



Caracterización de la degradación de los pantanos de palmeras turbosos desde el espacio y sobre el terreno

Un estudio exploratorio en la Amazonia peruana

Kristell Hergoualc'h

Victor Hugo Gutiérrez-Vélez

Mary Menton

Louis V. Verchot



PROGRAMA DE
INVESTIGACIÓN SOBRE
Bosques, Árboles y
Agroforestería

Caracterización de la degradación de los pantanos de palmeras turbosos desde el espacio y sobre el terreno

Un estudio exploratorio en la Amazonia peruana

Kristell Hergoualc'h

Centro para la Investigación Forestal Internacional (CIFOR)

Víctor Hugo Gutiérrez-Vélez

Centro para la Investigación Forestal Internacional (CIFOR)

Universidad Temple, Departamento de Geografía y Estudios Urbanos

Mary Menton

Centro para la Investigación Forestal Internacional (CIFOR)

Louis V. Verchot

Centro para la Investigación Forestal Internacional (CIFOR)

Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT)

Documentos Ocasionales 179

© 2017 Centro para la Investigación Forestal Internacional (CIFOR)



Los contenidos de esta publicación están bajo licencia Creative Commons Attribution 4.0 International (CC BY 4.0), <http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>

ISBN 978-602-387-063-9

DOI: 10.17528/cifor/006652

Hergoualc'h K, Gutiérrez-Vélez VH, Menton M y Verchot LV. 2017. *Caracterización de la degradación de los pantanos de palmeras turbosos desde el espacio y sobre el terreno: Un estudio exploratorio en la Amazonia peruana*. Documentos Ocasionales 179. Bogor, Indonesia: CIFOR.

Traducción de: Hergoualc'h K, Gutiérrez-Vélez VH, Menton M and Verchot LV. 2017. Characterizing degradation of palm swamp peatlands from space and on the ground: An exploratory study in the Peruvian Amazon. *Forest Ecology and Management* 393, 63–73.

Foto por Kristell Hergoualc'h/CIFOR
Paisaje de turbera

CIFOR
Jl. CIFOR, Situ Gede
Bogor Barat 16115
Indonesia

T +62 (251) 8622-622
F +62 (251) 8622-100
E cifor@cgiar.org

cifor.org

Quisiéramos agradecer a todos los socios financieros que apoyaron esta investigación a través de sus contribuciones al Fondo de CGIAR. Para ver la lista de donantes del Fondo, visite: <http://www.cgiar.org/about-us/our-funders/>

Cualquier opinión vertida en este documento es de los autores. No refleja necesariamente las opiniones de CIFOR, de las instituciones para las que los autores trabajan o de los financiadores.

Contenido

Agradecimientos	v
1 Introducción	1
2 Materiales y métodos	4
2.1 Área de estudio	4
2.2 Recolección de datos de campo, procesamiento y estimación de biomasa	4
2.3 Análisis satelital	7
2.4 Estadística	9
3 Resultados y discusión	10
3.1 Estructura forestal y reservas de carbono	10
3.2 Clasificación de los tipos de cobertura terrestre y de la degradación del PP denso	13
4 Conclusiones	18
Bibliografía citada	19
Anexo. Material suplementario	23

Lista de figuras y tablas

Figuras

1	Ubicación del área de estudio.	5
2	Densidad arbórea y reservas de carbono de la biomasa (aérea y subterránea) en parcelas de pantanos de palmeras densos con diferentes niveles de degradación.	10
3	Frecuencia relativa de diámetro a la altura del pecho (DBH) y altura (H) de árboles leñosos y H de <i>M. flexuosa</i> en parcelas de pantanos de palmeras densos con diferentes niveles de degradación (baja, media, alta).	11
4	Relación entre el ratio macho:hembra de <i>M. flexuosa</i> y la densidad de <i>M. flexuosa</i> en pantanos de palmeras densos de la Amazonia peruana.	12
5	Clasificación de la cobertura terrestre utilizando un clasificador forestal aleatorio.	14
6	Separabilidad espectral entre pantanos de palmeras densos con diferentes niveles de degradación y otras categorías de cobertura terrestre basadas en la medición de distancia de Jeffries-Matusita.	15
7	Precisión de la clasificación de la cobertura terrestre.	15
8	Importancia de la variable para la clasificación de la cobertura terrestre medida por la disminución media en la precisión y la disminución media en el Gini (derecha).	16

Tablas

1	Fuentes de datos geográficos utilizadas para el análisis	4
2	Ecuaciones utilizadas para predecir la biomasa de árboles individuales	7
3	Promedio \pm SE de densidad de <i>M. flexuosa</i> y biomasa aérea y total (expresada en materia seca —d.m. por sus siglas en inglés— y C) de pantanos de palmeras (PP) sobre turba en la Amazonia peruana según grado de degradación y tipo de PP	12
4	Área mapeada por tipo de cobertura terrestre.	13

Agradecimientos

Esta investigación fue posible gracias al apoyo a CIFOR por parte de USAID (Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional) (Número de Subvención EEM-G-00-04-00010-00) como parte de los programas de investigación del CGIAR sobre Bosques, Árboles y Agroforestería (FTA), y Cambio Climático, Agricultura y Seguridad Alimentaria

(CCAFS). Agradecemos a los asistentes de campo por su ayuda en la recolección de datos en condiciones difíciles, y a Tim Baker por una fructífera discusión sobre especies arbóreas en bosques de varillales de la Amazonia peruana. Agradecemos también a los revisores anónimos por sus útiles comentarios que contribuyeron a mejorar este manuscrito.

1 Introducción

Las turberas almacenan grandes cantidades de carbono (C) en su suelo. Según estimaciones recientes, el C almacenado en los suelos de turba tropical del mundo equivale a aproximadamente el 40% del C total almacenado en vegetación boscosa en los trópicos (Page et al. 2011; Baccini et al. 2012). Las exuberantes selvas tropicales que viven en ricos depósitos de C también almacenan cantidades sustanciales de C en su biomasa (Murdiyarso et al. 2009). Se calcula que las turberas tropicales cubren un área de entre 368.500 y 441.025 km², que representa el 8-11% del área total de turberas (Yu et al. 2010; Page et al. 2011). Indonesia, la República Democrática del Congo, la República del Congo y el Perú son los países con las mayores áreas de turberas en los trópicos (Page et al. 2011; Dargie et al. 2017). El Perú alberga turberas de tierras bajas en la cuenca del río Amazonas, así como turberas de tierras altas en los Andes (Román-Cuesta et al. 2011; Draper et al. 2014). En las tierras bajas, Draper et al. (2014) estimaron áreas de turberas de 35.600 km² en la cuenca del Pastaza-Marañón, y Householder et al. (2012) estimaron 294 km² en la llanura aluvial del río Madre de Dios; para un total de 35.894 km².

Mientras que en Indonesia la mayor parte de las turberas son domos ombrotroficólicas (Jaenicke et al. 2008) que sustentan el crecimiento de una variedad de tipos de bosque pantanoso (Brady 1997; Laumonier 1997), en la cuenca amazónica peruana se encuentran tanto turberas minerotroficólicas como ombrotroficólicas. La distinción entre ambientes minerotroficólicos y ombrotroficólicos está en el origen del suministro de agua y nutrientes; de arroyos y de aguas subterráneas en el primer caso, y de precipitaciones en el segundo. Los diferentes regímenes hídricos y el estado de los nutrientes asociados a ellos han dado lugar a una diversidad de tipos de ecosistemas: las turberas de bosques de varillales (*pole forest*),

las turberas de pantanos de palmeras (conocidas localmente como “aguajales”) y las turberas abiertas formadas por comunidades herbáceas con o sin palmeras dispersas (Lähteenoja et al. 2009a; Lähteenoja y Roucoux 2010; Lähteenoja y Page 2011; Householder et al. 2012). Los bosques de varillales fueron descritos por Draper et al. (2014) y Kelly et al. (2014) como de baja estatura con árboles de tallo delgado y con la exclusión de muchas especies. Los pantanos de palmeras (PP) son el principal tipo de ecosistema de turberas en la cuenca amazónica peruana (Draper et al. 2014). Estos bosques dominados por palmeras se clasifican como PP densos y mixtos (IIAP 2004; Freitas et al. 2006; González-B. y Rial 2013). Las formaciones de PP densos son depresiones permanentemente inundadas que se encuentran paralelas al lecho del río entre crestas. El sustrato es arcilloso y conserva las precipitaciones. El agua del río ingresa en las depresiones solo en el momento de mayor inundación (Kahn y Mejía 1990). Los PP densos están dominados por la palmera *Mauritia flexuosa* (o aguaje). Los PP mixtos están parcialmente expuestos a inundaciones estacionales de ríos cercanos (IIAP 2004). A diferencia de los PP densos, los PP mixtos no están dominados por *M. flexuosa*, sino formados por comunidades de *M. flexuosa* asociadas a otras palmeras o árboles (*Ficus sp.* o *Coussapoa sp.*). El PP denso permanentemente inundado parece crecer exclusivamente en suelo de turba, mientras que se observa que los PP mixtos de inundación estacional crecen tanto en suelos de turba (Freitas et al. 2006) como en suelos minerales (este estudio y observaciones de campo).

Las turberas tropicales están sujetas a presiones crecientes que amenazan la estabilidad de las reservas de C almacenadas en ellas, especialmente en Indonesia, donde se han liberado grandes cantidades de gases de efecto invernadero (GEI) como consecuencia principalmente de la expansión

agrícola y los incendios (van der Werf et al. 2008; Koh et al. 2011; Gaveau et al. 2014; Hergoualc'h y Verchot 2014). Las turberas de tierras bajas peruanas se encuentran sometidas a menos presión que las indonesias, aunque la tala, la prospección de petróleo y gas, la minería del oro, la agricultura, el pastoreo y los asentamientos son cada vez más frecuentes (Lähteenoja et al. 2012; Janovec et al. 2013). También se ha demostrado que las turberas que se encuentran en bosques nubosos tropicales de montaña en los Andes peruanos experimentan una presión extensa de incendios (Román-Cuesta et al. 2011). Los PP han sufrido una fuerte degradación en las últimas décadas debido a la alta demanda local y regional de la fruta de *M. flexuosa* y la larva suri, que crece dentro del tronco de las palmeras muertas y es una importante fuente de proteína para los residentes rurales (Padoch 1988; Penn 2008; Horn et al. 2012). A pesar de la existencia de técnicas viables de cosecha sostenible, la recolección de frutos de *M. flexuosa* se realiza ampliamente cortando toda la palmera (Anexo 1). Esta degradación de los PP pone en peligro la renovación de las poblaciones de *M. flexuosa* y ocasiona degradación genética, ya que los extractores de *M. flexuosa* usualmente seleccionan los ejemplares hembra de mejor calidad y mayor fructificación (Penn 2008). La degradación lleva a un cambio en la proporción entre sexos en las palmeras, con una disminución de las densidades de ejemplares hembra (Horn et al. 2012); también constituye una amenaza para la variedad de especies de mamíferos que dependen de ellas (Penn 2008).

La degradación de los bosques puede contribuir de manera sustancial a las emisiones nacionales, sin embargo, por lo general estas emisiones no son tomadas en cuenta, ya que son técnicamente más difíciles de medir que las emisiones provenientes de la deforestación (Pearson et al. 2017). El uso de datos satelitales para monitorear la degradación implica identificar las diferencias de reflectancia, a menudo sutiles, entre bosques conservados y degradados. Además, los parches de degradación son generalmente pequeños en comparación con los claros, lo cual dificulta su identificación (Miettinen et al. 2014; Shimabukuro et al. 2014).

Entre las iniciativas de teledetección en las turberas de la Amazonia peruana está el trabajo de Lähteenoja et al. (2012), quienes desarrollaron

un mapa que distingue diferentes tipos de bosques de turbera, humedales y otros tipos de cobertura terrestre en la cuenca del Pastaza-Marañón a través de una clasificación supervisada no especificada de imágenes de Landsat basada en observaciones de campo. Sin embargo, no se realizó ninguna evaluación de la precisión de la clasificación. Más recientemente, Draper et al. (2014) utilizaron datos de los sensores satelitales Landsat, ALOS-PALSAR y SRTM, junto con puntos de referencia terrestre de clases conocidas, para mapear la distribución espacial de las turberas también en la cuenca de antepaís del Pastaza-Marañón. La clasificación se realizó utilizando un método de máquina de vectores de soporte supervisado. Los tipos de cobertura terrestre considerados fueron bosques de varillales, PP y turberas abiertas, así como cuatro categorías no formadoras de turba (bosques de tierra firme o bosques inundados ocasionalmente, bosques inundados estacionalmente, aguas abiertas y zonas urbanas). La precisión general de la clasificación fue del 95%.

Los intentos de mapear la degradación de los bosques de turba han estado limitados a Indonesia. Miettinen et al. (2012), Miettinen y Liew (2010a) y Miettinen y Liew (2010b) interpretaron visualmente series temporales de datos ópticos de satélites Landsat y SPOT, para evaluar la degradación en Sumatra y Kalimantan. A continuación, Enghart et al. (2013) combinaron datos ópticos y LIDAR para evaluar los cambios en la biomasa superficial entre 2007 y 2011 en Kalimantan Central. Se utilizaron datos de media y alta resolución de sensores Landsat y RapidEye para identificar bosques no afectados, bosques talados de manera selectiva y bosques quemados, mientras que los datos LIDAR se correlacionaron con mediciones de campo de la biomasa.

A pesar de la importancia de contabilizar las emisiones de gases de efecto invernadero causadas por la degradación de los bosques, el monitoreo o investigación sobre la degradación de las turberas peruanas ha sido muy limitado. En particular, hasta la fecha no se ha evaluado el impacto que la sobreexplotación de *M. flexuosa* en los PP densos puede tener sobre la estructura y las funciones del bosque. Los intentos previos de clasificar y mapear los ecosistemas de turberas en la Amazonia peruana (Lähteenoja et al. 2012; Draper et al. 2014)

dejaron de lado actividades de degradación pasadas y en curso en PP densos. Para evaluar y mapear el grado de degradación es esencial desarrollar nuevos métodos adecuados para PP densos. Con este trabajo pretendemos proporcionar una primera y preliminar cuantificación del impacto de la degradación de los PP densos sobre la estructura,

la composición y las reservas de C de la biomasa forestal. También exploramos el potencial de los datos de teledetección de los satélites Landsat y ALOS-PALSAR para distinguir áreas de PP denso de otras coberturas terrestres y diferenciar aún más estas áreas bajo diversos niveles de degradación usando datos satelitales y de campo de un solo año.

2 Materiales y métodos

2.1 Área de estudio

El estudio de caso se realizó en la Amazonia peruana, en la Región Loreto, en las cuencas de los ríos Maraón y Ucayali (Figura 1). El sitio se encuentra a 90-130 m sobre el nivel del mar y tiene una temperatura media anual del aire de 26 °C y una precipitación media anual de 3100 mm. El estudio abarcó un área de 351.324 ha que incluyó la Reserva Nacional Pacaya-Samiria en la cuenca del Yanayacu-Pucate. Esta cuenca forma parte de la cuenca del Pastaza-Maraón, el área de humedales continua más extensa de la Amazonia peruana (Räsänen et al. 1992). El área seleccionada ofreció la oportunidad de medir PP densos con diferentes niveles de degradación, de degradación baja y media dentro de la reserva Pacaya-Samiria (Gonzales Davila et al. 2007) a degradación alta fuera de la reserva, en particular cerca del río Tigre, donde se han extraído intensamente los frutos de *M. flexuosa* desde la década de 1980 (Padoch 1988; Penn et al. 2008).

2.2 Recolección de datos de campo, procesamiento y estimación de biomasa

La encuesta de campo consistió en la medición de parcelas forestales representativas de diferentes niveles

de degradación en PP densos. La campaña incluyó también la recopilación de datos de campo para evaluar la idoneidad para diferenciar las asociaciones de PP densos de otros tipos de bosque utilizando datos de teledetección. El trabajo de campo se realizó durante cinco semanas desde el 29 de enero de 2013.

Antes del establecimiento de parcelas, se preseleccionaron áreas candidatas con una alta probabilidad de incluir asociaciones de PP densos con diferentes niveles de degradación, basándose en la interpretación visual de datos de reflectancia de Landsat y en conversaciones informales, previas a la medición, con extractores de *M. flexuosa* de la zona. La interpretación visual se realizó mediante la creación de compuestos rojos, verdes y azules con bandas 4, 5 y 7 de imágenes Landsat del año 2011 (Tabla 1). Esta combinación de bandas ha demostrado ser adecuada para localizar humedales (Laathejona et al. 2009b). Las áreas candidatas fueron identificadas con base en los siguientes criterios: (1) el área debe corresponder a una asociación de PP denso que represente diferentes niveles de degradación; (2) el área debe tener un grado de accesibilidad razonable que permita tener tiempo para realizar las mediciones; y (3) el área

Tabla 1. Fuentes de datos geográficos utilizadas para el análisis

Datos	Fecha	Número de escenas	Identificación de gránulos <i>path/row</i>	Formato	Resolución espacial	Fuente
Landsat TM	09/07/2011, 09/15/2011	4	06 a 07, 063 a 064	Raster	30 m	GLOVIS (2013)
ALOS PALSAR	04/02/2011	2	ALPSRP276287090, ALPSRP2762870100	Raster	12.5 m	PASCO (2013)
Modelo digital de elevación	02/11/2000	2	S05-06 W074-075	Raster	3 arc sec	Earth explorer (2013)
Ríos	2006	-	-	Vector	-	Lehner et al. (2006)

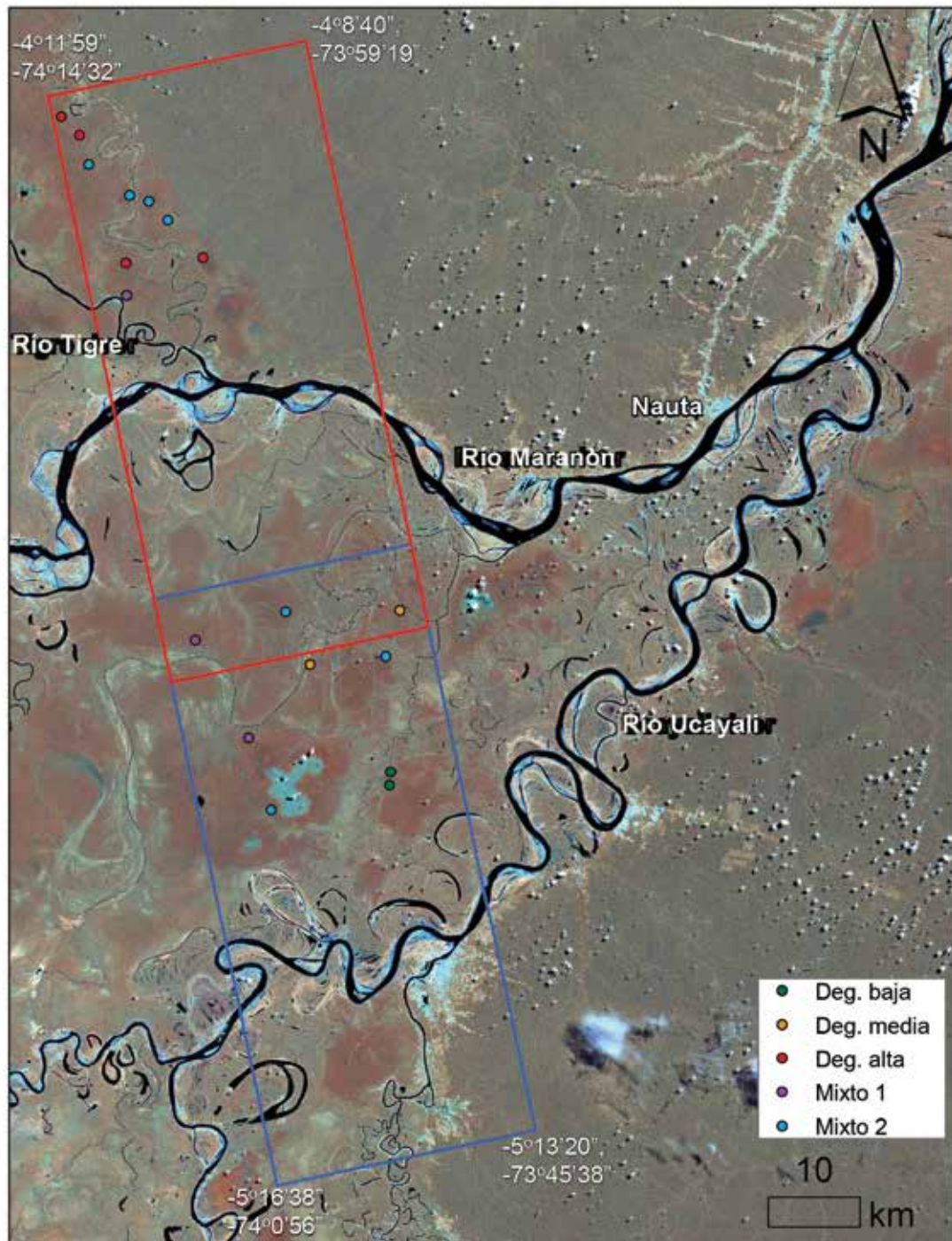


Figura 1. Ubicación del área de estudio. El área de muestreo está representada por la extensión encerrada entre los marcos azul y rojo que corresponde a las dos escenas ALOS-PALSAR que se utilizaron en el análisis de teledetección (Tabla 1). El fondo consiste en un compuesto satelital rojo, verde y azul utilizando las bandas 4, 5 y 7 de las dos escenas de Landsat empleadas en el análisis. Se aplicó una extensión de la desviación estándar de 2,5 al compuesto para mejorar la visualización. Los símbolos representan la ubicación de los sitios visitados en el campo. Las coordenadas representan los extremos geográficos del área de estudio.

de muestreo debe tipificar un nivel de degradación de una extensión de al menos 5 ha, para reducir la probabilidad de mezclar información espectral de áreas circundantes con diferentes niveles de degradación u otros tipos de cobertura terrestre en el análisis de teledetección.

Debido a limitaciones de recursos, tiempo y acceso, se fijó como objetivo tomar muestras de 2-3 parcelas por estrato (degradación baja, media y alta). Dado el reducido tamaño de la muestra, se optó por un enfoque oportunista de selección de sitios en lugar de un método aleatorio o sistemático. Se visitaron un total de veinte sitios. Se inspeccionaron los sitios y se recogieron sus coordenadas utilizando un GPS de mano con una precisión de 3 m. Las coordenadas se tomaron en un punto alrededor del cual la condición de la cobertura terrestre era homogénea hasta una distancia de al menos 100 m. Doce de los sitios visitados correspondieron a PP mixtos. El resto eran PP densos que crecían en turba. Se caracterizó el suelo como turba o no turba, visualmente (de color marrón oscuro a negro) y olfativamente (olor orgánico). El nivel de degradación de los ocho PP densos se evaluó de acuerdo con el conocimiento local de los cosechadores de *M. flexuosa* sobre prácticas históricas como la intensidad y el método de extracción de los frutos (cortar la palmera frente a trepar a ella) y las características estructurales de las áreas forestales visitadas. La degradación se clasificó en tres niveles, como:

- Baja: definida como áreas no perturbadas e identificadas por las comunidades como no cosechadas, con ausencia de tocones u otros signos de corte de árboles.
- Moderada: definida como áreas perturbadas e identificadas por las comunidades como cosechadas activamente pero de manera moderada, con presencia de palmeras cortadas u otra evidencia de degradación.
- Alta: definida como áreas perturbadas e identificadas por las comunidades como cosechadas activamente de manera intensiva y durante décadas, con presencia de palmeras cortadas u otras evidencias de degradación.

Dos de los PP densos fueron identificados como de degradación baja, dos como de degradación moderada y los otros cuatro como tierras altamente degradadas.

Se establecieron parcelas de biomasa en los ocho PP densos. El centroide de la parcela de medición

se identificó previamente en un mapa y el centro de la parcela se situó a < 50 m del punto seleccionado. Luego se establecieron parcelas cuadradas de 50 x 50 m (2500 m²). Se eligió este tamaño de área como un buen punto de equilibrio entre la variabilidad espacial intraparcels y la eficiencia del muestreo en condiciones de inundación. La parcela se dividió en cuatro subparcelas de 25 x 25 m que se midieron independientemente. También se establecieron miniparcels de 10 x 10 m (100 m²) en cada una de las esquinas del área de la parcela para medir árboles más pequeños. En cada una de las subparcelas de 25 x 25 m se midió el diámetro a la altura del pecho (DBH, por sus siglas en inglés) de todos los árboles con un DBH > 10 cm con una cinta para diámetros y la altura (H, por su sigla en inglés) de todas las palmeras de más de 3 m con un clinómetro. La altura de las palmeras se midió desde el suelo hasta el punto más alto de la hoja más alta. En las miniparcels de 10 x 10 m, se midió el DBH de todos los árboles con un DBH entre 2,5 y 10 cm con un calibre y la H de las palmeras de entre 1 y 3 m de alto con una vara graduada. La altura para medir el diámetro en árboles atípicos se localizó utilizando los estándares CFE (*Centre for Standardization and Environment*, 2011). Se registraron todas las medidas de DBH y H, la mayoría de los nombres locales de los árboles y las palmeras, y el número de tocones de cada subparcela.

La biomasa arbórea se predijo a partir de la H para las palmeras o del DBH para los árboles leñosos, utilizando ecuaciones alométricas (Tabla 2). Las ecuaciones para predecir la biomasa aérea y subterránea en función de la H para *M. flexuosa* y *Mauritiella armata* (aguajillo) se ajustaron a los datos reportados por Freitas et al. (2006) (Anexo 2). Se aplicó un tipo de ecuación de Chapman-Richards (Weiskittel et al. 2011) para la biomasa aérea de *M. flexuosa* para no sobreestimar la biomasa en palmeras altas; por lo demás, se ajustaron las regresiones lineales usando H o su logaritmo y el logaritmo de la biomasa para facilitar el ajuste del modelo y reducir la heteroscedasticidad. Se utilizó la misma ecuación desarrollada para *M. armata* para estimar la biomasa subterránea en otras palmeras, asumiendo que tienen una relación similar. La biomasa aérea de los árboles leñosos se calculó a partir de un modelo que ha demostrado simular con poco sesgo la biomasa de bosques húmedos en la Amazonia colombiana (Álvarez et al. 2012). La altura de los árboles leñosos se calculó a partir del DBH. Las

Tabla 2. Ecuaciones utilizadas para predecir la biomasa de árboles individuales

Especie	Ecuación	R ² (%)	Fuente
<i>M. flexuosa</i>	$AGB = 1412,71 \times (1 - e^{-0,092H})^{5,93}$	*	(1)
	$\text{Ln}(BGB) = -3,29 + 2,73 \times \text{Ln}(H)$	98	(1)
<i>M. armata</i>	$\text{Ln}(AGB) = -0,07 + 1,32 \times \text{Ln}(H)$	92	(1)
	$\text{Ln}(BGB) = 0,64 + 0,12 \times H$	100	(1)
Otras palmeras	$\text{Ln}(AGB) = 0,360 + 1,218 \times \text{Ln}(H)$	65	Sierra et al. (2007)
	BGB ver <i>M. armata</i>		
Árboles leñosos	$AGB = 0,1424 \text{ DBH}^{2,3679}$	n.a.	Zianis (2008)
	$BGB = 0,205 \times AGB$	n.a.	Mokany et al. (2006) ⁽²⁾
	$\text{Ln}(H) = 0,893 - E + 0,760 \times \text{Ln}(\text{DBH}) - 0,0340 \times [\text{Ln}(\text{DBH})]^2$	n.a.	Chave et al. (2014)

AGB (kg d.m. árbol⁻¹): biomasa aérea, BGB (kg d.m. árbol⁻¹): biomasa subterránea, H: altura del árbol (m), DBH: diámetro a la altura del pecho (cm), E: medida de estrés ambiental (-0,045 en este caso), n. a.: no disponible. * R² no se calculó porque no es un indicador adecuado de ajuste para regresiones no lineales. ⁽¹⁾ Aquí, con datos de Freitas et al. (2006). Los parámetros para evaluar la calidad del ajuste y la predictibilidad de los modelos se presentan en el Anexo 2. ⁽²⁾ Bosque tropical húmedo para la biomasa de los brotes <125 Mg d.m. ha⁻¹.

reservas de carbono en la biomasa se calcularon aplicando una fracción de carbono en materia seca de 48% (IPCC 2006; Goodman et al. 2013).

2.3 Análisis satelital

Se utilizaron imágenes de Landsat para realizar inspecciones previas al estudio en áreas de turberas y se combinaron con datos ALOS-PALSAR para evaluar la capacidad de diferenciar áreas de PP denso de otros tipos de vegetación y para mapear su degradación (Tabla 1, Anexo 3). Las imágenes ALOS-PALSAR correspondieron al modo de cuatro polarizaciones (HH, HV, VH, VV) y se obtuvieron a un nivel de procesamiento de 1,5. Esta es una imagen procesada multimirada con modo de polarización simple de haz fino y una resolución nativa de 12,5 m. Se seleccionó la información de ALOS-PALSAR debido a su sensibilidad a los cambios estructurales que pueden proporcionar información complementaria a los datos espectrales de Landsat (Saatchi et al. 2011). Las imágenes de Landsat TM se descargaron a un nivel de procesamiento 1 (con calibración radiométrica y corrección geométrica). El preprocesamiento de las imágenes de Landsat se realizó siguiendo el procedimiento utilizado por Gutiérrez-Vélez y DeFries (2013) y consistió primero en la transformación de los números digitales en reflectancia (Chander et al. 2009).

Luego, las imágenes fueron normalizadas radiométricamente utilizando características pseudoinvariantes. Se seleccionaron características pseudoinvariantes mediante la aplicación de un análisis estadístico multibanda de la distribución de la diferencia de reflectancia en cada banda entre dos imágenes. Los píxeles con una suma de cuadrados estandarizados de la diferencia de reflectancia por debajo de un umbral definido se consideraron pseudoinvariantes. El umbral se definió suponiendo una distribución chi-cuadrado con un nivel de probabilidad del 99,9%. La normalización radiométrica se aplicó debido a las diferencias en las fechas de obtención entre los dos caminos (*paths*) de escenas de Landsat utilizados en las imágenes. Esto permitió reducir las disimilitudes entre las dos imágenes causadas por las diferencias en las condiciones de obtención, incluyendo el rendimiento del sensor, la irradiación solar y las condiciones atmosféricas (Yuan y Elvidge 1996). Por lo tanto, no fue necesario realizar una corrección atmosférica. Por último, se realizó una transformación *tasseled cap* a la imagen Landsat para reducir la dimensionalidad de los datos de Landsat y maximizar la sensibilidad a los parámetros biofísicos de interés, a la par que se reducían los efectos internos y externos (Jensen 2016). Las bandas *tasseled cap* corresponden a brillo, verdor (*greenness*) y tercera (*third*). Los coeficientes utilizados para obtener los componentes *tasseled cap* son los incorporados

en el programa ENVI que se derivan de Crist y Cicone (1984). El componente llamado tercera (*third*) se refiere a las características del suelo, incluyendo su humedad, y fue nombrado así por los mencionados autores. El preprocesamiento de las imágenes de radar consistió en la conversión de los números digitales en valores de potencia. Se aplicaron correcciones geométricas y radiométricas a las imágenes utilizando insumos de un modelo digital de elevación a una resolución de 3 arcosegundos utilizando el enfoque de geocodificación hacia adelante (ASF 2013). A continuación, las imágenes fueron corregistradas utilizando las imágenes de Landsat como referencia con una raíz del error cuadrático medio $< 0,5$ píxeles. Por último, se aplicó un filtro de suavizado Frost 3×3 a las imágenes satelitales de radar para reducir el moteado. El filtro Frost ha demostrado un mejor desempeño que otros filtros en la preservación de los bordes, las características lineales y la información objetivo para la clasificación de la cobertura terrestre (Nyoungui et al. 2002). Por lo tanto, fue considerado adecuado para este trabajo. Antes de realizar el análisis satelital, se creó una base de datos geográfica que contiene polígonos que representan un área de amortiguación de 60 m alrededor del punto central de las áreas muestreadas. Esta amortiguación fue seleccionada para incluir píxeles que representan la variabilidad espectral local de los puntos muestreados. También se creó una base de datos tabulares con los datos estructurales del polígono asociado a cada parcela y se la vinculó a su respectiva información geográfica.

Para probar la idoneidad para diferenciar el PP denso de otros tipos de cobertura terrestre, se indicó en el campo la ubicación de áreas que representan los tipos de vegetación más típicos de la zona. Estos tipos de cobertura terrestre incluían bosques de tierra firme, bosques de restinga y áreas de PP mixtos. Los bosques de tierra firme se encuentran en áreas no inundadas. Los bosques de restinga se encuentran en suelos aluviales periódicamente inundados y están dominados por especies arbóreas leñosas. Los PP mixtos son bosques inundados estacionalmente con comunidades de *M. flexuosa* asociadas con otras palmeras o árboles (IIAP 2004). Los datos de entrenamiento de los bosques de tierra firme y restinga fueron recolectados visualmente usando un compuesto falso con las bandas 4, 5 y 7 de Landsat. Las diferencias entre bosques no inundados e inundados se evidencian visualmente cuando se emplea esta combinación de bandas (Lähteenoja

et al. 2012). Las diferencias entre PP denso y mixto fueron menos evidentes visualmente. Por ello, se recogieron datos adicionales de PP mixtos visitados en el campo para evaluar la capacidad de diferenciarlos de PP densos. Adicionalmente, se diferenciaron los PP mixtos en dos clases separadas porque los polígonos de entrenamiento asociados con este tipo de cobertura terrestre formaron dos grupos muy distintos en el espacio espectral (Anexo 4). Otros tipos de cobertura terrestre incluyeron tierras yermas predominantemente compuestas por depósitos de arena a lo largo de ríos, lagos y áreas convertidas.

El espacio espectral asociado con los datos recogidos para cada tipo de vegetación se exploró visualmente utilizando la herramienta de visualización n-D en ENVI para identificar las bandas más sensibles para diferenciar los tipos de cobertura terrestre. Además, se realizó un análisis cuantitativo de separabilidad utilizando la medida de separabilidad de Jeffries-Matusita, para evaluar la capacidad de las bandas de diferenciar entre pares de clases de cobertura terrestre (Richards 1999). Los valores de Jeffries-Matusita oscilan entre 0 y 2. Los valores $> 1,9$ indican que los pares de clases de cobertura terrestre son estadísticamente separables. Los valores entre 1 y 1,9 indican que la separabilidad debe ser mejorada ya sea editando los puntos de entrenamiento o aumentando el tamaño de la muestra. Los valores < 1 suponen una separabilidad deficiente y, por lo tanto, se deben fusionar las clases de cobertura terrestre comparadas.

Los datos espectrales para cada tipo de cobertura terrestre se ingresaron en un algoritmo de clasificación *Random Forest* para mapear la distribución geográfica de los PP densos bajo diferentes niveles de degradación y diferenciarlos de otros tipos de cobertura terrestre. *Random Forest* (bosque aleatorio) es un algoritmo de aprendizaje automático que utiliza un enfoque de remuestreo (*bootstrapping*) para crear árboles de decisión iterativamente dividiendo los datos en dos submuestras aleatorias en cada iteración. La primera submuestra se utiliza para la calibración y la otra para la validación (Breiman 2001). Por lo tanto, *Random Forest* no requiere un conjunto de datos separado para validar la clasificación. Se utilizó *Random Forest* porque ha demostrado un desempeño superior en comparación con otros métodos de aprendizaje automático (Fernandes-Delgado et al. 2014) y ha sido adoptado

ampliamente para el análisis de teledetección (Belgiu y Drăguț 2016). Para reducir los sesgos en la clasificación de las clases con la mayor cantidad de píxeles de entrenamiento, los datos de entrenamiento fueron estratificados y en cada iteración se seleccionó al azar una cantidad igual de píxeles de entrenamiento (27) de todas las clases de cobertura terrestre (Anexo 5) (Gutiérrez-Vélez y DeFries 2013). La precisión de la clasificación de la cobertura terrestre se expresó como precisión del usuario, precisión del productor y precisión general. Luego de la clasificación, se aplicó un filtro mayoritario de 3x3 a los datos para reducir el moteado y otros objetos espurios. La importancia de las diferentes variables de teledetección para la clasificación se obtuvo a partir de dos métricas obtenidas como parte de los resultados del algoritmo de teledetección. La primera es la disminución media de la precisión, que es una medida de la reducción de la precisión si se elimina una variable dada de la clasificación. La segunda es la disminución media del índice de Gini, que es una medida de la potencia de cada variable para dividir los datos de entrenamiento en diferentes clases de entrenamiento. El procesamiento de imágenes se realizó con el programa ENVI 5.0.2

(ITT 2013) y el algoritmo *Random Forest* se ejecutó en el entorno estadístico R (R Core Team, 2013).

2.4 Estadística

El análisis estadístico se realizó con el programa Infostat (Di Rienzo et al. 2017), con un nivel de probabilidad del 5% para probar la significación de los efectos de la degradación. La calidad de ajuste de los modelos alométricos para el cálculo de la biomasa de *M. flexuosa* y *M. armata* se evaluó utilizando el coeficiente de determinación (R^2 , solo para modelos lineales) y el error estándar residual (RSE, por sus siglas en inglés). Su predictibilidad se evaluó por desviación media y desviación estándar del error relativo (Goodman et al. 2013). La distribución de cada variable se evaluó utilizando la prueba de Shapiro-Wilk. Se realizaron pruebas ANOVA y no paramétricas de Kruskal-Wallis para múltiples comparaciones cuando los residuos de las variables tenían una distribución normal o no normal. Las medias \pm SE (error estándar, por sus siglas en inglés) de la densidad arbórea y las reservas de C de biomasa se calcularon a partir de dos parcelas de repetición en áreas de degradación baja y media, y cuatro parcelas de repetición en PP densos altamente degradados.

3 Resultados y discusión

3.1 Estructura forestal y reservas de carbono

Los modelos alométricos estimaron con precisión la biomasa aérea y subterránea de las palmeras *M. flexuosa* y *M. armata* con errores estándar de sesgo en la estimación de la biomasa de entre 0,2% y 18% (Anexo 2) (Manuri et al. 2014). En total, se midieron 2440 árboles en las ocho parcelas de PP denso. Los resultados de las variables estructurales indican un aumento en la densidad arbórea total con una degradación significativa a un nivel de 0,1 ($P = 0,09$) (Figura 2, izquierda). Este aumento está acompañado por un cambio en la composición forestal, de vegetación dominada por palmeras a vegetación dominada por árboles leñosos. La densidad de las palmeras de *M. flexuosa* disminuyó significativamente ($P = 0,0001$) con una degradación de 402 ± 30 a 128 ± 4 y $46 \pm$

13 individuos ha^{-1} en áreas de degradación baja, media y alta, respectivamente. La mayoría de los árboles leñosos eran pequeños, con un DBH < 30 cm (Figura 3, arriba). La degradación no pareció tener ningún efecto significativo sobre el tamaño de los árboles leñosos con un promedio similar de DBH (19 ± 2 , 21 ± 1 y 18 ± 0 en áreas de degradación baja, media y alta, respectivamente) y H (17 ± 1 , 18 ± 0 y 17 ± 0 en las mismas áreas) a lo largo del gradiente de degradación (Figura 3, arriba y centro). Por el contrario, la altura de las palmeras de *M. flexuosa* se distribuyó de diferente manera según los niveles de degradación (Figura 3, abajo). La degradación media se caracterizó por un reducido número (0,07%) de palmeras *M. flexuosa* pequeñas (< 15 metros) en comparación con áreas de degradación baja (25%) y alta (30%). El PP denso altamente degradado mostró una proporción mucho menor (28%) de *M. flexuosa* con una altura

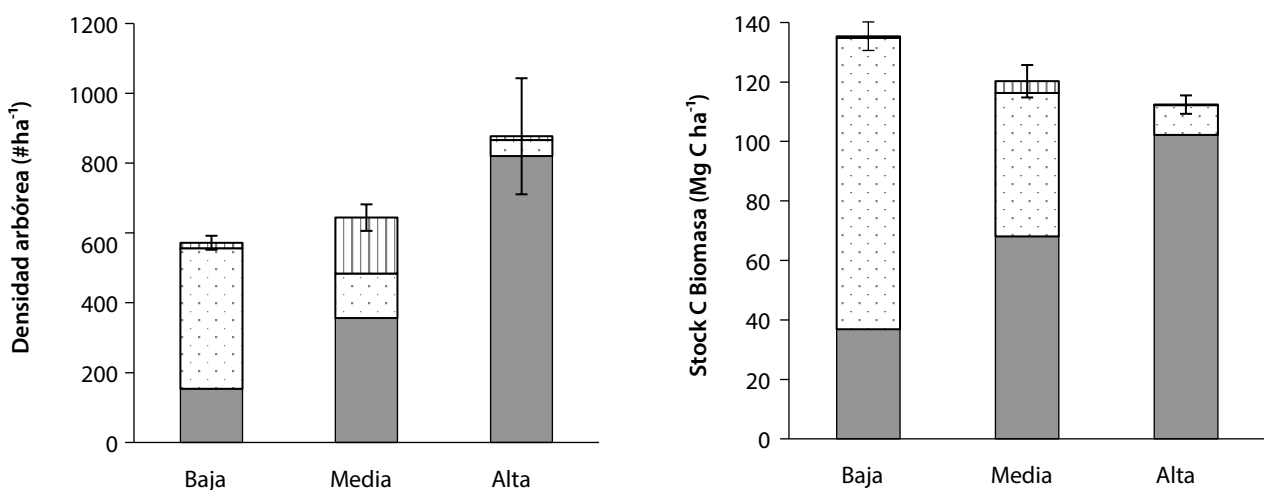


Figura 2. Densidad arbórea (izquierda) y reservas de carbono de la biomasa (aérea y subterránea) (derecha) en parcelas de pantanos de palmeras densos con diferentes niveles de degradación (baja [n=2], media [n=2], alta [n=4]). Los rellenos de gris sólido, de puntos y de rayas indican árboles leñosos, palmeras *M. flexuosa* y otras palmeras, respectivamente. El análisis consideró árboles leñosos con un DBH > 10 cm y palmeras con una H > 3 m. Las barras de error indican el error estándar asociado a la densidad arbórea y las reservas de carbono de la biomasa en cada nivel de degradación.

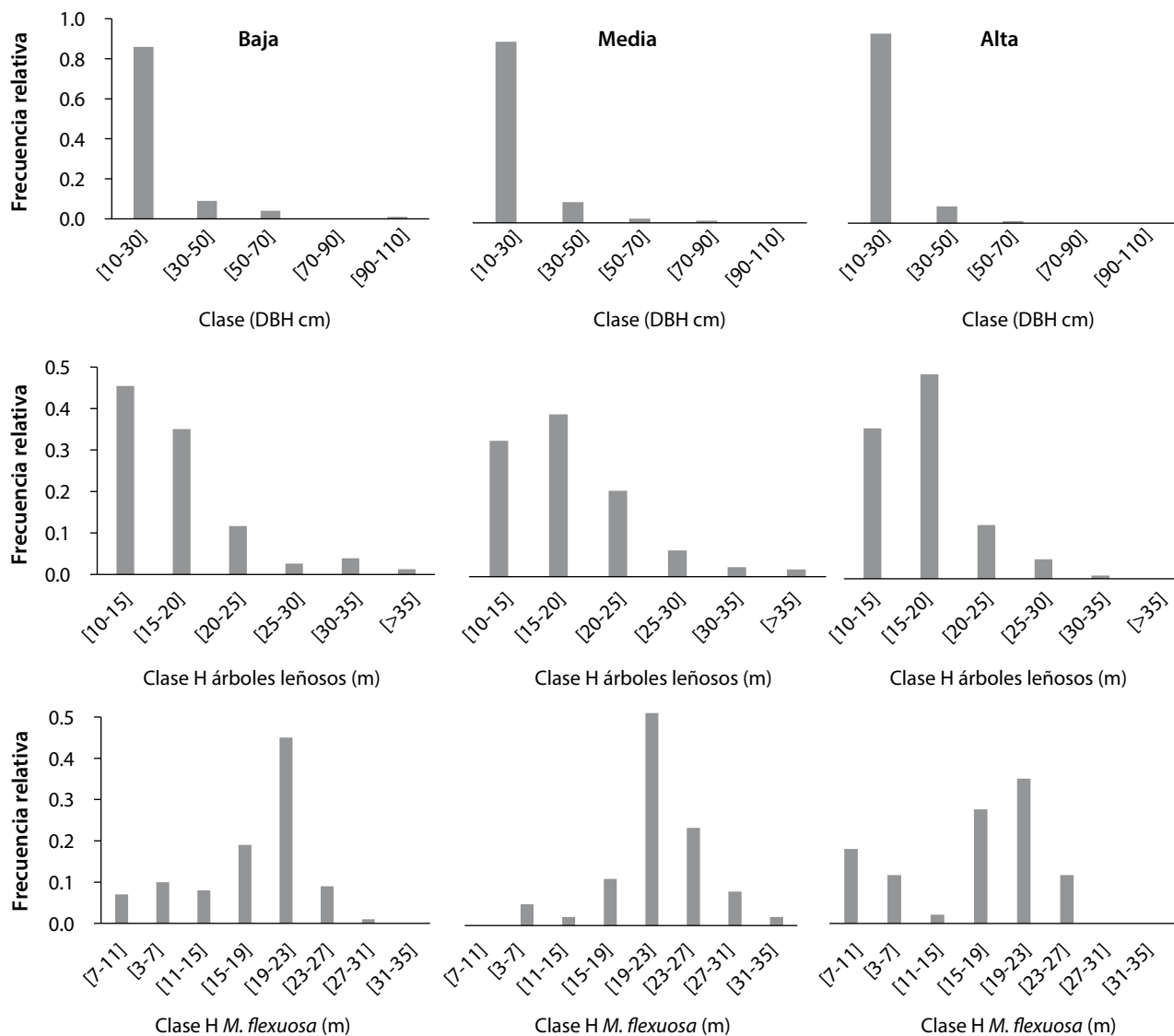


Figura 3. Frecuencia relativa de diámetro a la altura del pecho (DBH) (arriba) y altura (H) (centro) de árboles leñosos y H de *M. flexuosa* (abajo) en parcelas de pantanos de palmeras densos con diferentes niveles de degradación (baja, media, alta). El análisis consideró árboles leñosos con un DBH > 10 cm y palmeras con una H > 3 m.

> 19 m que en áreas de degradación baja y media (64% y 61%, respectivamente). En contraste con la densidad arbórea total, las reservas totales de C de la biomasa se redujeron significativamente con la degradación a un nivel de 0,1 ($P = 0,09$) (Figura 2, derecha), con promedios de $135,4 \pm 4,8$, $120,3 \pm 5,5$ y $112,3 \pm 3,1$ Mg C ha⁻¹ en grupos de degradación baja, media y alta. La degradación media y la degradación alta redujeron las reservas iniciales de C de la biomasa en 11% y 17%, respectivamente. La contribución de *M. flexuosa* a las reservas totales de C disminuyó de 72% a 40% y 9% en áreas de degradación baja, media y alta, respectivamente.

La densidad de *M. flexuosa* en áreas de degradación baja fue mucho mayor que la densidad reportada por Freitas et al. (2006) y Honorio Coronado et al. (2015) (Tabla 3). Dos razones pueden explicar esta discrepancia: en primer lugar, dichos estudios inventariaron solo las palmeras con un DBH > 10 cm; y, en segundo lugar, puede haber ocurrido degradación en los sitios estudiados. Por otro lado, los datos de Horn et al. (2012), que caracterizan la degradación empleando la relación macho:hembra de *M. flexuosa* (una proporción de 1 indica degradación baja y una relación de 10, degradación alta), indican densidades de *M. flexuosa* mayores que las evaluadas en el presente estudio al

Tabla 3. Promedio \pm SE de densidad de *M. flexuosa* y biomasa aérea y total (expresada en materia seca —d.m. por sus siglas en inglés— y C) de pantanos de palmeras (PP) sobre turba en la Amazonia peruana según grado de degradación y tipo de PP

Ref.	Nivel de degradación	Tipo de PP*	# parcelas	Densidad de <i>M. flexuosa</i> (# ha ⁻¹)	AGB (Mg d.m. ha ⁻¹)	Biomasa total (Mg d.m. ha ⁻¹)	BA (Mg C ha ⁻¹)	Biomasa total (Mg C ha ⁻¹)
Aquí	Baja	Denso	2	402 \pm 30	224 \pm 8	282 \pm 10	108 \pm 4	135 \pm 5
Aquí	Media	Denso	2	128 \pm 4	200 \pm 9	251 \pm 11	96 \pm 4	120 \pm 5
Aquí	Alta	Denso	4	46 \pm 13	193 \pm 5	234 \pm 6	93 \pm 3	112 \pm 3
¹	n.a.	Denso	1	280	n.a.	222	n.a.	109
¹	n.a.	Mixto	1	72	n.a.	164	n.a.	81
²	n.a.	n.a.	10	n.a.	202 \pm 13	n.a.	101 \pm 8	n.a.
³	n.a.	Denso	6	208 \pm 43	197 \pm 19	n.a.	n.a.	n.a.

¹Freitas et al. (2006); ²Draper et al. (2014); ³Honorio Coronado et al. (2015). * 'Denso' indica un predominio de palmeras *M. flexuosa* en el bosque, 'Mixto' representa una asociación de *M. flexuosa* con otras palmeras o árboles leñosos. n. a.: no disponible.

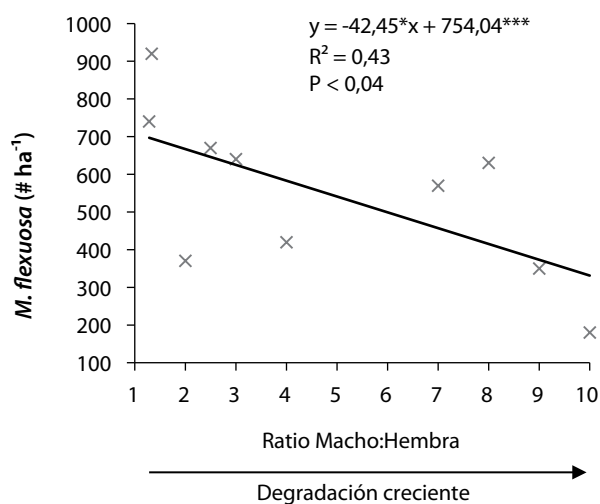


Figura 4. Relación entre el ratio macho:hembra de *M. flexuosa* y la densidad de *M. flexuosa* en pantanos de palmeras densos de la Amazonia peruana. Los datos son de Horn et al. (2012) e incluyen palmeras con una H > 3 m. * $P < 0,05$, ** $P < 0,001$.

margen del nivel de degradación (Figura 4). La disminución significativa en la densidad de *M. flexuosa* con un creciente nivel de degradación que se observa se encuentra en consonancia con la relación establecida a partir de los datos de Horn et al. (2012). La biomasa aérea en PP densos con degradación baja estaba en el mismo rango que los resultados obtenidos por Draper et al. (2014) y Honorio Coronado et al. (2015). Los PP densos

de todos los niveles de degradación mostraron una biomasa total más alta que la evaluada por Freitas et al. (2006), lo que podría deberse a la utilización de un modelo alométrico diferente para los árboles leñosos, además de los factores mencionados anteriormente y relacionados con diferencias en la densidad de *M. flexuosa*. Las reservas de C de la biomasa en PP densos con degradación baja son inferiores a las reservas medias de los bosques pantanosos de turberas del sudeste de Asia (207 ± 29 Mg C ha⁻¹ con 182 ± 26 localizados en la biomasa aérea [Hergoualc'h y Verchot 2011]). Los resultados sugieren que aunque la densidad arbórea total aumenta con la degradación, el cambio en la composición de palmeras a árboles leñosos no compensa la pérdida de biomasa debida a la disminución de las palmeras de *M. flexuosa*. Sin embargo, la reducción de la biomasa en PP densos es inferior a los resultados de estudios realizados en Indonesia, donde se estimó que la degradación luego de las actividades madereras en los bosques pantanosos de turberas redujo las reservas iniciales de C de la biomasa en un 53% en promedio (Hergoualc'h y Verchot 2011); y 30% y 60% para la tala de baja y alta intensidad, respectivamente (Carlson et al. 2012). Las consecuencias de la degradación sobre la absorción de C del suelo aún no son investigadas, pero podría tener un impacto menor que el observado en las turberas indonesias afectadas en gran medida por el drenaje. Allí la degradación da lugar tanto a una supresión de la absorción neta de GEI de turba en el bosque prístino (1.3 ± 5.9 Mg de CO₂-eq. ha⁻¹ y⁻¹) como a importantes emisiones de turba en el bosque

drenado degradado ($20.9 \pm 9.4 \text{ Mg CO}_2\text{-eq. ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$) (Drösler et al. 2014; Hergoualc'h y Verchot 2014), acumulando una tasa total de emisiones de $22 \pm 11 \text{ Mg de CO}_2\text{-eq. ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$.

El presente estudio evaluó los impactos de la degradación sobre la estructura forestal y la biomasa usando un enfoque de sustitución espacio-tiempo. Esta técnica ampliamente utilizada infiere las trayectorias de degradación pasadas del PP denso a partir de patrones espaciales contemporáneos (Blois et al. 2013) y, por tanto, asume que las diferencias observadas se deben a degradación y no a diferencias inherentes del sitio. Hay que reconocer que este enfoque, si se basa en un conocimiento limitado de la historia de uso del suelo, puede presentar deficiencias. Los inventarios de biomasa indicaron que la degradación provocó un cambio en la composición de los PP densos de *M. flexuosa* a bosques dominados por árboles leñosos. Los PP densos altamente degradados se localizaron entre los sitios de Miraflores y Aucayacu muestreados por Draper et al. (2014), área clasificada por los autores como un continuo de PP y bosque de varillales. Sin embargo, la confusión potencial entre el PP denso altamente degradado y el bosque de varillales, ambos dominados por árboles leñosos, puede aclararse mediante una serie de evidencias. En primer lugar, las comunidades que vivían cerca del área degradada confirmaron los altos niveles de extracción de *M. flexuosa* en las últimas décadas. Este hecho ha sido documentado en la literatura (Padoch 1988; Penn et al. 2008). Teóricamente, solo los ejemplares hembra de *M. flexuosa* se cortan para recolectar sus frutos. Por lo tanto, se espera que los sitios degradados tengan una proporción mayor de machos que de hembras, como hallaron Horn et al. (2012). En realidad, con frecuencia también se cortan los ejemplares machos para construir vías que faciliten el transporte de las frutas a través del bosque inundado. No se pudo calcular la proporción de ejemplares machos y hembras de *M. flexuosa*, ya que fue imposible identificar el 30% y el 50% de los especímenes en áreas de baja y media degradación, respectivamente. La identificación del sexo de las palmeras requiere de visitas de campo continuas, ya que las hembras no florecen simultáneamente. Sin embargo, los datos de Horn et al. (2012) indican una disminución significativa en la densidad de *M. flexuosa* junto con un aumento en la relación macho:hembra (Figura 4), lo que confirma los impactos de la degradación en la estructura de los PP densos observados en este estudio. En tercer

lugar, los resultados sobre las variables estructurales señalaron una diferencia sustancial en la frecuencia relativa de la altura de *M. flexuosa* según el nivel de degradación. En particular, la baja proporción de palmeras altas ($H > 19 \text{ m}$) en áreas altamente degradadas, que no es característica de PP densos intactos, sugiere la intervención humana. Por último, la altura de los árboles leñosos en sitios altamente degradados no mostró una distribución (Figura 3, centro) o un valor promedio (17 m) que coincidan con la descripción del bosque de varillales realizada por García-Villacorta et al. (2011), Kelly et al. (2014) y Draper et al. (2014), todos los cuales describen los bosques de varillales como bosques enanos / de baja estatura, de 5 a 10 m de altura. Estas evidencias respaldan la hipótesis de que el cambio de dominado por palmeras a dominado por árboles leñosos en los sitios investigados fue un verdadero efecto de la degradación en vez de un gradiente natural en la composición de la vegetación.

3.2 Clasificación de los tipos de cobertura terrestre y de la degradación del PP denso

Los pantanos de palmeras cubrieron el 26% del área mapeada, de los cuales el 45% correspondía a PP denso (Tabla 4). La mayoría de los PP densos fueron clasificados como moderadamente degradados (42%), mientras que las áreas con degradación baja cubrieron el área más pequeña (27% del área de PP denso). El mapa de clasificación indica que la mayor parte de la degradación del PP denso en el área de estudio

Tabla 4. Área mapeada por tipo de cobertura terrestre. PP indica pantanos de palmeras.

Tipo	Área (ha)
PP denso con degradación baja	11.078
PP denso con degradación media	17.250
PP denso con degradación alta	12.771
PP denso	41.099
PP mixto 1	33.432
PP mixto 2	16.198
PP mixto	49.630
PP total	90.729
Otros tipos de cobertura terrestre	260.595
Área de estudio total	351.324

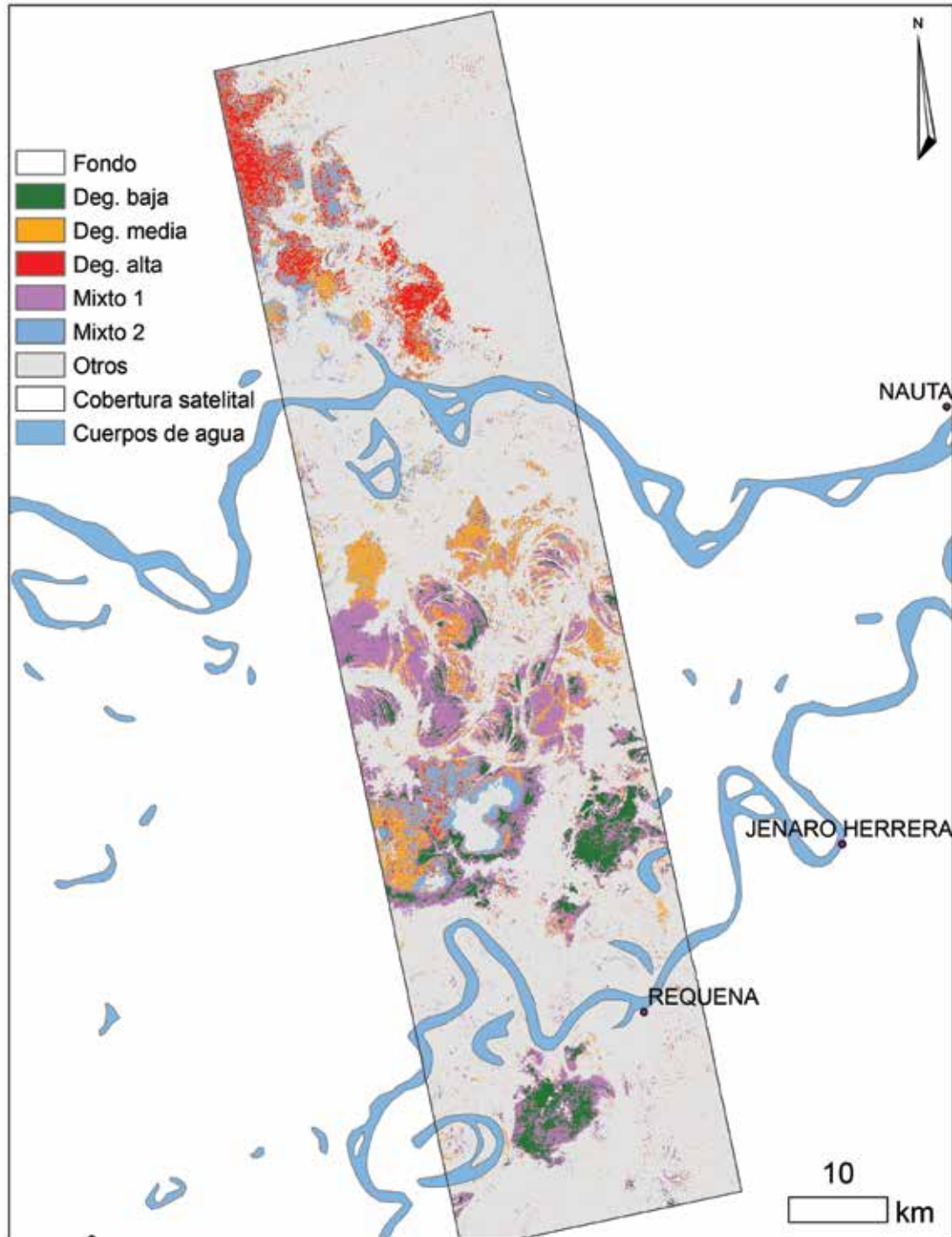


Figura 5. Clasificación de la cobertura terrestre utilizando un clasificador forestal aleatorio. Deg. baja, media y alta se refieren a pantanos de palmeras densos con niveles de degradación creciente. Mixto 1 y 2 designan pantanos de palmeras mixtos

se localiza hacia el norte, cerca de la confluencia de los ríos Tigre y Maraón (Figura 5). La mayor parte del PP denso con degradación baja se ubica dentro de la reserva Pacaya-Samiria y hacia el sur de la imagen, cerca del municipio de Requena. Los resultados de la prueba de Jeffries-Matusita

(Figura 6) muestran una buena separabilidad entre las tres categorías de degradación. Los PP densos con degradación baja fueron altamente separables de todas las demás categorías. Los PP densos con degradación media y alta fueron altamente separables de la mayoría de las categorías excepto

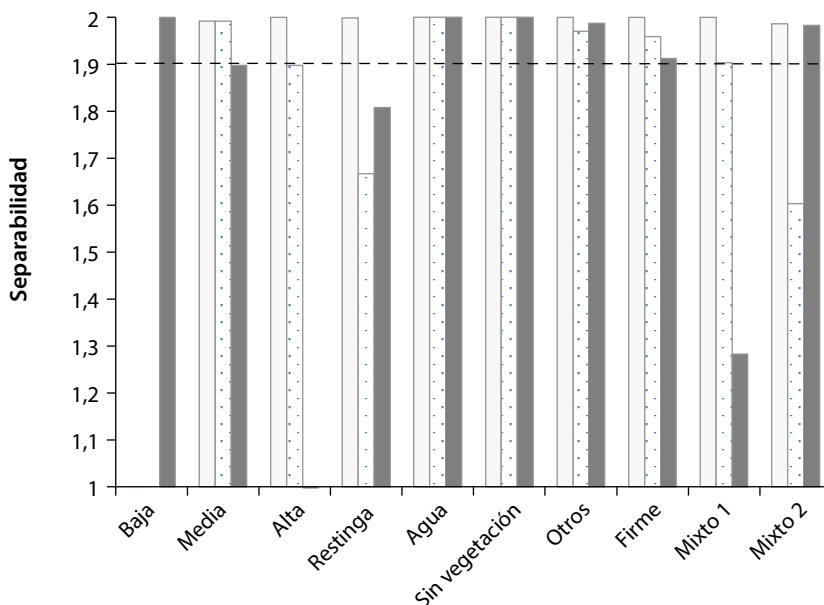


Figura 6. Separabilidad espectral entre pantanos de palmeras densos con diferentes niveles de degradación (baja en gris claro, media con puntos, y alta en gris oscuro) y otras categorías de cobertura terrestre basadas en la medición de distancia de Jeffries-Matusita. Los valores por debajo de la línea punteada indican que se necesita mejorar la separabilidad para lograr una clasificación satisfactoria.

de los bosques de restinga y PP mixtos. Los valores de Jeffries-Matusita > 1 entre estas categorías indican que son potencialmente separables si se recopilan más datos de comprobación sobre el terreno. La precisión de la clasificación de la cobertura terrestre total obtenida del proceso de validación cruzada iterativa en el algoritmo *Random Forest* fue del 91% (Figura 7). La variable más importante para la clasificación de la cobertura terrestre basada en la disminución media de la precisión y la disminución media del valor de Gini es la banda HH de ALOS-PALSAR, seguida por las bandas *tercera* y *brillo* de la transformación *tasseled cap*.

Una comparación cualitativa entre el mapa de clasificación de la cobertura terrestre del presente estudio y el generado por Draper et al. (2014) sugiere una gran coincidencia entre ambos estudios. Sin embargo, algunos pequeños parches localizados en el norte, cerca del río Tigre y clasificados aquí como PP altamente degradados, fueron identificados como bosques de varillales por Draper et al. En la clasificación de Draper et al., estas áreas aparecen como estrechamente entremezcladas con píxeles clasificados como PP, lo que refleja el continuo entre PP densos y bosques de varillales, estos últimos ubicados en el

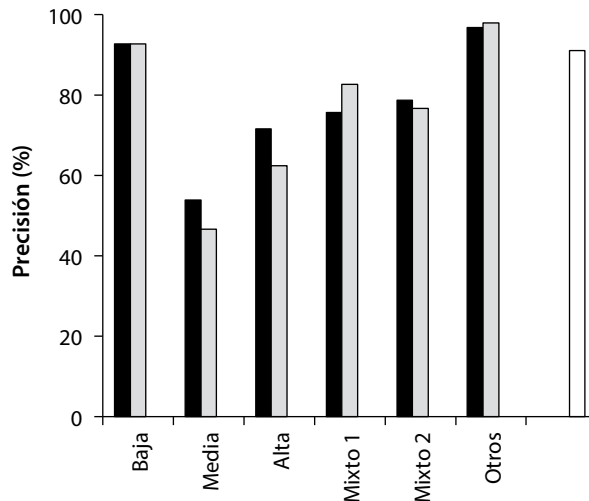


Figura 7. Precisión de la clasificación de la cobertura terrestre. Los rellenos en negro, gris y blanco indican la precisión del productor, del usuario y del conjunto.

área más densa, más antigua y más ombrotrópica del depósito de turba, según lo descrito por los autores. El nivel de confusión entre PP densos altamente degradados y bosques de varillales aún no ha sido evaluado. Por un lado, no fue posible incluir bosques de varillales en esta clasificación porque no se encontró un tipo de cobertura

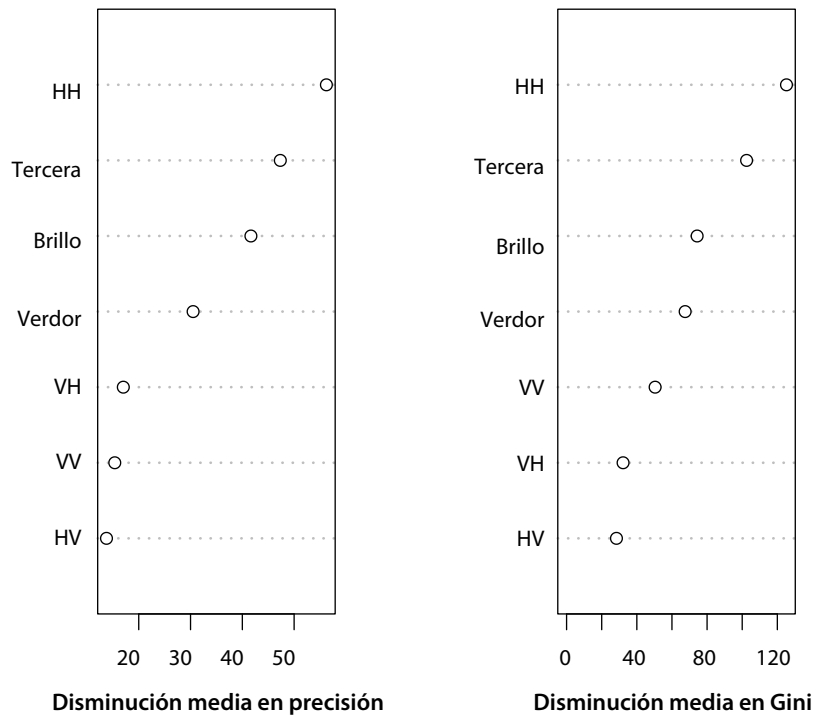


Figura 8. Importancia de la variable para la clasificación de la cobertura terrestre medida por la disminución media en la precisión (izquierda) y la disminución media en el Gini (derecha). HH, HV, VH y VV son las bandas de cuatro polarizaciones incluidas en el producto del satélite ALOS-PALSAR. Verdor, brillo y tercera son las bandas que resultan de la transformación tasseled cap aplicada a las imágenes satelitales Landsat.

terrestre que encajara en esa descripción. Por otro lado, Draper et al. no incluyeron ninguna categoría que representara la degradación en el PP denso. En el análisis de Draper et al., el bosque de varillales fue la cobertura terrestre con la mayor cantidad de errores cometidos (36%) y por lo tanto aquella con la probabilidad más alta de sobreclasificación. La mayor parte de los errores en esa categoría (30%) correspondían a una clasificación errónea del PP denso como bosque de varillales, lo que es esperable a lo largo de un continuo. Se requiere un muestreo de campo más exhaustivo para obtener una descripción precisa de los bosques de varillales y su posible confusión con los PP altamente degradados.

Los métodos de teledetección y las fuentes de datos utilizados demostraron su alto potencial para diferenciar áreas de PP denso con degradación baja de otros tipos de cobertura terrestre (Figura 7). Esta alta precisión de la clasificación, combinada con la hipótesis de que los PP densos son indicadores fiables de suelos de turba, puede apoyar el mapeo de turberas utilizando imágenes satelitales de

cuando la degradación era aún marginal. Además, puede facilitar especialmente un monitoreo temporal fiable de la degradación en áreas cubiertas por PP densos con degradación baja en un año de referencia. La diferenciación entre áreas de PP denso con degradación alta y media y otros tipos de cobertura terrestre fue moderada, pero prometedora (Figura 7). Un mayor tamaño de la muestra ayudaría a evaluar la variabilidad intracase en estas categorías y, por tanto, a aumentar la fiabilidad de la precisión de la clasificación. Dados los resultados del análisis de separabilidad obtenidos aquí y la mejora en la precisión de la clasificación con el aumento en el tamaño de la muestra, obtenida en otros estudios (Rodríguez-Galiano et al. 2012; Shao y Luneta 2012), se espera que un mayor tamaño de la muestra incremente la precisión de la clasificación. También es necesario un trabajo adicional para comprender las características en el campo que producen diferencias en las respuestas espectrales entre las dos clases de PP mixto identificadas en el análisis. El uso de imágenes satelitales cerca del pico de la estación seca puede mejorar potencialmente la

discriminación de las diferencias espectrales en PP densos permanentemente inundados frente a PP mixtos inundados estacionalmente.

Investigaciones futuras podrían considerar la evaluación del área degradada mínima que puede ser detectada por la resolución espacial de las fuentes satelitales utilizadas en el análisis. El uso de imágenes de los satélites Sentinel 2, con una mayor resolución que las imágenes de Landsat en las mismas bandas ópticas, podría ayudar a identificar pequeñas áreas de degradación. También se podría mejorar el mapeo de la

degradación forestal combinando la banda C incorporada en los satélites Sentinel 1 con datos de la banda L como la utilizada por las imágenes ALOS-PALSAR incluidas en este análisis. Esta combinación de bandas ha demostrado ser útil para mapear variaciones en la estructura de los bosques tropicales (Saatchi et al. 2011). Dado el alcance local del análisis, se requiere un trabajo adicional para evaluar la viabilidad de detectar la degradación forestal de PP densos en una escala mayor en el Perú y evaluar la transferibilidad del método a los bosques pantanosos tropicales de turbera en otras regiones.

4 Conclusiones

Las turberas peruanas almacenan grandes cantidades de C que tienen una importancia significativa en el contexto nacional y regional. A pesar de décadas de degradación continua, se ha prestado poca atención a las turberas de PP de la cuenca amazónica peruana. Esta investigación es un primer intento de mapeo y descripción de su degradación mediante la combinación de análisis de teledetección e inventarios de reservas de C en la biomasa basados en mediciones en tierra. Los resultados sugieren que la degradación forestal de los PP densos se manifiesta por un cambio en la estructura del bosque, de vegetación dominada por palmeras a vegetación dominada por árboles, lo que se traduce en una importante reducción de las reservas de C de la biomasa. También se descubrió que los métodos de teledetección que combinan tanto datos satelitales activos como pasivos son prometedores para el mapeo y el monitoreo de la

degradación forestal de PP densos en el ámbito regional. Las investigaciones futuras deberían considerar el desarrollo de criterios adicionales para identificar la degradación, refinar las estimaciones de pérdida de biomasa, medir las emisiones de GEI de turba asociadas con la degradación, y evaluar la extensión espacial de la degradación en los bosques dominados por *Mauritia flexuosa* en la Amazonia. Proporcionar estimaciones sólidas y creíbles de los impactos de la degradación constituye un paso esencial antes de la planificación y adopción de estrategias de conservación. Evitar la deforestación y degradación de las turberas peruanas es factible y tiene mayores posibilidades de éxito a través de iniciativas que involucren a las comunidades locales que viven en estas áreas. La participación de las comunidades también beneficiaría el monitoreo de la degradación forestal en tales casos de degradación local.

Bibliografía citada

- Alvarez E, Duque A, Saldarriaga J, Cabrera K, de las Salas G, del Valle I, Lema A, Moreno F, Orrego S, Rodríguez L (2012) Tree above-ground biomass allometries for carbon stock estimation in the natural forests of Colombia. *For. Ecol. Manage.* 267, 297-308.
- ASF. Alaska Satellite Facility (2013) MapReady version 3.1.24. Disponible a la dirección <https://www.asf.alaska.edu/data-tools/mapready/>
- Baccini A et al. (2012) Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. *Nature Clim Change* 2, 182-185.
- Belgiu M, Drăguț L (2016) Random forest in remote sensing: A review of applications and future directions. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 114, 24-31.
- Blois JL, Williams JW, Fitzpatrick MC, Jackson ST, Ferrier S (2013) Space can substitute for time in predicting climate-change effects on biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110, 9374-9379.
- Brady MA (1997) Organic matter dynamics of coastal peat deposits in Sumatra, Indonesia. Ph D thesis, University of British Columbia.
- Breiman L (2001) Random Forests. *Machine Learning* 45, 5-32.
- Carlson KM et al. (2012) Committed carbon emissions, deforestation, and community land conversion from oil palm plantation expansion in West Kalimantan, Indonesia. *PNAS* 109, 7559-7564.
- Chave J et al. (2014) Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Glob. Change Biol.* 20, 3177-3190.
- CFE (Centre for Standardization and Environment) (2011) Measurement and calculation of carbon stocks – Field measurement for estimating forest carbon stocks (ground based forest carbon accounting). Ministry of forestry, Indonesia.
- Chander G, Markham BL, Helder DL (2009) Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors. *Remote Sensing of Environment* 113, 893-903.
- Crist E, Cicone R (1984) Application of the tasseled cap concept to simulated thematic mapper data. *Photogrammetric engineering and remote sensing* 50, 343-352.
- Dargie GC, Lewis SL, Lawson IT, Mitchard ETA, Page SE, Bocko YE y Ifo SA (2017) Age, extent and carbon storage of the central Congo Basin peatland complex. *Nature* 542, 86-90.
- Di Rienzo JA, Casanoves F, Balzarini MG, Gonzalez L, Tablada M y Robledo CW (2017) InfoStat versión 2017. *InfoStat Group, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina*. URL <http://www.infostat.com.ar>
- Draper FC et al. (2014) The distribution and amount of carbon in the largest peatland complex in Amazonia. *Environ Res Lett* 9, doi:10.1088/1748-9326/1089/1012/124017.
- Drösler M et al. (2014) Chapter 2 Drained inland organic soils. En: Hiraiishi T, Krug T, Tanabe K, Srivastava N, Jamsranjav B, Fukuda M, Troxler T (eds) 2013 Supplement to the 2006 guidelines for national greenhouse gas inventories: Wetlands. IPCC, Switzerland.
- Earth explorer (2013) <http://earthexplorer.usgs.gov/>
- Fernández-Delgado M, Cernadas E, Barro S, Amorim D (2014) Do we need hundreds of classifiers to solve real world classification problems? *J. Mach. Learn. Res* 15, 3133-3181.
- Freitas L, Otárola E, del Castillo D, Linares C, Martínez P, Malca GA (2006) Servicios ambientales de almacenamiento y secuestro de carbono del ecosistema aguajal en la reserva nacional Pacaya Samiria, Loreto - Perú. Documento técnico n°29. Iquitos, Perú.

- García-Villacorta R, Huamantupa I, Cordero Z, Pitman N, Vriesendorp C (2011) Flora and vegetation. En: Pitman, N. et al. (Eds.), Perú : Yaguas-Cotuhé . Rapid Biological and Social Inventories Report 23. The Field Museum, pp. 86-97.
- Gaveau DLA et al. (2014) Major atmospheric emissions from peat fires in Southeast Asia during non-drought years: evidence from the 2013 Sumatran fires. *Nature Scientific Reports* 4, DOI: 10.1038/srep06112.
- GLOVIS (2013) <http://glovis.usgs.gov/>
- González-B V, Rial A (2013) Terminología y tipos de agrupación de *Mauritia flexuosa* según el paisaje. Capítulo 4. En: Lasso CA, Rial A, González-B V (Eds.), VII. Morichales y canangunchales de la Orinoquia y Amazonia: Colombia - Venezuela. Parte I. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander, Bogotá, D. C., Colombia, pp. 75-83.
- Gonzales Davila E, Noriega Pereira R, Llanos Dulanto D, Paredes Zumaeta J, Paredes Mori J (2007) Plan de manejo de *Mauritia flexuosa* "aguaje" en la comunidad veinte de enero, cuenca Yanayacu-Pucate- Reserva Nacional Pacaya Samiria 2005-2009. ProNaturaleza, USAID, TNC.
- Goodman RC, Phillips OL, del Castillo Torres D, Freitas L, Tapia Cortese S, Monteagudo A, Baker TR (2013) Amazon palm biomass and allometry. *Forest Ecology and Management* 310, 994-1004.
- Gutiérrez-Vélez VH, DeFries R (2013) Annual multi-resolution detection of land cover conversion to oil palm in the Peruvian Amazon. *Remote Sensing of Environment* 129, 154-167.
- Hergoualc'h K, Verchot LV (2011) Stocks and fluxes of carbon associated with land-use change in Southeast Asian tropical peatlands: a review. *Global Biochem Cycles* 25, GB2001, doi:10.1029/2009GB003718.
- Hergoualc'h K, Verchot LV (2014) Greenhouse gas emission factors for land use and land-use change in Southeast Asian peatlands. *Mitig Adapt Strateg Glob Change* 19, 789-807.
- Honorio Coronado EN, Vega Arenas JE, Corrales Medina MN (2015) Diversidad, estructura y carbono de los bosques aluviales del Noreste Peruano. *Folia Amazónica* 24, 55-70.
- Horn CM, Gilmore MP, Endress BA (2012) Ecological and socio-economic factors influencing aguaje (*Mauritia flexuosa*) resource management in two indigenous communities in the Peruvian Amazon. *Forest Ecology and Management* 267, 93-103.
- Householder JE, Janovec JP, Tobler MW, Page S, Lähteenoja O (2012) Peatlands of the Madre de Dios River of Peru: Distribution, Geomorphology, and Habitat Diversity. *Wetlands*, DOI 10.1007/s13157-13012-10271-13152.
- IIAP (2004) Diversidad de la vegetación de la Amazonía Peruana expresada en un mosaico de imágenes de satélite. Documento técnico N°12 Iquitos, Perú. Proyecto diversidad biológica de la Amazonía Peruana BIODAMAZ (Perú-Finlandia).
- IPCC (2006) 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Hayama, Japan.
- ITT Visual Information Solutions (2013) ENVI version 5.0.2.
- Jaenicke J, Rieley JO, Mott C, Kimman P, Siegert F (2008) Determination of the amount of carbon stored in Indonesian peatlands. *Geoderma* 147, 151-158.
- Janovec J et al. (2013) Evaluación de los actuales impactos y amenazas inminentes en aguajales y cochas de Madre de Dios, Perú. WWF, Lima, Perú.
- Jensen J (2016) Introductory Digital Image Processing: A Remote Sensing Perspective. 4th ed. Pearson Education Inc. Boston. 623 p.
- Kahn F, Mejia K (1990) Palm communities in wetland forest ecosystems of Peruvian Amazonia. *Forest Ecology and Management* 33/44, 169-179.
- Kelly TJ, Baird AJ, Roucoux KH, Baker TR, Honorio Coronado EN, Ríos M, Lawson IT (2014) The high hydraulic conductivity of three wooded tropical peat swamps in northeast Peru: measurements and implications for hydrological function. *Hydrol. Process.* 28, 3373-3387.
- Koh LP, Miettinen J, Liew SC, Ghazoul J (2011) Remotely sensed evidence of tropical peatland conversion to oil palm. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108, 5127-5132.
- Lähteenoja O, Page S (2011) High diversity of tropical peatland ecosystem types in the Pastaza-Marañón basin, Peruvian Amazonia. *Journal of geophysical research* 116, doi:10.1029/2010JG001508.

- Lähteenoja O, Rojas Reátegui Y, Räsänen M, Del Castillo Torres D, Oinonen M, Page S (2012) The large Amazonian peatland carbon sink in the subsiding Pastaza-Marañón foreland basin, Peru. *Global Change Biology* 18, 164-178.
- Lähteenoja O, Roucoux KH (2010) Inception, history and development of peatlands in the Amazon Basin. *PAGES news* 18, 27-29.
- Lähteenoja O, Ruokolainen K, Schulman L, Alvarez J (2009a) Amazonian floodplains harbour minerotrophic and ombrotrophic peatlands. *Catena*, 140-145.
- Lähteenoja O, Ruokolainen K, Schulman L, Oinonen M (2009b) Amazonian peatlands: an ignored C sink and potential source. *Global Change Biology* 15, 2311-2320.
- Lähteenoja O, Reátegui YR, Räsänen M, Del Castillo Torres D, Oinonen M, Page S (2012) The large Amazonian peatland carbon sink in the subsiding Pastaza-Marañón foreland basin, Peru. *Global change biology* 18, 164-178.
- Laumonier Y (1997) The vegetation and physiography of Sumatra vol 22. *Geobotany*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- Lehner B, Verdin K, Jaris A (2006) HydroSHEDS (Hydrological data and maps based on shuttle elevation derivatives at multiple scales. Fondo Mundial para la Naturaleza, EE.UU. Washington, Dc. Disponible a la dirección <http://hydrosheds.cr.usgs.gov>
- Manuri S, Brack C, Nugroho NP, Hergoualc'h K, Novita N, Dotzauer H, Verchot L, Septiadi CAP, Widyasari E (2014) Tree biomass equations for tropical peat swamp forest ecosystems in Indonesia. *Forest Ecology and Management* 334, 241-253.
- Miettinen J, Liew SC (2010a) Degradation and development of peatlands in Peninsular Malaysia and in the islands of Sumatra and Borneo since 1990. *Land degradation & development* 21, 285-296.
- Miettinen J, Liew SC (2010b) Status of Peatland Degradation and Development in Sumatra and Kalimantan. *AMBIO* 39, 394-401.
- Miettinen J, Hooijer A, Wang J, Shi C, Liew SC (2012) Peatland degradation and conversion sequences and interrelations in Sumatra. *Regional Environmental Change* 12, 729-737.
- Miettinen J, Stibig H-J, Achard F (2014) Remote sensing of forest degradation in Southeast Asia -Aiming for a regional view through 5-30 m satellite data. *Global Ecology and Conservation* 2, 24-36.
- Mokany K, Raison RJ, Prokushkin AS (2006) Critical analysis of root : shoot ratios in terrestrial biomes. *Global Change Biology* 12, 84-96.
- Murdiyarto D, Donato D, Kauffman JB, Kurnianto S, Stidham M, Kanninen M (2009) Carbon storage in mangrove and peatland ecosystems. A preliminary account from plots in Indonesia. *CIFOR Working Paper* 48 35 p.
- Nyoungui AN, Tonye E, Akono A (2002) Evaluation of speckle filtering and texture analysis methods for land cover classification from SAR images. *International Journal of Remote Sensing* 23, 1895 - 1925.
- Padoch C (1988) Aguaje (*Mauritia flexuosa* L.f.) in the economy of Iquitos, Peru. *Advances in Economic Botany* 6, 214-224.
- Page SE, Rieley JO, Banks CJ (2011) Global and regional importance of the tropical peatland carbon pool. *Global Change Biology* 17, 798-818.
- PASCO (2013) <http://en.alos-pasco.com/offer/>
- Pearson TRH, Brown S, Murray L, Sidman G (2017) Greenhouse gas emissions from tropical forest degradation: an underestimated source. *Carbon Balance Manage* 12, DOI 10.1186/s13021-13017-10072-13022.
- Penn J, van Sledright M, Bertiz Torres G, Guerra Soplín E (2008) Los aguajales y sus condiciones en el Río Tahuayo: Aportes para el Plan Maestro del Área de Conservación Regional Comunal Tamshiyacu-Tahuayo (ACRCTT). Programa de conservación, gestión y uso sostenible de la diversidad biológica en la región Loreto (PROCREL), Iquitos, Perú.
- Penn JW (2008) Non-timber Forest Products in Peruvian Amazonia: Changing Patterns of Economic Exploitation. *Focus on Geography* 51, 18-25.
- R Core Team (2013) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Viena, Austria. URL <http://www.R-project.org/>
- Räsänen M, Neller R, Salo J, Jungner H, 1992. Recent and ancient fluvial deposition systems in the Amazonian foreland basin, Peru. *Geological Magazine* 129, 293-306.
- Richards JA (1999) *Remote Sensing Digital Image Analysis*. Springer-Verlag, Berlín.
- Rodriguez-Galiano VF, Ghimire B, Rogan J, Chica-Olmo M, Rigol-Sanchez JP (2012) An assessment of the effectiveness of a random forest classifier for land-cover classification.

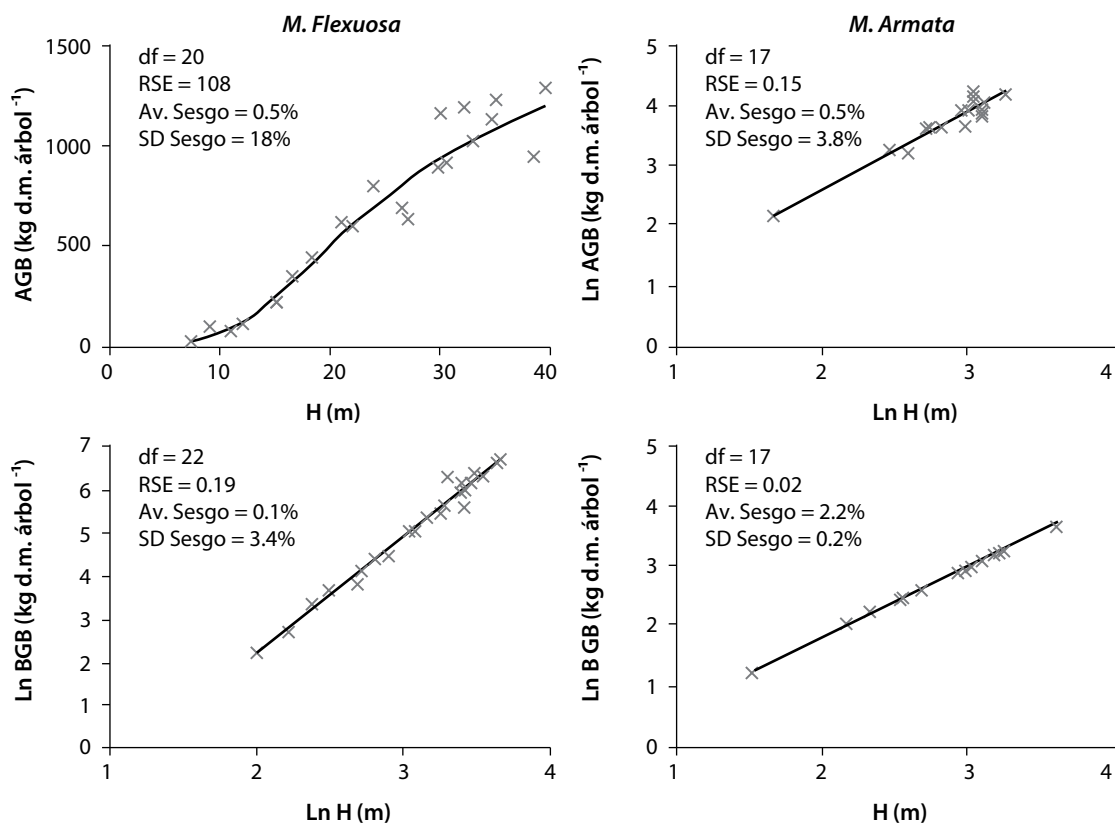
- ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 67, 93-104.
- Román-Cuesta RM et al. (2011) Implications of fires on carbon budgets in Andean cloud montane forest: The importance of peat soils and tree resprouting. *Forest Ecology and Management* 261, 1987–1997.
- Saatchi S, Marlier M, Chazdon RL, Clark DB, Russell AE (2011) Impact of spatial variability of tropical forest structure on radar estimation of aboveground biomass. *Remote Sensing of Environment* 115, 2836-2849.
- Shao Y, Lunetta RS (2012) Comparison of support vector machine, neural network, and CART algorithms for the land-cover classification using limited training data points. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 70, 78-87.
- Shimabukuro Y E, Beuchle R, Grecchi RC, Achard F (2014) Assessment of forest degradation in Brazilian Amazon due to selective logging and fires using time series of fraction images derived from Landsat ETM+ images. *Remote Sensing Letters* 5, 773-782.
- Sierra CA et al. (2007) Total carbon stocks in a tropical forest landscape of the Porce region, Colombia. *Forest Ecology and Management* 243, 299-309.
- van der Werf GR et al. (2008) Climate regulation of fire emissions and deforestation in equatorial Asia. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105, 20350-20355.
- Weiskittel AR, Hann DW, Kershaw JA, Vanclay JK (2011) *Forest growth and yield modeling*. Wiley-Blackwell, Chichester, West Sussex, Reino Unido.
- Yuan D, Elvidge CD (1996) Comparison of relative radiometric normalization techniques. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 51:117-126.
- Yu Z, Loisel J, Brosseau DP, Beilman DW, Hunt SJ (2010) Global peatland dynamics since the Last Glacial Maximum. *Geophysical research letters* 37, doi:10.1029/2010GL043584.
- Zianis D (2008) Predicting mean aboveground forest biomass and its associated variance. *Forest Ecology and Management* 256, 1400-1407.

Anexo. Material suplementario

Datos suplementarios asociados a este artículo están disponibles, en la versión en línea, en la dirección <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2017.03.016>.



Los bosques de pantanos de palmeras peruanos (izquierda) han sido fuertemente degradados en las últimas décadas. La recolección de los frutos de *Mauritia flexuosa* se realiza de manera intensiva cortando palmeras enteras (centro) en vez de trepar a ellas (derecha). Fotos de Kristell Hergoualc'h y Víctor Hugo Gutiérrez-Vélez.



Valores medidos (cruz) y modelos alométricos ajustados para la biomasa aérea (AGB) y subterránea (BGB) de *M. flexuosa* y *M. armata*, en función de la altura total de la palmera (H). Para cada modelo, se especifican los grados de libertad (df), el error estándar residual (RSE, kg d.m. árbol⁻¹), y la media (Av.) y desviación estándar (SD) del sesgo.

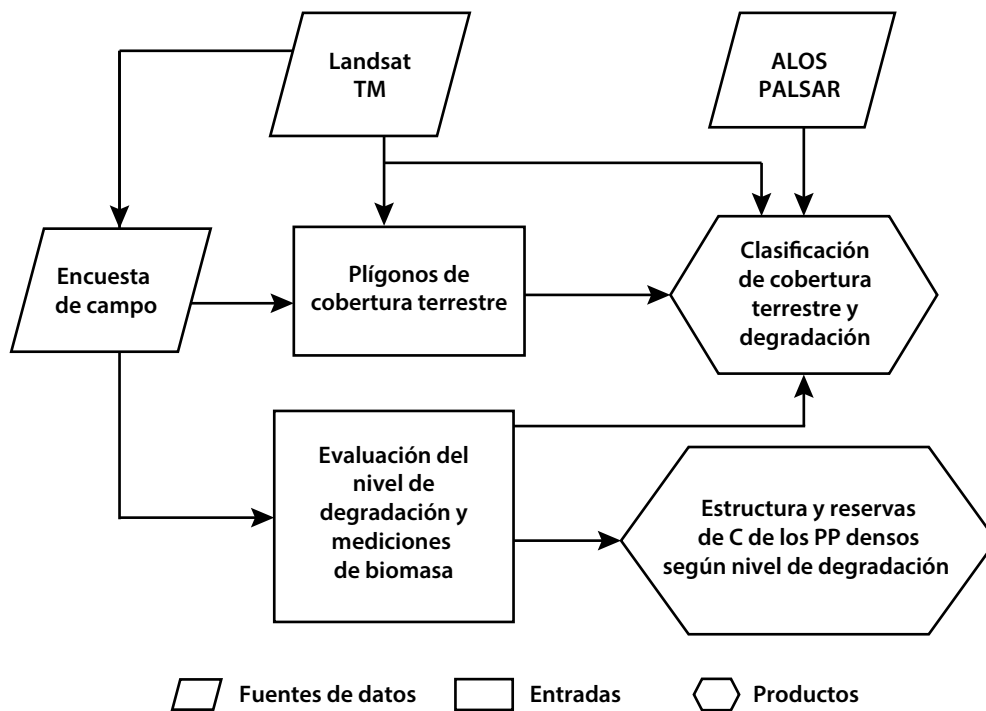
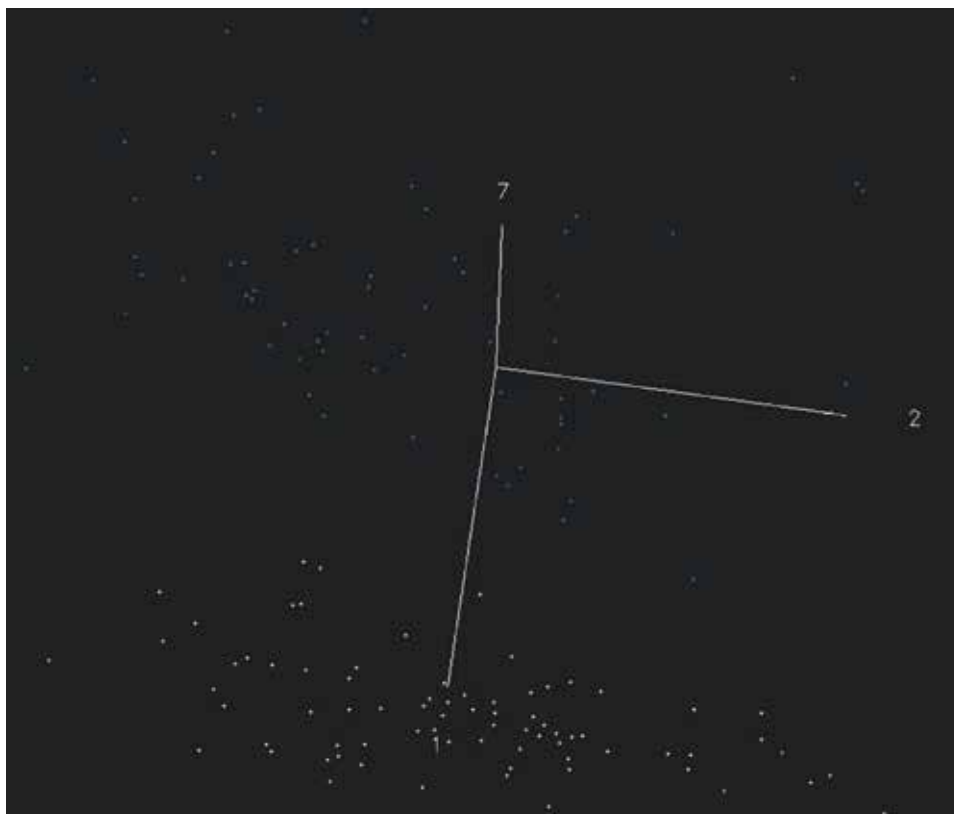


Diagrama de flujo que representa los métodos utilizados para mapear los pantanos de palmeras (PP) densos de acuerdo con el nivel de degradación, y para evaluar el impacto de la degradación en la estructura del bosque y en las reservas de C de la biomasa.



Espacio espectral para píxeles en polígonos que representan pantanos de palmeras mixtos con diferentes firmas espectrales. Cada tipo de pantano de palmeras mixto fue considerado como una categoría separada. Los ejes corresponden a 1: brillo, 2: verdor a partir de una transformación *tasseled cap* de las imágenes Landsat TM ingresadas, y 7: banda HH procesada de ALOS-PALSAR.

Número de polígonos de entrenamiento y píxeles medidos para cada tipo de cobertura terrestre incluido en el mapa de clasificación

Cobertura terrestre	Polígonos	Píxeles
Pantano de palmeras denso con degradación baja	2	27
Pantano de palmeras denso con degradación media	2	27
Pantano de palmeras denso con degradación alta	4	55
Bosque no inundado (tierra firme y restinga)	19	138
Cuerpo de agua	10	135
Tierra sin vegetación	10	128
Pantano de palmeras mixto	12	138

Los Documentos ocasionales de CIFOR contienen resultados de investigación relevantes para el manejo forestal tropical. Su contenido es revisado por pares interna y externamente.

El Perú tiene la cuarta mayor área de turberas de los trópicos. Su cobertura terrestre de turba más representativa es el pantano de palmeras (denominado a partir de ahora PP denso) dominado por la especie *Mauritia flexuosa*, que ha estado sometido a presión humana durante décadas debido a la alta demanda del fruto de *M. flexuosa*, que a menudo se recolecta cortando toda la palmera. La degradación de estos bosques densos en carbono puede afectar de manera sustancial las emisiones de gases de efecto invernadero y contribuir al cambio climático. El primer objetivo de esta investigación fue evaluar el impacto de la degradación de los PP densos sobre la estructura forestal y las reservas de carbono de la biomasa. El segundo fue explorar el potencial de mapear la distribución de los PP densos con diferentes niveles de degradación utilizando datos y métodos de teledetección. Las reservas de biomasa se midieron en parcelas de 0,25 ha establecidas en áreas de PP densos con degradación baja (n = 2 parcelas), media (n = 2) y alta (n = 4). Se combinaron datos de campo y de teledetección de los satélites Landsat TM y ALOS/PALSAR para diferenciar entre áreas que tipifican PP densos con degradación baja, media y alta y bosques de tierra firme, restinga y PP mixtos (no dominados por *M. flexuosa*). Para ello, se utilizó un algoritmo de clasificación de aprendizaje automático *Random Forest*. Los resultados sugieren un cambio en la composición forestal, de bosques dominados por palmeras a bosques dominados por árboles leñosos después de la degradación.

También se encontró que la intervención humana en los PP densos se traduce en reducciones significativas en las reservas de carbono de los árboles, con disminuciones de las reservas de biomasa iniciales (aérea y subterránea) ($135,4 \pm 4,8 \text{ Mg C ha}^{-1}$) de 11% y 17% luego de una degradación media y alta, respectivamente. El análisis de teledetección indica una alta separabilidad entre PP densos con degradación baja y todas las demás categorías. Los PP densos con degradación media y alta fueron altamente separables de la mayoría de las categorías con excepción de los bosques de restinga y los PP mixtos. Los resultados también mostraron que los datos de sensores de teledetección tanto activos como pasivos son importantes para el mapeo de la degradación de PP densos. La precisión general de la clasificación de la cobertura terrestre fue alta (91%). Los resultados de este análisis piloto son alentadores para seguir explorando el uso de datos y métodos de teledetección para el monitoreo de la degradación de PP densos a escalas más amplias en la Amazonia peruana. Brindar estimados precisos sobre la extensión espacial de la degradación de los PP densos y sobre las emisiones derivadas de la biomasa y la turba es necesario para evaluar las emisiones nacionales derivadas de la degradación forestal en el Perú y es esencial para apoyar iniciativas dirigidas a reducir las actividades de degradación.



PROGRAMA DE
INVESTIGACIÓN SOBRE
Bosques, Árboles y
Agroforestería

El Programa de Investigación del CGIAR sobre Bosques, Árboles y Agroforestería (FTA) es el programa de investigación para el desarrollo más grande del mundo, dedicado a mejorar el papel de bosques, árboles y la agroforestería para el desarrollo sostenible, seguridad alimentaria, y frente al cambio climático. CIFOR dirige el programa FTA en asociación con Bioversity International, CATIE, CIRAD, ICRAF, INBAR y TBI.

cifor.org

forestsnews.cifor.org



RESEARCH PROGRAM ON
**Climate Change,
Agriculture and
Food Security**



USAID
FROM THE AMERICAN PEOPLE



Centro para la Investigación Forestal Internacional (CIFOR)

CIFOR promueve el bienestar humano, la integridad del medio ambiente y la equidad mediante investigación de avanzada, desarrollando las capacidades de sus socios y dialogando activamente con todos los actores involucrados, para informar sobre las políticas y las prácticas que afectan a los bosques y a las personas. CIFOR es un centro de investigación CGIAR y lidera su Programa de Investigación sobre Bosques, Árboles y Agroforestería (FTA por sus siglas en inglés). Nuestra sede central se encuentra en Bogor, Indonesia, y contamos con oficinas en Nairobi, Kenia; Yaundé, Camerún; y Lima, Perú.

