doi.org/10.32911/as.2012.v5.n2.551>
- Howard, J.; S. Hoyt; K. Isensee; M. Telszewski & E. Pidgeon.** (Eds.). 2014. Coastal blue carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrasses. Recuperado de <https://www.cifor.org/library/5095/>
- Howard, J.; A. Sutton-Grier; D. Herr; J. Kleypas; E. Landis; E. Mcleod; ... & S. Simpson.** 2017. Clarifying the role of coastal and marine systems in climate mitigation. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15(1), 42-50. <https://doi.org/10.1002/fee.1451>
- Iannaccone, J.; M. Atasi; T. Bocanegra; M. Camacho; A. Montes; S. Santos; ... & M. Alayo.** 2010. Diversidad de aves en el humedal Pantanos de Villa, Lima, Perú: Periodo 2004-2007. *Biota Neotropica*, 10(2), 295-304. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032010000200031>
- Instituto Nacional de Recursos Naturales.** 1998. Plan Maestro de los Pantanos de Villa. Recuperado de <https://rsis.ramsar.org/RISapp/>

files/RISrep/PE884RIS.pdf

Instituto Nacional de Recursos Naturales, & Ministerio de Agricultura. 1996. Zona Reservada Los Pantanos de Villa: Propuesta para su designación como sitio Ramsa. Recuperado de <https://rsis.ramsar.org/RISapp/files/RISrep/PE884RIS.pdf>

Ju, W. & J. Chen. 2008. Simulating the effects of past changes in climate, atmospheric composition, and fire disturbance on soil carbon in Canada's forests and wetlands. *Global Biogeochemical Cycles - GLOBAL BIOGEOCHEM CYCLE*, **22**. <https://doi.org/10.1029/2007GB002935>

Maltby, E. 2016. Functional Assessment of Wetlands / I: Structure and Function, Management and Methods. En C. M. Finlayson, M. Everard, K. Irvine, R. J. McInnes, B. A. Middleton, A. A. van Dam, & N. C. Davidson (Eds.), *The Wetland Book* (pp. 1-11). https://doi.org/10.1007/978-94-007-6172-8_293-1

McLeod, E.; G. Chmura; S. Bouillon; R. Salm; M. Björk; C. Duarte; ... B. Silliman. 2011. A blueprint for blue carbon: Toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **9**. <https://doi.org/10.1890/110004>

Medrano, R.; L. Chupan & M. Vila. 2012. Almacenamiento de carbono en especies predominantes de flora en el lago Chinchaycocha. *Apuntes de Ciencia & Sociedad*, **2**(2). <https://doi.org/10.18259/acs.2012013>

Ministerio del Ambiente. 2014. Informe Nacional del Estado del Ambiente 2012-2013. Dirección General de Políticas, Normas e Instrumentos de Gestión Ambiental del Ministerio del Ambiente.

Molla, I.; E. Velizarova; B. Malcheva; V. Bogoev & Y. Hadzhieva. 2014. Forest Fire Impact on the Soil Carbon Content and Stock on the North Slopes of Rila Mountain (Bulgaria). **5**.

Nellemann, C.; E. Corcoran; C. M. Duarte; L. Valdés; C. G. DeYoung; L. Fonseca & G. Grimsditch. 2009. Blue Carbon. A Rapid Response Assessment. Recuperado de <https://www.scienceopen.com/document?vid=6f7a2c4d-4ef7-450b-b066-d81c2dce3370>

Pacheco, V.; A. Zevallos; K. Cervantes; J. Pacheco & J. Salvador. 2015. Mamíferos del Refugio de Vida Silvestre Pantanos de Villa, Lima—Perú. *Científica (Descontinuada)*, **12**(1), 26-41. <https://doi.org/10.21142/cient.v12i1.163>

Palomino, D. 2007. Estimación del servicio ambiental de captura del CO₂ en la flora de Los Humedales de Puerto Viejo (Universidad Nacional Mayor de San Marcos). Recuperado de <http://cybertesis.unmsm.edu.pe/handle/cybertesis/800>

Radabaugh, K. R.; C. E. Powell; I. Bociu; B. C. Clark & R. P. Moyer. 2017. Plant size metrics and organic carbon content of Florida salt marsh vegetation. *Wetlands Ecology and Management*, **25**(4), 443-455. <https://doi.org/10.1007/s11273-016-9527-6>

Ramirez, D. W.; H. Aponte; G. Lertora & F. Gil. 2018. Incendios en el humedal Ramsar Los Pantanos de Villa (Lima-Perú): Avances en su conocimiento y perspectivas futuras. *Revista de Investigaciones Altoandinas - Journal of High Andean Research*, **20**(3), 347-360. <https://doi.org/10.18271/ria.2018.398>

Ramirez, D. W., & A. Cano. 2010. Estado de la diversidad de la flora vascular de los Pantanos de Villa (Lima - Perú): State of vascular flora diversity from Pantanos de Villa (Lima - Peru). *Revista Peruana de Biología*, **17**(1), 111-114.

Salvia, M.; D. Ceballos; F. Grings; H. Karszenbaum & P. Kandus. 2012. Post-Fire Effects in Wetland Environments: Landscape Assessment of Plant Coverage and Soil Recovery in the Paraná River Delta Marshes, Argentina. *Fire Ecology*, **8**(2), 17-37. <https://doi.org/10.4996/fireecology.0802017>

Schmalzer, P. A. & C. R. Hinkle. 1992. Soil dynamics following fire in *Juncus* and *Spartina* marshes. *Wetlands*, **12**(1), 8-21. <https://doi.org/10.1007/BF03160539>

[org/10.1007/BF03160539](https://doi.org/10.1007/BF03160539)

Wang, H.; S. C. Piazza; L. A. Sharp; C. L. Stagg; B. R. Couvillion; G. D. Steyer & T. E. McGinnis. 2017. Determining the Spatial Variability of Wetland Soil Bulk Density, Organic Matter, and the Conversion Factor between Organic Matter and Organic Carbon across Coastal Louisiana, U.S.A. *Journal of Coastal Research*, **33**(3), 507-517. <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-16-00014.1>

Zhang, G.; X. Yu; Y. Li; Y. Liu; H. Zhang; Y. Jia & S. Xia. 2018. Effects of Burning on Carbon Utilization of Soil Microorganisms and Plant Growth of *Carex brevicuspis* Communities at Lake Poyang Wetlands, China. *Wetlands*. <https://doi.org/10.1007/s13157-018-1007-8>

Zhao, H., Tong, D. Q., Lin, Q., Lu, X., & Wang, G. 2012. Effect of fires on soil organic carbon pool and mineralization in a Northeastern China wetland. *Geoderma*, **189-190**, 532-539. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.05.013>