

DIVERSIDAD, ESTRUCTURA Y CARBONO DE LOS BOSQUES ALUVIALES DEL NORESTE PERUANO

Eurídice Nora HONORIO CORONADO¹, Jim Edward VEGA ARENAS², Massiel Nataly CORRALES MEDINA³

1 Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana, Av. Abelardo Quiñones Km 2.5, Iquitos, Perú. E-mail: eurihc@yahoo.com

2 Universidad Nacional de la Amazonía Peruana, Sargento Lores 385, Iquitos, Perú

3 Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa, Daniel Alcides Carrión s.n., Arequipa, Perú

RESUMEN

Los bosques aluviales de la Amazonía peruana representan un componente diverso, dinámico y extenso dentro de los bosques de tierras bajas. Estos ecosistemas están amenazados por actividades humanas y el cambio climático, por lo tanto, es necesario desarrollar estudios que permitan entender el estado actual de los bosques aluviales y cómo los procesos antropogénicos y ambientales afectarán el futuro de estos bosques. El presente estudio tiene como objetivo conocer la diversidad florística, la estructura y la densidad de carbono de los bosques pantanosos y estacionalmente inundables de la región Loreto, en el noreste peruano. Establecimos 17 parcelas de 0.5 hectáreas en bosques aledaños a Jenaro Herrera y Veinte de Enero donde se identificaron las especies y se evaluó la biomasa y necromasa sobre el suelo. Los resultados muestran que los bosques pantanosos tienen menor diversidad florística que los bosques estacionalmente inundables debido a la alta abundancia de la palmera *Mauritia flexuosa*. La cantidad de carbono sobre el suelo (biomasa y necromasa) es similar para ambos tipos de bosque y ambos valores son menores que en los bosques aledaños. También, observamos una marcada diferencia en la estructura del bosque pantanoso, en donde el estrato superior está dominado por la presencia de palmeras de gran diámetro y altura. Estas parcelas forman parte de RAINFOR-Perú una red de monitoreo a largo plazo de los bosques peruanos con el fin de conocer la dinámica natural del bosque y la susceptibilidad al cambio climático.

PALABRAS CLAVE: biomasa, bosques inundables y pantanosos, Jenaro Herrera, necromasa, Veinte de Enero.

DIVERSITY, STRUCTURE AND CARBON OF THE ALLUVIAL FORESTS IN NORTHEASTERN PERU

ABSTRACT

Alluvial forests of the Peruvian Amazon represent a diverse, dynamic and extensive component within the lowland forests. These ecosystems are threatened by human activities and climate change, therefore, it is necessary to develop studies to understand the current state of the alluvial forests and how anthropogenic and environmental processes affect the future of these forests. This study aims to determine the floristic diversity, structure and density of carbon of swamp and seasonally flooded forests of Loreto in northeastern Peru. We established 17 plots of 0.5 hectares in forests near Jenaro Herrera and Veinte de Enero where species were identified and aboveground biomass and necromass were assessed. The results showed that the swamp forests have lower floristic diversity than the seasonally flooded forests due to the high abundance of the palm *Mauritia flexuosa*. The amount of aboveground carbon (biomass and necromass) is similar for both forest types and both values are lower than the surrounding forests. We also observed a marked difference in the structure of the swamp forest, where the upper layer is dominated by the presence of palm trees of large diameter and height. These plots are part of RAINFOR-Peru a network of long-term monitoring of Peruvian forests that aims understanding the natural dynamics of the forest and their susceptibility to climate change.

KEYWORDS: Biomass, seasonally flooded forests and swamps, Jenaro Herrera, necromass, Veinte de Enero.

INTRODUCCIÓN

La llanura aluvial inundable es uno de los ecosistemas más importantes en la Amazonía peruana, debido al área que cubre y los recursos naturales y servicios ambientales que ofrece. Su extensión en el Perú es del 18% del territorio nacional (135,000 km²; MINAM, 2011). Los bosques de la llanura aluvial cumplen un rol social y económico importante en la vida del poblador rural amazónico pues determinan el uso estacional de los recursos forestales e hidrobiológicos (Stagegaard *et al.*, 2002). En estos bosques ocurren especies forestales maderables de alto valor comercial como la caoba (*Swietenia macrophylla*) y el cedro (*Cedrela odorata*), especies no maderables como el aguaje (*Mauritia flexuosa*) y una variedad de peces que dependen de estas áreas durante la época de inundación y que son la fuente principal de proteínas de los pobladores locales. Asimismo, estos bosques almacenan grandes cantidades de carbono debajo del suelo (4.4 Pg C a nivel nacional; Page *et al.*, 2011), siendo importantes sumideros naturales de este elemento químico para el Perú. Por lo tanto, entender el funcionamiento de los bosques aluviales es fundamental para el manejo y conservación de los recursos naturales y el mantenimiento de los servicios ambientales que ofrecen.

Los bosques aluviales se encuentran amenazados por la intervención humana y el cambio climático. Por ejemplo, debido al fácil acceso a través de los ríos, estos bosques se encuentran altamente degradados debido a la tala ilegal y el uso irracional de los recursos maderables y no maderables (Kvist & Nebel, 2001). Asimismo, el cambio en el clima y en particular el aumento extremo en el nivel del río podrían afectar la dinámica de estos bosques (Gloor *et al.*, 2013). Para cuantificar estas amenazas es importante contar con una línea base sobre su estado actual. Sin embargo, los bosques de la llanura aluvial son poco estudiados en el Perú y por lo tanto se carece de información básica sobre las diferencias en la diversidad florística, estructura y dinámica de los diferentes tipos de bosque aluviales presentes a nivel nacional.

Una característica importante de la llanura aluvial inundable reside en la complejidad de su paisaje, que está influenciado por la dinámica natural de los ríos principales y tributarios. Los ríos en su recorrido causan erosión y deposición de sedimentos, generando una sucesión natural en la vegetación y un relieve muy variable donde proliferan diferentes formaciones vegetales (Salo *et al.*, 1986).

Por ejemplo, los bosques estacionalmente inundables se desarrollan en áreas de influencia directa de los ríos principales, inundándose de uno a cuatro meses. Los bosques pantanosos se encuentran ubicados en depresiones, con menor influencia de los ríos principales, mantienen un nivel de agua superficial permanente, proveniente de la precipitación que se acumula localmente debido al mal drenaje de los suelos, o debido a eventos raros de inundaciones severas de los ríos (Junk *et al.*, 2011).

La gradiente de inundación determina la riqueza de especies, razón por la cual los bosques aluviales tienen menor diversidad que aquellos bosques aledaños de tierra firme (Nebel *et al.*, 2001; Wittmann *et al.*, 2002; Wittmann *et al.*, 2004). A pesar de su baja diversidad florística, los bosques aluviales parecen contener una alta diversidad regional (diversidad beta), con valores incluso mayores a aquellos de tierra firme (Pitman *et al.*, 2014). Sin embargo, son necesarios nuevos estudios para conocer la riqueza y variabilidad florística de estos bosques tan poco estudiados en el Perú.

Esta complejidad del paisaje afecta al entendimiento de los patrones de los stocks de carbono en estos ecosistemas. Estimaciones del carbono sobre el suelo usando sensores remotos predicen una cantidad un poco mayor de 6.9 Pg C a nivel nacional, con densidades de carbono muy variables en la llanura aluvial más extensa del Perú, Pacaya-Samiria, de 72.9 ± 29.2 Mg C ha⁻¹ (Asner *et al.*, 2014). Son necesarias parcelas forestales para determinar las características estructurales de los bosques, de tal forma que nos permitan estimar correctamente la variación de la biomasa y la necromasa sobre los bosques aluviales.

Por lo tanto, el presente estudio tiene como objetivo establecer una línea base en el conocimiento de la diversidad florística, la estructura y la densidad de carbono sobre el suelo (biomasa y necromasa) de los bosques estacionalmente inundables y pantanosos de Loreto. Para esto, establecimos 17 parcelas de 0.5 hectáreas en bosques aledaños a Jenaro Herrera y Veinte de Enero en el noreste peruano, donde marcamos, medimos e identificamos todos aquellos individuos vivos y muertos en el suelo con diámetro igual o mayor a 10 cm. Con esta red de parcelas buscamos contestar a las siguientes preguntas de interés: (1) ¿Es la diversidad florística de los bosques pantanosos menor a aquella de los bosques inundables?, (2) ¿Existen diferencias en la estructura de estos dos tipos de bosque?, y (3) ¿Cuál es la densidad de carbono sobre el suelo de estos bosques?

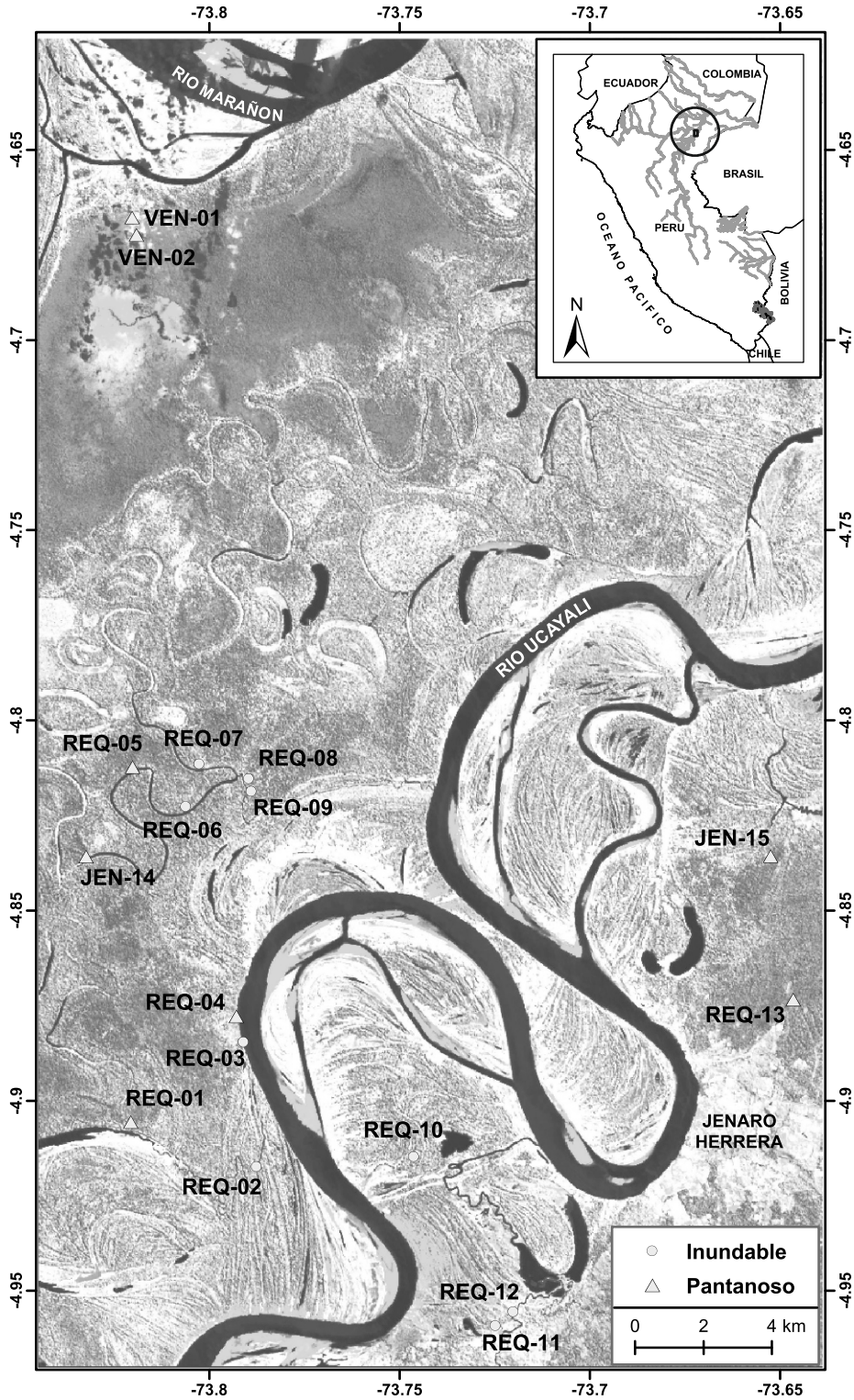


Figura 1. Ubicación de los 17 sitios de muestreo en la llanura aluvial de Jenaro Herrera (parcelas de código JEN y REQ) y Veinte de Enero (código VEN), mostrados sobre una imagen de satélite Landsat 8 OLI con ecualización del histograma (Path 006, Row 063). La banda 5 fue asignada al rojo, la banda 7 fue asignada al verde y la banda 6 asignada al azul.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se realizó en el noreste peruano, en la llanura aluvial aledaña a los centros poblados de Jenaro Herrera en el Río Ucayali y Veinte de Enero cerca al Río Marañón, durante el periodo de Junio del 2008 a Julio del 2009 (Figura 1). El área presenta un clima tropical. Según los registros del Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú (2001-2014), la temperatura media anual es de 26 °C, con valor máximo promedio de 31 °C. La precipitación promedio anual es de 2750 mm en la estación de Requena (cercana a Jenaro Herrera, río Ucayali) y de 2570 mm en la estación de Nauta (cercana a Veinte de Enero, río Marañón), con la presencia de una estación lluviosa de diciembre a marzo y una estación seca de julio a septiembre en ambos lugares. La humedad relativa promedio es de 93% en Requena y 87% en Nauta. Durante los periodos marzo-abril y abril-mayo ocurren los valores máximos en el nivel de los ríos Ucayali y Marañón, respectivamente; mientras los valores mínimos ocurren en septiembre para ambos ríos (ver Apéndice 1).

Diseño de muestreo

Evaluamos nueve bosques estacionalmente inundables por los ríos principales y afluentes denominados “inundables” y ocho bosques permanentemente inundados o con napa freática superficial denominados “pantanosos” (Figura 1). Los sitios de muestreo (Apéndice 2) incluyen (1) el bosque ribereño aledaño al Río Ucayali con inundación estacional durante la creciente del río, (2) el bosque latifoliado de aguas negras con vegetación influenciada por la inundación estacional de los tributarios de aguas negras, (3) el bosque de palmeras de aguas negras con vegetación adaptada a inundaciones casi permanentes y con gran abundancia de la palmera *Mauritia flexuosa*, y (4) el bosque de palmeras de terraza baja con vegetación ubicada sobre suelos arcillo-arenosos de pobre drenaje (Parodi & Freitas, 1990).

En cada bosque se instalaron parcelas de 0.5 ha (50 m x 100 m) para la caracterización de la vegetación, la estructura del bosque y la estimación de la biomasa sobre el suelo, siguiendo el protocolo de RAINFOR (Phillips et al., 2009). Cada parcela fue dividida en 50 subparcelas de 10 m x 10 m, donde todos los individuos con diámetro a la altura del pecho (DAP, 1.3 m del suelo) mayor o igual a 10 cm fueron marcados, medidos y colectados para la determinación de las especies. La altura total de las palmeras fue estimada al ojo en las parcelas REQ-01 a REQ-12 y tomada utilizando el clinómetro en el

resto de las parcelas. La altura de los individuos leñosos se estimó utilizando la relación diámetro-altura desarrollada para los bosques de Jenaro Herrera (árboles con $DAP \geq 10$ cm: $H = 9.4033 \cdot \ln(DAP) - 9.4115$, $n = 127$ individuos, $R^2 = 0.88$; E. Honorio, no publicado).

Se establecieron cuatro transectos lineales de 250 m ubicados en direcciones diferentes y paralelos a cada lado de la parcela. En los transectos medimos la necromasa o madera muerta sobre el suelo con diámetro igual o mayor a 10 cm. Estimamos el estado de descomposición de la madera muerta (1 recién muerto, 2 intermedio, 3 muy descompuesto) y medimos el diámetro de las trozas y ramas en el punto de cruce con el transecto (Chao et al., 2008).

Procesamiento y análisis de los datos

Los especímenes colectados fueron determinados a nivel de especie usando el material de referencia de los herbarios Herrerense y Amazonense, cuyas colecciones representan la flora de la zona de estudio y los tipos de bosque muestreados. La riqueza florística fue expresada como el número total de especies, géneros y familias por parcela y la diversidad florística utilizando el índice alfa Fisher. La estructura del bosque se expresó en función a la distribución de los individuos por clases de diámetros y alturas. Las especies ecológicamente más importantes fueron determinadas usando el índice de valor de importancia (IVI), que equivale a la suma de la abundancia relativa (Ab , número de individuos), la dominancia (Do , área basal) y la frecuencia (Fr , ocurrencia en sub-parcelas) calculados por especie (i) en cada parcela de 0.5 hectáreas (*total*).

$$IVI_i (\%) = 100 \times \left(\frac{Ab_i}{Ab_{total}} + \frac{Do_i}{Do_{total}} + \frac{Fr_i}{Fr_{total}} \right)$$

Utilizamos *vegan* del programa estadístico R (Dixon & Palmer, 2003) para realizar el análisis de correspondencia sin tendencia y determinar la variación en la composición florística de los bosques inundables y pantanosos. Para esto, elaboramos una matriz incluyendo los valores de IVI de las especies por parcela. Los valores de los primeros dos ejes de coordenadas, que explican la mayor variabilidad en los datos, fueron graficados para las parcelas y las especies.

La biomasa de los individuos arbóreos fue calculada usando las variables diámetro, altura y densidad de la madera, según la ecuación alométrica de Chave et al. (2014). La densidad de la madera fue obtenida de la base de datos de Zanne et al. (2009) a nivel de especie. Cuando la especie no era conocida, se utilizó el promedio del valor a nivel del género o familia. Los individuos indeterminados recibieron

Tabla 1. Riqueza florística de 17 parcelas de la llanura aluvial de Jenaro Herrera y Veinte de Enero.

Parcela	Tipo de bosque	Categoría	Área (ha)	N° especies	N° géneros	N° familias	N° individuos	Diversidad alfa Fisher	Palmeras (%)
JEN-14	B. de palmeras de aguas negras	Pantanosos	0.5	33	28	16	202	11.2	64.9
JEN-15	B. de palmeras de terraza baja	Pantanosos	0.5	67	53	29	254	29.7	22.4
REQ-01	B. de palmeras de aguas negras	Pantanosos	0.5	51	40	22	260	19.0	43.1
REQ-02	B. latifoliado de aguas negras	Inundable	0.5	82	54	29	263	40.9	0
REQ-03	B. ribereño	Inundable	0.5	58	49	28	266	22.9	0.4
REQ-04	B. de palmeras de aguas negras	Pantanosos	0.5	37	33	21	237	12.3	18.6
REQ-05	B. de palmeras de aguas negras	Pantanosos	0.5	45	41	26	205	17.8	50.7
REQ-06	B. latifoliado de aguas negras	Inundable	0.5	70	56	31	230	34.3	6.1
REQ-07	B. latifoliado de aguas negras	Inundable	0.5	75	61	33	217	40.6	13.4
REQ-08	B. latifoliado de aguas negras	Inundable	0.5	64	53	24	226	29.7	17.7
REQ-09	B. latifoliado de aguas negras	Inundable	0.5	64	56	29	211	31.3	6.6
REQ-10	B. ribereño	Inundable	0.5	80	61	28	296	36.0	2.7
REQ-11	B. latifoliado de aguas negras	Inundable	0.5	53	41	25	247	20.7	0
REQ-12	B. latifoliado de aguas negras	Inundable	0.5	56	41	26	275	21.3	0
REQ-13	B. de palmeras de terraza baja	Pantanosos	0.5	58	48	27	307	21.2	23.8
VEN-01	B. de palmeras de aguas negras	Pantanosos	0.5	38	31	23	277	11.9	47.7
VEN-02	B. de palmeras de aguas negras	Pantanosos	0.5	31	26	19	346	8.2	80.9
INUNDABLES (Promedio ± 95% Intervalo de confianza):				67 ± 8	52 ± 6	28 ± 2	248 ± 22	30.8 ± 6.0	5.2 ± 5.0
PANTANOSOS (Promedio ± 95% Intervalo de confianza):				45 ± 11	38 ± 8	23 ± 4	261 ± 41	16.4 ± 5.8	44.0 ± 18.4
Prueba t-student (p):				0.002	0.004	0.013	0.522	0.001	0.001

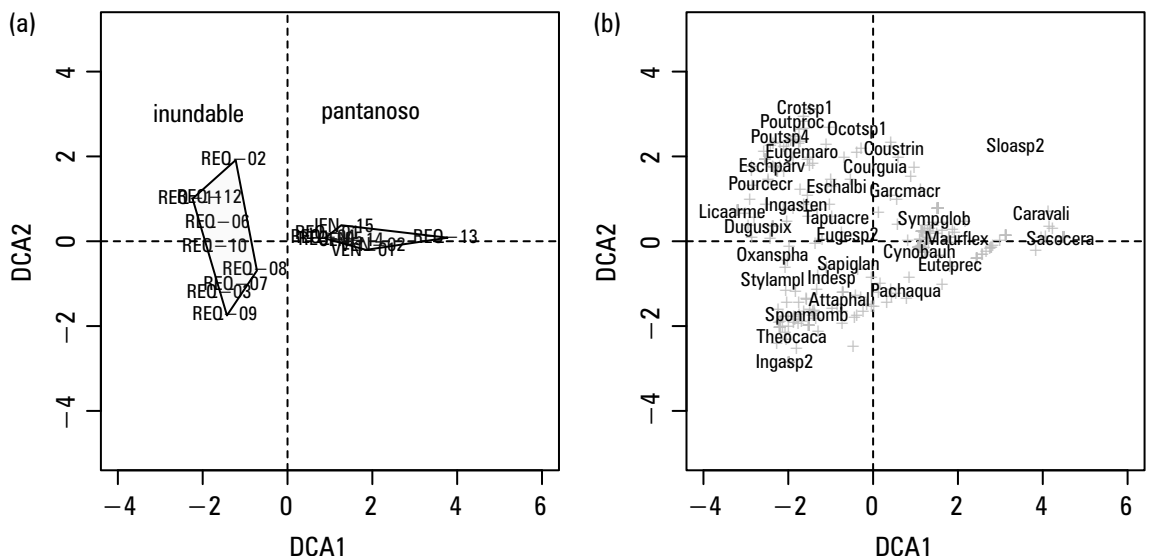


Figura 2. Análisis de correspondencia sin tendencia (DCA) de 17 parcelas y 378 especies de la llanura aluvial de Jenaro Herrera y Veinte de Enero. (a) Distribución de las parcelas en los ejes 1 y 2 basado en el índice de valor de importancia de las especies, y (b) distribución en los mismos ejes de las especies ecológicamente más importantes.

un valor de densidad de la madera promedio de la parcela. Utilizamos la ecuación de Goodman *et al.* (2013) para las palmeras, en particular, la ecuación alométrica a nivel de género y la general de la familia que considera la altura total de los individuos. Estimamos la necromasa según la fórmula $V = \frac{\pi^2 \sum D_i^2}{8L}$; donde V es volumen de madera muerta

en m^3/ha , D_i es el diámetro en cm de la troza i , y L es la longitud del transecto (Van Wagner, 1968). Consideramos las clases de descomposición de la madera 1 (0.26 g/cm^3), 2 (0.24 g/cm^3), y 3 (0.17 g/cm^3) para la zona inundable de Jenaro Herrera según Chao *et al.* (2018).

Los valores promedios de la riqueza y diversidad florística, estructura, biomasa y necromasa de las parcelas de bosques inundables y pantanosos fueron comparados utilizando la prueba t de student.

RESULTADOS

Riqueza y diversidad florística

En las 17 parcelas de muestreo encontramos un total de 4,319 individuos con $DAP \geq 10 \text{ cm}$, correspondientes a 378 especies, 172 géneros y 56 familias. Del total de especies, 166 (43.9%) ocurren sólo en las parcelas de bosques inundables ($n = 9$ parcelas, 4.5 ha.), 130 (34.4%) sólo en los bosques pantanosos ($n = 8$ parcelas, 4 ha.) y 82 (21.7%) están presentes en ambos ambientes. El 50% del total de los individuos muestreados en los bosques inundables pertenecen a 34 especies, mientras sólo seis especies representan la mitad de los individuos muestreados en los bosques pantanosos. La riqueza florística por parcela de 0.5 hectáreas varía entre 31 y 82 especies, con los valores promedios significativamente mayores en bosques estacionalmente inundables (67 ± 8 especies, $n = 9$ parcelas) que en los bosques pantanosos (45 ± 11 especies, $n = 8$ parcelas; Prueba $t: p < 0.005$). La diversidad florística, representada por el índice alfa Fisher, varía entre 8.2 a 40.9, con valores también significativamente mayores en los bosques inundables (30.8 ± 6.0) que en los bosques pantanosos (16.4 ± 5.8 ; Prueba $t: p < 0.005$; Tabla 1).

En el análisis de correspondencia sin tendencia, considerando el índice de valor de importancia de las especies, podemos observar que las parcelas en bosques inundables son florísticamente distintas a las parcelas de los bosques pantanosos (Figura 2a). Las especies ecológicamente más importantes por su abundancia, dominancia y frecuencia en las parcelas de bosque inundable son *Attalea phalerata* (Arecaceae), *Couepia sp2* (Chrysobalanaceae), *Coussarea hirticalyx* (Rubiaceae), *Eschweilera*

albiflora, *Eschweilera parvifolia*, *Gustavia augusta* (todas, Lecythidaceae), *Inga sp2* (Fabaceae) y *Pourouma acuminata* (Urticaceae). Mientras, *Mauritia flexuosa* (Arecaceae) fue la especie ecológicamente más importante para todas las parcelas del bosque pantanoso en la zona de estudio (Figura 2b, Apéndice 3).

Estructura del bosque

Las curvas por clases de diámetro y de altura presentan tendencias diferentes entre las parcelas de la zona inundable y pantanosa (Figura 3). Las parcelas de bosque inundable presentan curvas por clases diamétricas de la forma de una “J” invertida, mientras las parcelas en bosques pantanosos tienen curvas con un pico alto en diámetros de mediano tamaño (Figura 3a). La altura también presenta una tendencia mayor por individuos grandes en los bosques pantanosos que en los boques inundables (Figura 3b).

El área basal, la densidad de la madera y la altura total de las 17 parcelas tienen valores que varían entre 18.7 a $37.5 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, 0.47 a 0.67 g cm^{-3} , y 11.8 a 19.0 m , respectivamente. Los promedios de estas variables estructurales no fueron significativamente diferentes en parcelas de los bosques inundables y pantanosos, a excepción de la densidad de la madera que fue significativamente mayor en bosques pantanosos ($0.54 \pm 0.05 \text{ g cm}^{-3}$) que en los inundables ($0.60 \pm 0.04 \text{ g cm}^{-3}$, Prueba $t: p < 0.05$; Apéndice 2).

Biomasa y necromasa aérea

Los valores de biomasa y necromasa varían entre 105.6 a 328.7 Mg ha^{-1} y entre 4.2 a 11.1 Mg ha^{-1} , respectivamente (Apéndice 2). Los promedios de las parcelas de la zona inundable y pantanosa no muestran diferencias significativas, con valores de $191.5 \pm 53.2 \text{ Mg ha}^{-1}$ y $196.7 \pm 33.1 \text{ Mg ha}^{-1}$ para la biomasa, y de $6.6 \pm 1.8 \text{ Mg ha}^{-1}$ y $5.9 \pm 1.4 \text{ Mg ha}^{-1}$ para la necromasa, respectivamente (Figura 4).

DISCUSIÓN

Este estudio representa una línea base en el conocimiento de la diversidad florística, la estructura y la densidad de carbono de los bosques de la llanura aluvial inundable en la región Loreto. Reportamos los resultados obtenidos con 17 parcelas de 0.5 hectáreas establecidas en los bosques aledaños a Jenaro Herrera y Veinte de Enero, en particular, la presencia de tres patrones principales: (1) la diversidad florística en los bosques pantanosos es menor que en los bosques estacionalmente

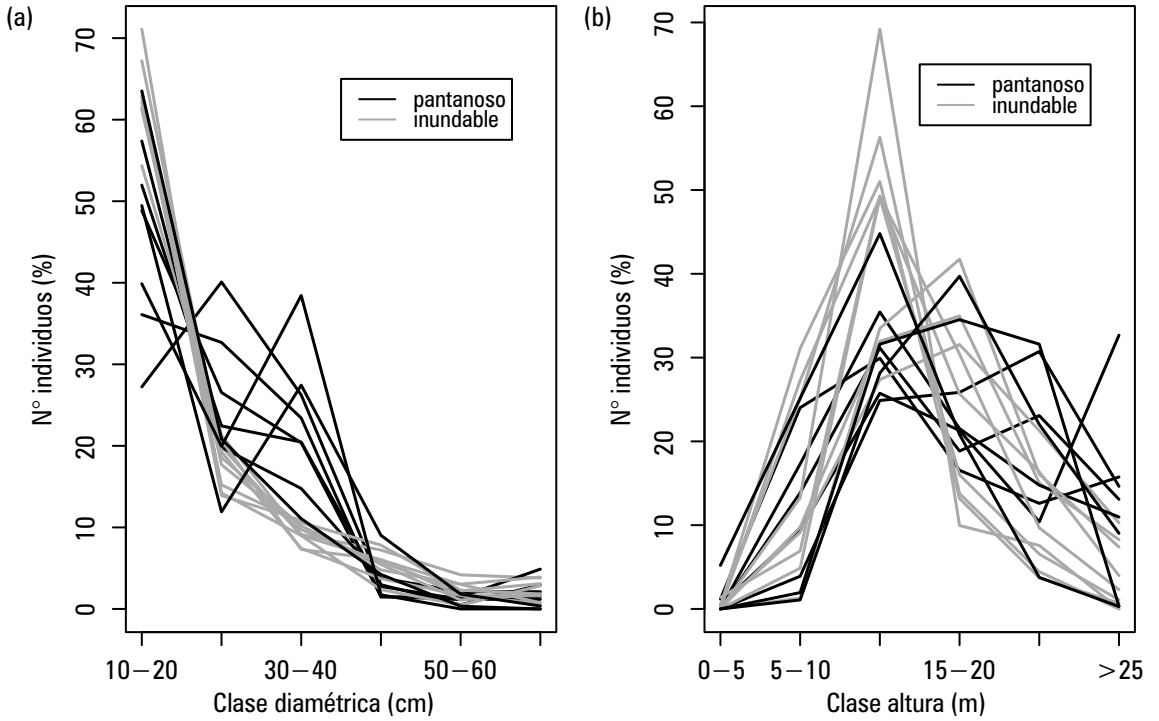


Figura 3. Estructura poblacional de 17 parcelas de la llanura aluvial de Jenaro Herrera y Veinte de Enero. (a) Clase diamétrica y (b) clase de altura en zonas inundables y pantanosas.

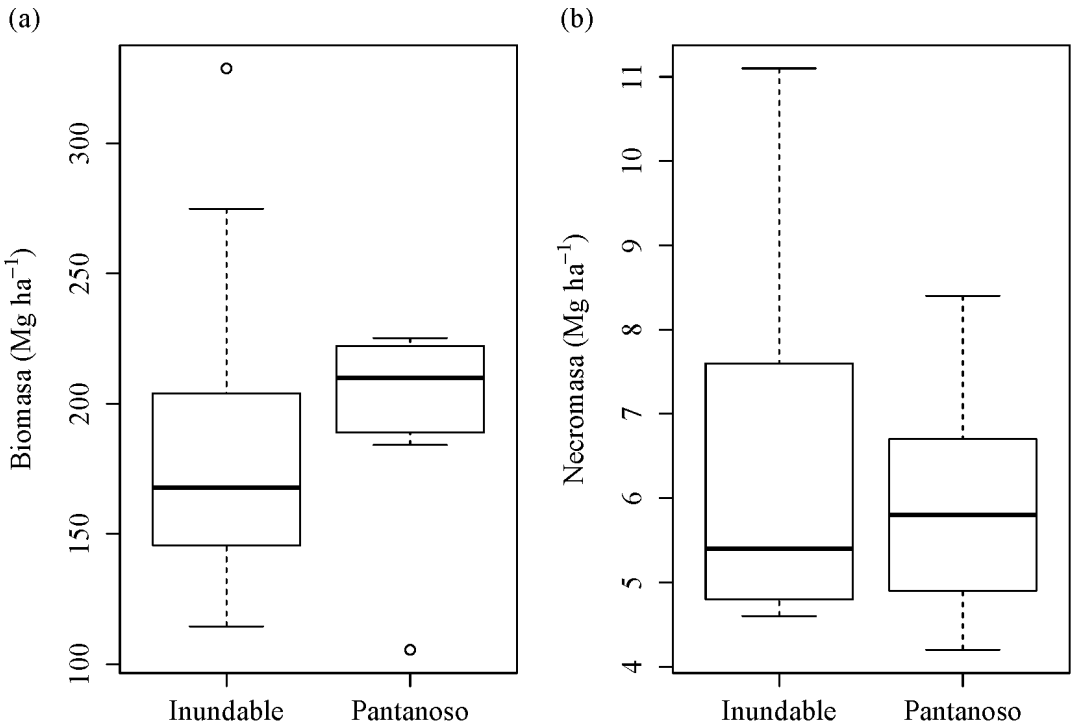


Figura 4. Cantidad de carbono en 17 parcelas de la llanura aluvial de Jenaro Herrera y Veinte de Enero. (a) Biomasa aérea y (b) necromasa sobre el suelo en zonas inundables y pantanosas.

inundables debido a la gran abundancia de la palmera *Mauritia flexuosa* en los pantanos; (2) la estructura del bosque pantanoso difiere del bosque estacionalmente inundable debido a la presencia de un estrato superior dominado por palmeras de gran diámetro y altura, pero (3) la cantidad de carbono acumulado en la biomasa y necromasa sobre el suelo es similar para ambos tipos de bosque, y es menor a los valores reportados en tipos de bosque aledaños.

Diversidad florística de los bosques aluviales

Los valores más bajos de riqueza (31 especies en 0.5 ha) y diversidad florística (Fisher alfa = 8.2) fueron reportados para los bosques pantanosos. La baja diversidad de estos bosques se debe a la gran abundancia de la palmera *Mauritia flexuosa* ("aguaje"), una especie común de los pantanos a nivel de la cuenca amazónica (Pitman *et al.*, 2014). Esta palmera está adaptada a suelos de mal drenaje; desarrolla raíces neumatóforas que permiten obtener oxígeno. A pesar de la baja diversidad de los bosques pantanosos, la diversidad beta a nivel regional puede ser alta (Pitman *et al.*, 2014). Es decir, los bosques pantanosos presentan una especie dominante (diversidad alfa baja) pero la identidad de esta especie varía entre los diferentes sitios. Es así que otros estudios reportan bosques pantanosos dominados por *Symphonia globulifera*, *Pachira brevipes* en el norte del Perú, *Euterpe precatoria*, *Lueheopsis hoehnei*, *Sloanea* sp en el sur de Perú, *Iriartea deltoidea*, *Mauritiella armata* en Ecuador, y *Oxandra polyantha* en Colombia (citados en Pitman *et al.*, 2014). Estas comunidades podrían en algunos casos reflejar los cambios en los estadios de la sucesión natural de la vegetación de la planicie inundable (Roucoux *et al.*, 2013).

Por otro lado, los bosques inundables son más diversos que los bosques pantanosos con valor promedio de Fisher alfa de 30.8 ± 6.0 en las parcelas estudiadas. Alta diversidad es particular para los bosques inundables del oeste amazónico, sin embargo, esta diversidad se reduce hacia el este de la cuenca, con valores promedios de Fisher alfa de 42 en la Amazonía oeste, 23 en la Amazonía central y 21 en la Amazonía este (Wittmann *et al.*, 2006). En estos bosques las especies ecológicamente más importantes también varían a escala regional, como es el caso de Jenaro Herrera donde casi cada parcela cuenta con una especie diferente importante por su abundancia, frecuencia y dominancia. Entre estas especies importantes tenemos a *Eschweilera albiflora*, *Eschweilera parvifolia* y *Attalea phalerata* que prefieren suelos aluviales, *Pourouma acuminata* de bosques secundarios, entre otras.

Existen algunas especies de los bosques inundables y pantanosos que no son exclusivas de estos tipos de bosque. Por ejemplo, las especies *Sacoglottis ceratocarpa* y *Caraipa tereticaulis* del bosque pantanoso REQ-13 también ocurren en bosques de arena blanca. Tal es el caso, también de *Pachira brevipes*, *Dendropanax resinosus*, *Platycarpum orinocense* que ocurren en bosques pantanosos denominados varillales hidromórficos y reportados en zonas cercanas a nuestra zona de estudio (Draper *et al.*, 2014; Kelly *et al.*, 2014). Tanto los bosques pantanosos como los bosques de arena blanca presentan condiciones extremas de suelos bajos en nutrientes y por lo tanto podría explicar la presencia de especies adaptadas a estas condiciones. Otras especies generalistas también están presentes en los bosques aluviales como es el caso de *Symphonia globulifera*, que también ocurre en los bosques aledaños de altura (Pitman *et al.*, 2014).

Estructura de los bosques aluviales

Nuestros resultados muestran que las variables estructurales como diámetro y altura son diferentes en los bosques aluviales, tomando mayor diferencia en los bosques pantanosos. La estructura de los bosques inundables se asemeja a la estructura de los bosques de altura, es decir, presentan gran número de individuos de diámetro pequeño y pocos individuos de gran diámetro. De la misma manera, gran parte de los individuos se encuentran en el dosel medio (Figura 3). Por otro lado, la estructura de los bosques pantanosos es diferente, debido a la alta abundancia de palmeras de gran diámetro en el dosel superior. Es así que la curva de clases diamétricas muestra el mayor pico a 30-40 cm de diámetro y la curva de altura a 20-25 m.

También hemos observado que la densidad promedio de la parcela puede variar en los diferentes tipos de bosque. Por ejemplo, los bosques pantanosos tienen especies con menor densidad de madera que los bosques inundables y a su vez, los bosques inundables tienen especies de densidad menor que los bosques aledaños de altura (Chao *et al.*, 2008). Las variables estructurales (diámetro, altura y densidad de madera) son muy importantes en la estimación de las reservas de carbono de un bosque. Entonces, el establecimiento de parcelas en campo, en zonas aluviales es importante para poder capturar las diferencias en las características estructurales del bosque y que nos permitan hacer mejores estimaciones de las reservas de carbono de estos bosques.

Almacenamiento de carbono sobre el suelo

Una contribución importante del presente estudio es la estimación de la necromasa sobre el suelo de los bosques aluviales, componente poco estudiado en la Amazonía. Los resultados muestran que estos bosques acumulan 4.2 a 11.1 Mg C ha⁻¹ de madera muerta sobre el suelo. Estos valores de necromasa están en el rango menor de los valores reportados para la cuenca amazónica (0 a >80 Mg C; Baker *et al.*, 2007) y equivalen a aquellos reservorios de bosques de arena blanca en Venezuela. La baja acumulación de madera muerta sobre el suelo puede estar relacionada a la baja productividad de los bosques como es el caso de los bosques de arena blanca (Malhi *et al.*, 2004). Sin embargo, en los bosques aluviales otros procesos podrían ser también importantes en la acumulación de necromasa sobre el suelo.

Se conoce que la productividad de los bosques inundables es alta, sin embargo, la densidad de la madera muerta es baja en comparación con los bosques aledaños (Chao *et al.*, 2008) reduciendo así el almacenamiento de carbono en la necromasa de estos bosques. Asimismo, la necromasa puede ser removida debido al transporte lateral de material durante la época de inundación del bosque. En el caso de los bosques pantanosos, la producción de madera muerta puede ser rápidamente integrada en la necromasa acumulada debajo del suelo, la cual queda atrapada junto a otros restos orgánicos debido a la saturación del agua en el suelo en forma de turba y no contabilizada en el presente estudio. Se estima que los pantanos acumulan casi el 90% del carbono debajo del suelo y contribuyen considerablemente con los reservorios de carbono a nivel regional y nacional (Draper *et al.*, 2014).

En el caso de la biomasa sobre el suelo tenemos que las parcelas evaluadas almacenan un promedio (\pm desviación estándar) de 193.9 ± 55.6 Mg C ha⁻¹. Un valor más alto que el valor de 72.9 ± 29.2 Mg ha⁻¹ estimado para los bosques aluviales de la Reserva Nacional Pacaya-Samiria utilizando sensoramiento remoto (Asner *et al.*, 2014). Estas diferencias probablemente se deban a que el estudio de Asner *et al.* incluye áreas también degradadas con menor cantidad de carbono almacenado. Asimismo, existe escasa información disponible de reservas de carbono tomadas en el terreno en zonas aluviales dificultando la validación de mapas de carbono producidos con sensoramiento remoto. En particular, el establecimiento de parcelas usando

protocolos estándares es fundamental para obtener la información de la composición y estructura de los bosques y así estimar adecuadamente los reservorios de carbono. Los bosques aluviales son un buen ejemplo, ya que presentan una composición y estructura particular. Por ejemplo, la variación en la composición florística entre los bosques pantanosos e inundables afectó la densidad promedio de la madera de estos bosques, haciéndonos predecir una menor biomasa sobre el suelo en los bosques pantanosos que en los inundables. Sin embargo, los bosques pantanosos presentan gran abundancia de palmeras de gran diámetro y altura, característica que compensó la biomasa almacenada en este bosque permitiendo obtener valores similares a los bosques inundables. La altura de las palmeras es una variable importante que al no ser medida adecuadamente genera una subestimación en la estimación de la biomasa total del bosque (Goodman *et al.*, 2013).

Los valores de biomasa de los bosques aluviales es menor que los valores reportados para bosques de tierra firme en el Perú (259.1 ± 12.0 Mg ha⁻¹) (Brienen *et al.*, 2015). Sin embargo, hay que tener en cuenta que los bosques aluviales son importantes debido al área que cubren y los recursos naturales y servicios ambientales que ofrecen. Sin embargo, los bosques aluviales están fuertemente impactados debido al uso irracional de los recursos naturales en particular de las especies de alto valor comercial, y a la deforestación de estos bosques para la agricultura debido a su alta fertilidad de suelos (bosques inundables). Cambios en el clima relacionados al incremento en la temperatura y la perturbación del ciclo hidrológico con frecuentes periodos de sequía e inundación severa (Gloor *et al.*, 2013) también afectan la diversidad, composición y biomasa de estos bosques. Es así que el IIAP viene liderando esfuerzos para monitorear la trayectoria a largo plazo de los bosques aluviales con el fin de promover el uso adecuado de los recursos y el entendimiento de la susceptibilidad de estos bosques al cambio climático.

AGRADECIMIENTOS

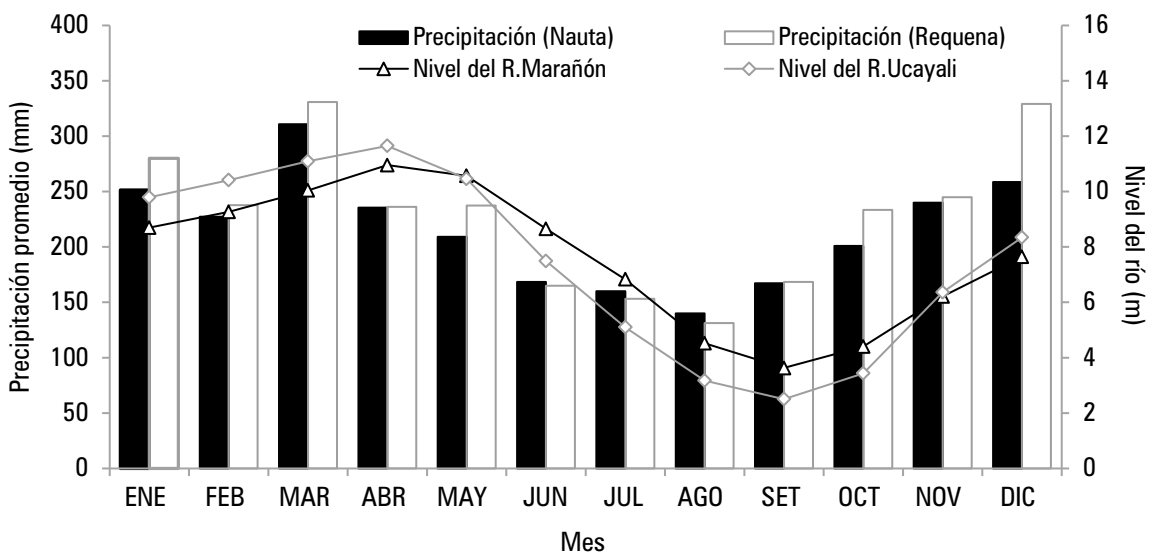
El estudio se realizó con la Autorización N° 045-2009-SERNANP-RNPS-J. Los autores agradecemos a Jose Sanjurjo por la elaboración del mapa y a T.R. Baker por dar comentarios al manuscrito.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Asner, G.P.; Knapp, D.E.; Martin, R.E.; Tupayachi, R.; Anderson, C.B.; Mascaro, J.; Sinca, F., Chadwick, K.D., Sousan, S., Higgins, M., Farfan, W., Silman, M.R., Llactayo, W.A.; Neyra, A.F. 2014. *The high-resolution carbon geography of Peru*. The Carnegie Airborne Observatory and the Ministry of Environment of Perú, Berkeley, USA. 64pp.
- Baker, T.R.; Coronado, E.N.H.; Phillips, O.L.; Martin, J.; van der Heijden, G.M.; Garcia, M.; Espejo, J.S. 2007. Low stocks of coarse woody debris in a southwest Amazonian forest. *Oecologia*, 152: 495-504.
- Brienen, R.; Phillips, O.; Feldpausch, T.; Gloor, E.; Baker, T.; Lloyd, J.; Lopez-Gonzalez, G.; Monteagudo-Mendoza, A.; Malhi, Y.; Lewis, S. 2015. Long-term decline of the Amazon carbon sink. *Nature*, 519: 344-348.
- Chao, K.-J.; Phillips, O.L.; Baker, T.R. 2008. Wood density and stocks of coarse woody debris in a northwestern Amazonian landscape. *Canadian Journal of Forest Research*, 38: 795-805.
- Chave, J.; Réjou-Méchain, M.; Búrquez, A.; Chidumayo, E.; Colgan, M.S.; Delitti, W.B.; Duque, A.; Eid, T.; Fearnside, P.M.; Goodman, R.C. 2014. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global change biology*, 20: 3177-3190.
- Dixon, P.; Palmer, M. 2003. VEGAN, a package of R functions for community ecology. *Journal of Vegetation Science*, 14: 927-930.
- Draper, F.C.; Roucoux, K.H.; Lawson, I.T.; Mitchard, E.T.; Coronado, E.N.H., Lähenteoja, O., Montenegro, L.T., Sandoval, E.V., Zaráte, R.; Baker, T.R. 2014. The distribution and amount of carbon in the largest peatland complex in Amazonia. *Environmental Research Letters*, 9: 124017.
- Gloor, M., Brienen, R.J.W., Galbraith, D., Feldpausch, T.R., Schöngart, J., Guyot, J.L., Espinoza, J.C., Lloyd, J.; Phillips, O.L. 2013. Intensification of the Amazon hydrological cycle over the last two decades. *Geophysical Research Letters*, 40: 1729-1733.
- Goodman, R.C., Phillips, O.L., del Castillo Torres, D., Freitas, L., Cortese, S.T., Monteagudo, A.; Baker, T.R. 2013. Amazon palm biomass and allometry. *Forest Ecology and Management*, 310: 994-1004.
- Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Schöngart, J., Cohn-Haft, M., Adeney, J.M.; Wittmann, F. 2011. A classification of major naturally-occurring Amazonian lowland wetlands. *Wetlands*, 31: 623-640.
- Kelly, T.J., Baird, A.J., Roucoux, K.H., Baker, T.R., Honorio Coronado, E.N., Ríos, M.; Lawson, I.T. 2014. The high hydraulic conductivity of three wooded tropical peat swamps in northeast Peru: measurements and implications for hydrological function. *Hydrological Processes*, 28: 3373-3387.
- Kvist, L.P.; Nebel, G. 2001. A review of Peruvian flood plain forests: Ecosystems, inhabitants and resource use. *Forest Ecology and Management*, 150: 3-26.
- Malhi, Y., Baker, T.R., Phillips, O.L., Almeida, S., Alvarez, E., Arroyo, L., Chave, J., Czimczik, C.I., Fiore, A.D., Higuchi, N., Killeen, T.J., Laurance, S.G., Laurance, W.F., Lewis, S.L., Montoya, L.M.M., Monteagudo, A., Neill, D.A., Vargas, P.N., Patiño, S., Pitman, N.C.A., Quesada, C.A., Salomão, R., Silva, J.N.M., Lezama, A.T., Martínez, R.V., Terborgh, J., Vinceti, B.; Lloyd, J. 2004. The above-ground coarse wood productivity of 104 Neotropical forest plots. *Global Change Biology*, 10: 563-591.
- MINAM 2011. *El Peru de los Bosques*. Ministerio del Ambiente, Peru. 76pp.
- Nebel, G., Kvist, L.P., Vanclay, J.K., Christensen, H., Freitas, L.; Ruiz, J. 2001. Structure and floristic composition of flood plain forests in the Peruvian Amazon I. Overstorey. *Forest Ecology and Management*, 150: 27-57.
- Page, S.E., Rieley, J.O.; Banks, C.J. 2011. Global and regional importance of the tropical peatland carbon pool. *Global Change Biology*, 17: 798-818.
- Parodi, J.L.; Freitas, D. 1990. Geographical aspects of forested wetlands in the lower Ucayali, Peruvian Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 33: 157-168.
- Phillips, O., Baker, T., Feldpausch, T.R.; Brienen, R. 2009. *RAINFOR manual de campo para la remediación y establecimiento de parcelas*. Red Amazónica de Inventarios Forestales, Leeds, UK. 24pp.
- Pitman, N.C., Andino, J.E.G., Aulestia, M., Cerón, C.E., Neill, D.A., Palacios, W., Rivas-Torres, G.,

- Silman, M.R.; Terborgh, J.W. 2014. Distribution and abundance of tree species in swamp forests of Amazonian Ecuador. *Ecography*, 37: 902-915.
- Roucoux, K.H., Lawson, I.T., Jones, T.D., Baker, T.R., Coronado, E.H., Gosling, W.D.; Lähteenoja, O. 2013. Vegetation development in an Amazonian peatland. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 374: 242-255.
- Salo, J., Kalliola, R., Hakkinen, I., Makinen, Y., Niemela, P., Puhakka, M.; Coley, P.D. 1986. River dynamics and the diversity of Amazon lowland forests. *Nature*, 322: 254-258.
- Stagegaard, J., Sørensen, M.; Kvist, L.P. 2002. Estimations of the importance of plant resources extracted by inhabitants of the Peruvian Amazon flood plains. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 5: 103-122.
- Van Wagner, C. 1968. The line intersect method in forest fuel sampling. *Forest science*, 14: 20-26.
- Wittmann, F., Anhuf, D.; Funk, W.J. 2002. Tree species distribution and community structure of central Amazonian várzea forests by remote-sensing techniques. *Journal of Tropical Ecology*, 18: 805-820.
- Wittmann, F., Junk, W.J.; Piedade, M.T. 2004. The várzea forests in Amazonia: flooding and the highly dynamic geomorphology interact with natural forest succession. *Forest Ecology and Management*, 196: 199-212.
- Wittmann, F., Schongart, J., Montero, J.C., Motzer, T., Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Queiroz, H.L.; Worbes, M. 2006. Tree species composition and diversity gradients in white-water forests across the Amazon Basin. *Journal of Biogeography*, 33: 1334-1347.
- Zanne, A., Lopez-Gonzalez, G., Coomes, D., Ilic, J., Jansen, S., Lewis, S., Miller, R., Swenson, N., Wiemann, M.; Chave, J. 2009. Global wood density database. (Dryad. Identifier: <http://hdl.handle.net/10255/dryad>). Acceso: 13/08/2014.
- Recibido: 02 de mayo del 2015
Aceptado para publicación: 25 de mayo del 2015

Apéndice 1. Precipitación promedio y nivel del río tomados de las estaciones meteorológicas cercanas a Jenaro Herrera (Requena, Río Ucayali) y Veinte de Enero (Nauta, Río Marañón) durante el periodo 2000-2014.



Apéndice 2. Ubicación, tipo de bosque, variables estructurales y carbono de 17 parcelas de la llanura aluvial de Jenaro Herrera y Veinte de Enero.

Parcela	Localidad	Tipo de bosque	Latitud	Longitud	Categoría	N° indiv. (ha ⁻¹)	Área basal (m ² ha ⁻¹)	Densidad (g cm ⁻³)	Altura (m)	Biomasa (Mg ha ⁻¹)	Necromasa (Mg ha ⁻¹)
JEN-14	Cocha Iricahua	B. de palmeras de aguas negras	-4.835722	-73.832556	Pantanosos	404	28.7	0.49	19.0	225.2	7.6
JEN-15	Quebrada Sapuena	B. de palmeras de terraza baja	-4.835667	-73.852417	Pantanosos	508	25.7	0.64	15.8	207.6	8.4
REQ-01	Cocha Yanallpa	B. de palmeras de aguas negras	-4.905550	-73.820747	Pantanosos	520	28.8	0.54	17.1	220.6	N.D.
REQ-02	Cocha Yanallpa	B. latifoliado de aguas negras	-4.917303	-73.787767	Inundable	526	33.7	0.64	17.1	328.7	5.4
REQ-03	Cocha Yanallpa	B. ribereño	-4.884567	-73.791197	Inundable	532	25.3	0.58	16.5	204.0	4.9
REQ-04	Cocha Yanallpa	B. de palmeras de aguas negras	-4.877842	-73.793022	Pantanosos	474	27.2	0.55	15.7	193.6	5.8
REQ-05	Cocha Iricahua	B. de palmeras de aguas negras	-4.812172	-73.820278	Pantanosos	410	28.1	0.53	18.8	212.1	4.4
REQ-06	Cocha Iricahua	B. latifoliado de aguas negras	-4.822567	-73.806375	Inundable	460	26.9	0.62	17.2	274.8	4.8
REQ-07	Cocha Iricahuillo	B. latifoliado de aguas negras	-4.811481	-73.802869	Inundable	434	22.1	0.58	14.6	145.5	4.7
REQ-08	Cocha Iricahuillo	B. latifoliado de aguas negras	-4.815311	-73.789789	Inundable	452	24.3	0.54	15.7	157.3	8.8
REQ-09	Quebrada Iricahua	B. latifoliado de aguas negras	-4.818619	-73.789061	Inundable	422	18.7	0.54	12.6	114.5	11.1
REQ-10	Quebrada Braga	B. ribereño	-4.914658	-73.746417	Inundable	592	24.1	0.59	11.8	140.1	7.6
REQ-11	Quebrada Aucayacu	B. latifoliado de aguas negras	-4.955453	-73.720161	Inundable	494	23.3	0.67	12.2	167.8	4.6
REQ-12	Quebrada Lobillo	B. latifoliado de aguas negras	-4.959161	-73.724914	Inundable	550	26.5	0.65	12.6	191.1	7.5
REQ-13	Quebrada Fierro Caño	B. de palmeras de terraza baja	-4.873361	-73.646556	Pantanosos	614	23.1	0.62	17.1	184.1	5.4
VEN-01	Quebrada Yanayacu	B. de palmeras de aguas negras	-4.667722	-73.820417	Pantanosos	554	33.1	0.51	17.9	223.7	5.8
VEN-02	Quebrada Yanayacu	B. de palmeras de aguas negras	-4.672278	-73.819250	Pantanosos	692	37.5	0.47	12.2	105.5	4.2
INUNDABLES (Promedio ± 95% intervalo de confianza):						496 ± 45	25.0 ± 3.1	0.60 ± 0.04	14.5 ± 1.7	191.5 ± 53.2	6.6 ± 1.8
PANTANOSOS (Promedio ± 95% intervalo de confianza):						522 ± 82	29.0 ± 3.7	0.54 ± 0.05	16.7 ± 1.8	196.6 ± 33.1	5.9 ± 1.4
Prueba t-student (p):						0.522	0.073	0.047	0.056	0.855	0.507

N.D. No disponible

Apéndice 3. Lista de las diez especies ecológicamente más importantes para cada una de las 17 parcelas de la llanura aluvial de Jenaro Herrera y Veinte de Enero. Índice de valor de importancia (IVI) calculado en porcentaje como la suma relativa de la abundancia (Ab, número de individuos), dominancia (Do, área basal) y frecuencia (Fr, sub-unidades de muestreo) en cada parcela de 0.5 hectáreas.

N°	Parcela	Especie	Familia	Ab	Do	Fr	% IVI
1	JEN-14	<i>Mauritia flexuosa</i>	Arecaceae	125	8.5	44	159
2	JEN-14	<i>Hura crepitans</i>	Euphorbiaceae	12	3.8	10	41
3	JEN-14	<i>Virola pavonis</i>	Myristicaceae	11	0.5	9	17
4	JEN-14	<i>Pterocarpus santalinoides</i>	Fabaceae	7	0.1	6	10
5	JEN-14	<i>Garcinia madruno</i>	Clusiaceae	5	0.2	5	8
6	JEN-14	<i>Pachira aquatica</i>	Malvaceae	4	0.1	4	6
7	JEN-14	<i>Pterocarpus amazonum</i>	Fabaceae	3	0.2	3	5
8	JEN-14	<i>Euterpe precatoria</i>	Arecaceae	3	0.1	3	4
9	JEN-14	<i>Terminalia dichotoma</i>	Combretaceae	1	0.4	1	4
10	JEN-14	<i>Tapura acreana</i>	Dichapetalaceae	2	0.0	2	3
		Otras 23 especies		29	0.5	29	43
1	JEN-15	<i>Mauritia flexuosa</i>	Arecaceae	52	4.6	31	71
2	JEN-15	<i>Virola pavonis</i>	Myristicaceae	18	1.2	15	23
3	JEN-15	<i>Symphonia globulifera</i>	Clusiaceae	18	1.2	14	23
4	JEN-15	<i>Garcinia macrophylla</i>	Clusiaceae	18	0.6	17	19
5	JEN-15	<i>Lecythis sp1</i>	Lecythidaceae	17	0.5	13	17
6	JEN-15	<i>Vatairea guianensis</i>	Fabaceae	10	0.2	9	10
7	JEN-15	<i>Eschweilera bracteosa</i>	Lecythidaceae	7	0.4	6	9
8	JEN-15	<i>Ficus sphenophylla</i>	Moraceae	1	1.0	1	8
9	JEN-15	<i>Campsiandra angustifolia</i>	Fabaceae	5	0.2	5	6
10	JEN-15	<i>Amanoa oblongifolia</i>	Phyllanthaceae	5	0.2	5	6
		Otras 57 especies		103	3.0	95	109
1	REQ-01	<i>Mauritia flexuosa</i>	Arecaceae	92	6.8	39	103
2	REQ-01	<i>Hura crepitans</i>	Euphorbiaceae	9	3.3	8	30
3	REQ-01	<i>Garcinia macrophylla</i>	Clusiaceae	15	0.2	13	14
4	REQ-01	<i>Astrocaryum jauari</i>	Arecaceae	13	0.5	8	12
5	REQ-01	<i>Attalea phalerata</i>	Arecaceae	7	0.6	6	10
6	REQ-01	<i>Eschweilera albiflora</i>	Lecythidaceae	9	0.2	8	9
7	REQ-01	<i>Triplaris americana</i>	Polygonaceae	9	0.1	9	9
8	REQ-01	<i>Alchornea latifolia</i>	Euphorbiaceae	7	0.3	7	8
9	REQ-01	<i>Pterocarpus amazonum</i>	Fabaceae	8	0.1	8	8
10	REQ-01	<i>Buchenavia amazonia</i>	Combretaceae	7	0.1	7	7
		Otras 41 especies		84	2.2	80	89
1	REQ-02	<i>Eschweilera parvifolia</i>	Lecythidaceae	12	0.9	9	14
2	REQ-02	<i>Hura crepitans</i>	Euphorbiaceae	12	1.0	4	12
3	REQ-02	<i>Croton sp1</i>	Euphorbiaceae	12	0.3	12	12
4	REQ-02	<i>Coccoloba densifrons</i>	Polygonaceae	12	0.3	11	12
5	REQ-02	<i>Pouteria procera</i>	Sapotaceae	7	1.1	5	12
6	REQ-02	<i>Pouteria sp4</i>	Sapotaceae	9	0.7	7	11
7	REQ-02	<i>Tapura acreana</i>	Dichapetalaceae	5	0.8	5	9
8	REQ-02	<i>Drypetes amazonica</i>	Putranjivaceae	11	0.4	5	9
9	REQ-02	<i>Eschweilera albiflora</i>	Lecythidaceae	8	0.2	7	8
10	REQ-02	<i>Zygia divaricata</i>	Fabaceae	8	0.3	6	8
		Otras 72 especies		167	10.7	142	194

Continua...

N°	Parcela	Especie	Familia	Ab	Do	Fr	% IVI
1	REQ-03	<i>Gustavia augusta</i>	Lecythydiaceae	34	0.4	25	27
2	REQ-03	<i>Maquira coriacea</i>	Moraceae	16	1.3	14	23
3	REQ-03	<i>Aniba sp2</i>	Lauraceae	18	0.9	17	22
4	REQ-03	<i>Inga cinnamomea</i>	Fabaceae	11	0.8	10	15
5	REQ-03	<i>Spondias mombin</i>	Anacardiaceae	7	0.7	7	11
6	REQ-03	<i>Ceiba samauma</i>	Malvaceae	4	0.9	4	10
7	REQ-03	<i>Terminalia sp1</i>	Combretaceae	6	0.6	6	10
8	REQ-03	<i>Couratari oligantha</i>	Lecythydiaceae	8	0.4	7	9
9	REQ-03	<i>Moraceae sp1</i>	Moraceae	8	0.3	8	9
10	REQ-03	<i>Croton cuneatus</i>	Euphorbiaceae	10	0.2	8	9
		<i>Otras 48 especies</i>		144	6.0	123	156
1	REQ-04	<i>Mauritia flexuosa</i>	Arecaceae	44	3.5	29	61
2	REQ-04	<i>Hura crepitans</i>	Euphorbiaceae	11	3.8	10	39
3	REQ-04	<i>Inga sapindoides</i>	Fabaceae	31	0.5	19	28
4	REQ-04	<i>Triplaris weigeltiana</i>	Polygonaceae	29	0.4	16	24
5	REQ-04	<i>Virola pavonis</i>	Myristicaceae	19	0.8	17	24
6	REQ-04	<i>Eschweilera albiflora</i>	Lecythydiaceae	11	0.7	9	15
7	REQ-04	<i>Cecropia membranacea</i>	Urticaceae	8	0.6	8	12
8	REQ-04	<i>Garcinia macrophylla</i>	Clusiaceae	10	0.3	9	11
9	REQ-04	<i>Inga sp1</i>	Fabaceae	13	0.2	7	11
10	REQ-04	<i>Buchenavia amazonia</i>	Combretaceae	8	0.1	5	7
		<i>Otras 27 especies</i>		53	2.6	49	69
1	REQ-05	<i>Mauritia flexuosa</i>	Arecaceae	91	6.2	42	117
2	REQ-05	<i>Hura crepitans</i>	Euphorbiaceae	19	4.7	16	53
3	REQ-05	<i>Virola pavonis</i>	Myristicaceae	14	0.6	13	20
4	REQ-05	<i>Eschweilera albiflora</i>	Lecythydiaceae	9	0.3	9	12
5	REQ-05	<i>Pterocarpus amazonum</i>	Fabaceae	7	0.1	7	9
6	REQ-05	<i>Attalea phalerata</i>	Arecaceae	4	0.3	4	7
7	REQ-05	<i>Oenocarpus mapora</i>	Arecaceae	6	0.1	5	7
8	REQ-05	<i>Symphonia globulifera</i>	Clusiaceae	4	0.2	4	6
9	REQ-05	<i>Ceiba samauma</i>	Malvaceae	1	0.4	1	4
10	REQ-05	<i>Garcinia macrophylla</i>	Clusiaceae	3	0.1	3	4
		<i>Otras 35 especies</i>		47	1.0	46	61
1	REQ-06	<i>Coussarea hirticalyx</i>	Rubiaceae	24	0.6	18	24
2	REQ-06	<i>Attalea phalerata</i>	Arecaceae	14	1.2	12	21
3	REQ-06	<i>Cynometra sp1</i>	Fabaceae	8	1.3	7	16
4	REQ-06	<i>Eschweilera albiflora</i>	Lecythydiaceae	6	1.2	6	15
5	REQ-06	<i>Eschweilera parvifolia</i>	Lecythydiaceae	10	0.8	8	14
6	REQ-06	<i>Mouriri grandiflora</i>	Melastomataceae	14	0.3	13	14
7	REQ-06	<i>Drypetes amazonica</i>	Putranjivaceae	11	0.4	8	11
8	REQ-06	<i>Xylopia sp2</i>	Annonaceae	8	0.3	8	9
9	REQ-06	<i>Inga stenoptera</i>	Fabaceae	7	0.4	6	9
10	REQ-06	<i>Pseudoxandra polyphleba</i>	Annonaceae	8	0.2	8	9
		<i>Otras 60 especies</i>		120	6.8	115	158
1	REQ-07	<i>Attalea phalerata</i>	Arecaceae	12	1.2	12	22
2	REQ-07	<i>Casearia arborea</i>	Salicaceae	11	1.1	8	19
3	REQ-07	<i>Xylopia sp2</i>	Annonaceae	11	0.3	9	12
4	REQ-07	<i>Hura crepitans</i>	Euphorbiaceae	4	0.8	4	11
5	REQ-07	<i>Batocarpus amazonicus</i>	Moraceae	7	0.3	7	10

Continua...

N°	Parcela	Especie	Familia	Ab	Do	Fr	% IVI
6	REQ-07	<i>Maquira coriacea</i>	Moraceae	5	0.4	5	9
7	REQ-07	<i>Oenocarpus mapora</i>	Arecaceae	9	0.1	6	8
8	REQ-07	<i>Ocotea javitensis</i>	Lauraceae	5	0.3	5	7
9	REQ-07	<i>Zygia juruana</i>	Fabaceae	5	0.2	5	6
10	REQ-07	<i>Unonopsis floribunda</i>	Annonaceae	4	0.3	4	6
		<i>Otras 65 especies</i>		144	6.2	139	191
1	REQ-08	<i>Attalea phalerata</i>	Arecaceae	16	1.7	14	29
2	REQ-08	<i>Hura crepitans</i>	Euphorbiaceae	8	1.8	7	22
3	REQ-08	<i>Sapium glandulosum</i>	Euphorbiaceae	11	0.8	9	16
4	REQ-08	<i>Inga stenoptera</i>	Fabaceae	14	0.4	10	15
5	REQ-08	<i>Spondias mombin</i>	Anacardiaceae	7	0.7	7	13
6	REQ-08	<i>Sapotaceae sp1</i>	Sapotaceae	7	0.4	6	10
7	REQ-08	<i>Xylopia sp2</i>	Annonaceae	8	0.2	8	9
8	REQ-08	<i>Batocarpus amazonicus</i>	Moraceae	3	0.7	3	8
9	REQ-08	<i>Oenocarpus mapora</i>	Arecaceae	10	0.2	4	8
10	REQ-08	<i>Maquira coriacea</i>	Moraceae	7	0.1	7	8
		<i>Otras 54 especies</i>		135	5.0	119	162
1	REQ-09	<i>Inga sp2</i>	Fabaceae	16	2.1	14	37
2	REQ-09	<i>Theobroma cacao</i>	Malvaceae	20	0.3	7	17
3	REQ-09	<i>Cecropia membranacea</i>	Urticaceae	8	0.8	8	16
4	REQ-09	<i>Spondias mombin</i>	Anacardiaceae	7	0.8	7	16
5	REQ-09	<i>Attalea phalerata</i>	Arecaceae	8	0.5	8	13
6	REQ-09	<i>Maquira coriacea</i>	Moraceae	8	0.4	8	13
7	REQ-09	<i>Chrysophyllum sp1</i>	Sapotaceae	8	0.4	7	11
8	REQ-09	<i>Himatanthus sucuuba</i>	Apocynaceae	8	0.2	8	10
9	REQ-09	<i>Tapura acreana</i>	Dichapetalaceae	9	0.1	8	10
10	REQ-09	<i>Xylopia micans</i>	Annonaceae	7	0.1	7	8
		<i>Otras 54 especies</i>		112	3.6	108	149
1	REQ-10	<i>Pourouma acuminata</i>	Urticaceae	9	1.4	9	18
2	REQ-10	<i>Himatanthus sucuuba</i>	Apocynaceae	12	0.9	9	15
3	REQ-10	<i>Duguetia spixiana</i>	Annonaceae	12	0.4	11	11
4	REQ-10	<i>Ceiba samauma</i>	Malvaceae	4	1.0	4	11
5	REQ-10	<i>Oxandra sphaerocarpa</i>	Annonaceae	12	0.3	12	11
6	REQ-10	<i>Cecropia membranacea</i>	Urticaceae	9	0.5	7	10
7	REQ-10	<i>Eugenia ochrophloea</i>	Myrtaceae	12	0.2	11	10
8	REQ-10	<i>Cordia nodosa</i>	Boraginaceae	11	0.2	11	9
9	REQ-10	<i>Inga tessmannii</i>	Fabaceae	10	0.3	7	9
10	REQ-10	<i>Guatteria inundata</i>	Annonaceae	8	0.4	7	8
		<i>Otras 70 especies</i>		197	6.4	181	187
1	REQ-11	<i>Eschweilera albiflora</i>	Lecythidaceae	31	1.5	23	37
2	REQ-11	<i>Pouteria sp5</i>	Sapotaceae	14	1.4	11	23
3	REQ-11	<i>Eschweilera parvifolia</i>	Lecythidaceae	16	0.9	13	20
4	REQ-11	<i>Duguetia spixiana</i>	Annonaceae	13	0.5	11	15
5	REQ-11	<i>Sarcaulus brasiliensis</i>	Sapotaceae	8	0.9	8	15
6	REQ-11	<i>Hydrochorea corymbosa</i>	Fabaceae	12	0.6	9	14
7	REQ-11	<i>Swartzia cardiosperma</i>	Fabaceae	9	0.4	7	11
8	REQ-11	<i>Malvaceae sp1</i>	Malvaceae	8	0.4	7	10
9	REQ-11	<i>Campsiandra angustifolia</i>	Fabaceae	9	0.4	6	10
10	REQ-11	<i>Pterocarpus sp1</i>	Fabaceae	6	0.6	5	10
		<i>Otras 43 especies</i>		121	3.9	107	134

Continua...

N°	Parcela	Especie	Familia	Ab	Do	Fr	% IVI
1	REQ-12	<i>Couepia sp2</i>	Chrysobalanaceae	18	0.7	16	19
2	REQ-12	<i>Eschweilera albiflora</i>	Lecythidaceae	17	0.7	15	18
3	REQ-12	<i>Maquira coriacea</i>	Moraceae	9	1.4	8	18
4	REQ-12	<i>Guarea macrophylla</i>	Meliaceae	17	0.4	15	15
5	REQ-12	<i>Unonopsis sp1</i>	Annonaceae	18	0.3	15	15
6	REQ-12	<i>Inga stenoptera</i>	Fabaceae	12	0.8	10	15
7	REQ-12	<i>Pouteria sp4</i>	Sapotaceae	15	0.5	13	15
8	REQ-12	<i>Pourouma cecropiifolia</i>	Urticaceae	14	0.7	9	14
9	REQ-12	<i>Pseudoxandra polyphleba</i>	Annonaceae	12	0.5	10	12
10	REQ-12	<i>Eschweilera parvifolia</i>	Lecythidaceae	11	0.4	10	11
		<i>Otras 46 especies</i>		132	6.9	119	150
1	REQ-13	<i>Mauritia flexuosa</i>	Arecaceae	39	3.2	28	52
2	REQ-13	<i>Sacoglottis ceratocarpa</i>	Humiriaceae	52	1.4	31	42
3	REQ-13	<i>Oenocarpus bataua</i>	Arecaceae	27	0.7	23	24
4	REQ-13	<i>Inga marginata</i>	Fabaceae	17	0.4	14	14
5	REQ-13	<i>Caraipa valioi</i>	Calophyllaceae	16	0.5	10	13
6	REQ-13	<i>Macrobium huberianum</i>	Fabaceae	13	0.5	12	13
7	REQ-13	<i>Caraipa tereticaulis</i>	Calophyllaceae	18	0.3	10	13
8	REQ-13	<i>Palicourea sp1</i>	Rubiaceae	9	0.6	7	11
9	REQ-13	<i>Hevea nitida</i>	Euphorbiaceae	8	0.4	6	9
10	REQ-13	<i>Carapa procera</i>	Meliaceae	7	0.2	7	7
		<i>Otras 48 especies</i>		101	3.3	96	101
1	VEN-01	<i>Mauritia flexuosa</i>	Arecaceae	76	7.3	38	90
2	VEN-01	<i>Virola pavonis</i>	Myristicaceae	28	3.4	25	42
3	VEN-01	<i>Ruptiliocarpum caracolito</i>	Lepidobotryaceae	36	1.6	28	36
4	VEN-01	<i>Euterpe precatoria</i>	Arecaceae	30	0.5	23	24
5	VEN-01	<i>Socratea exorrhiza</i>	Arecaceae	24	0.4	20	21
6	VEN-01	<i>Cespedesia spathulata</i>	Ochnaceae	13	0.2	10	11
7	VEN-01	<i>Hieronima alchorneoides</i>	Phyllanthaceae	9	0.4	9	10
8	VEN-01	<i>Apeiba membranacea</i>	Malvaceae	7	0.6	7	9
9	VEN-01	<i>Protium glabrescens</i>	Burseraceae	5	0.1	5	5
10	VEN-01	<i>Macrobium multijugum</i>	Fabaceae	3	0.2	3	4
		<i>Otras 28 especies</i>		46	1.8	44	48
1	VEN-02	<i>Mauritia flexuosa</i>	Arecaceae	196	15.9	49	171
2	VEN-02	<i>Euterpe precatoria</i>	Arecaceae	40	0.5	26	30
3	VEN-02	<i>Socratea exorrhiza</i>	Arecaceae	38	0.5	26	29
4	VEN-02	<i>Ilex andarensis</i>	Aquifoliaceae	8	0.4	7	9
5	VEN-02	<i>Ruptiliocarpum caracolito</i>	Lepidobotryaceae	8	0.2	8	8
6	VEN-02	<i>Ficus sp4</i>	Moraceae	8	0.2	8	8
7	VEN-02	<i>Amanoa oblongifolia</i>	Phyllanthaceae	6	0.2	6	6
8	VEN-02	<i>Protium glabrescens</i>	Burseraceae	6	0.1	6	6
9	VEN-02	<i>Cespedesia spathulata</i>	Ochnaceae	3	0.0	3	3
10	VEN-02	<i>Mauritiella armata</i>	Arecaceae	4	0.1	2	3
		<i>Otras 21 especies</i>		29	0.7	28	28