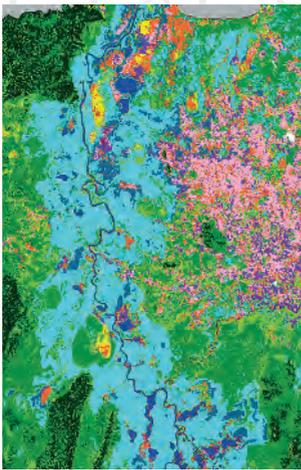
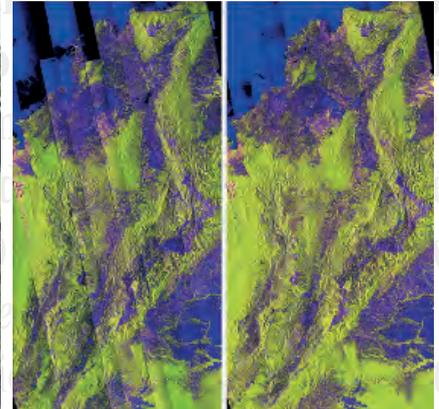
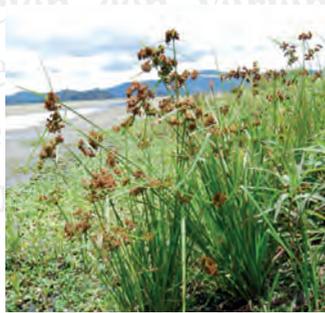


BIOTA COLOMBIANA

ISSN 0124-5376
DOI 10.21068/c001

Volumen 17 · Suplemento 1 - Humedales · Julio de 2016



Comunidad de peces de la ciénaga de Paredes, Magdalena medio, Santand...
(Colombia) y su asociación con variables ambientales...
Conservación *ex situ* de vegetación acuática de humedales de la Sabana d...



Biota Colombiana es una revista científica, periódica-semestral, que publica artículos originales y ensayos sobre la biodiversidad de la región neotropical, con énfasis en Colombia y países vecinos, arbitrados mínimo por dos evaluadores externos y uno interno. Incluye temas relativos a botánica, zoología, ecología, biología, limnología, pesquerías, conservación, manejo de recursos y uso de la biodiversidad. El envío de un manuscrito implica la declaración explícita por parte del (los) autor (es) de que este no ha sido previamente publicado, ni aceptado para su publicación en otra revista u otro órgano de difusión científica. El proceso de arbitraje tiene una duración mínima de tres a cuatro meses a partir de la recepción del artículo por parte de *Biota Colombiana*. Todas las contribuciones son de la entera responsabilidad de sus autores y no del Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, ni de la revista o sus editores.

Biota Colombiana incluye, además, las secciones de Artículos de datos (*Data papers*), Notas y Comentarios, Reseñas y Novedades Bibliográficas, donde se pueden hacer actualizaciones o comentarios sobre artículos ya publicados, o bien divulgar información de interés general como la aparición de publicaciones, catálogos o monografías que incluyan algún tema sobre la biodiversidad neotropical.

Biota colombiana is a scientific journal, published every six months period, evaluated by external reviewers which publish original articles and essays of biodiversity in the neotropics, with emphasis on Colombia and neighboring countries. It includes topics related to botany, zoology, ecology, biology, limnology, fisheries, conservation, natural resources management and use of biological diversity. Sending a manuscript, implies a the author's explicit statement that the paper has not been published before nor accepted for publication in another journal or other means of scientific diffusion. Contributions are entire responsibility of the author and not the Alexander von Humboldt Institute for Research on Biological Resources, or the journal and their editors.

Biota Colombiana also includes the Notes and Comments Section, Reviews and Bibliographic News where you can comment or update the articles already published. Or disclose information of general interest such as recent publications, catalogues or monographs that involves topics related with neotropical biodiversity.

Biota Colombiana es indexada en Pubindex (Categoría A2), Redalyc, Latindex, Biosis: Zoological Record, Ulrich's y Ebsco.

Biota Colombiana is indexed in Pubindex (Category A2), Redalyc, Latindex, Biosis: Zoological Record, Ulrich's and Ebsco.

Biota Colombiana es una publicación semestral. Para mayor información contáctenos / **Biota Colombiana** is published two times a year. For further information please contact us.

Información

humboldt.org.co/es/bibliotecaypublicaciones/biota
biotacol@humboldt.org.co
www.sibcolombia.net

Comité Directivo / Steering Committee

Brigitte L. G. Baptiste Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt
 José Carmelo Murillo Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia
 Francisco A. Arias Isaza Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives De Andrés" - Invemar
 Charlotte Taylor Missouri Botanical Garden

Editor / Editor

Carlos A. Lasso Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt

Editora invitada / Guest Editor

Úrsula Jaramillo Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt

Editor Datos / Data Papers Editor

Dairo Escobar Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt

Coordinación y asistencia editorial / Coordination and Editorial assistance

Susana Rudas Ll. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt

Asistencia editorial / Editorial assistance

Paula Sánchez-Duarte Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt

Traducción / Translation

Donald Taphorn Universidad Nacional Experimental de los Llanos, Venezuela

Comité Científico - Editorial / Editorial Board

Adriana Prieto C. Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia
 Ana Esperanza Franco Universidad de Antioquia
 Arturo Acero Universidad Nacional de Colombia, sede Caribe
 Cristián Samper WCS - Wildlife Conservation Society
 Donald Taphorn Universidad Nacional Experimental de los Llanos, Venezuela
 Francisco de Paula Gutiérrez Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano
 Gabriel Roldán Universidad Católica de Oriente, Colombia
 Germán I. Andrade Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt
 Giuseppe Colonnello Fundación La Salle de Ciencias Naturales, Venezuela
 Hugo Mantilla Meluk Universidad del Quindío, Colombia
 John Lynch Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia
 Jonathan Coddington NMNH - Smithsonian Institution
 José Murillo Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia
 Josefa Celsa Señaris Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas
 Juan A. Sánchez Universidad de los Andes, Colombia
 Juan José Neif Centro de Ecología Aplicada del Litoral, Argentina
 Martha Patricia Ramírez Universidad Industrial de Santander, Colombia
 Monica Morais Herbario Nacional Universidad Mayor de San Andrés, Bolivia
 Pablo Tedesco Muséum National d'Histoire Naturelle, Francia
 Paulina Muñoz Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia
 Rafael Lemaitre NMNH - Smithsonian Institution, USA
 Reinhard Schnetter Universidad Justus Liebig, Alemania
 Ricardo Callejas Universidad de Antioquia, Colombia
 Steve Churchill Missouri Botanical Garden, USA
 Sven Zea Universidad Nacional de Colombia - Invemar

Impreso por JAVEGRAF
 Impreso en Colombia / Printed in Colombia

Revista *Biota Colombiana*
 Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt
 Teléfono / Phone (+57-1) 320 2767
 Calle 28A # 15 - 09 - Bogotá D.C., Colombia

Presentación

En el marco del proyecto 13-014 (FA 005 de 2013) suscrito entre el Fondo Adaptación y el Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH), cuyo objetivo fue determinar y aplicar los criterios técnicos para la delimitación de Ecosistemas Estratégicos Paramos y Humedales, se generó una gran cantidad de información que debe estar disponible para la toma de decisiones sobre estos ecosistemas en el país. Con esa intención se preparó este número especial sobre humedales, en el cual se presentan algunos de los resultados obtenidos en el proyecto e investigaciones de otras instituciones que postularon sus artículos a la convocatoria abierta realizada para este suplemento.

En esta ocasión se presenta un aporte valioso al conocimiento de los humedales a diferentes escalas de trabajo, que van desde estudios puntuales en humedales de tierras bajas y alta montaña, incluyendo resultados sobre humedales a escala nacional, hasta análisis basados en una comparación de los humedales a nivel iberoamericano.

A escala local se presentan las investigaciones sobre las características para conservación *ex situ* de la vegetación de humedales en la sabana de Bogotá y las comunidades de peces en la ciénaga de Paredes en el Magdalena medio. A nivel nacional, se muestran los resultados de la identificación espacial de los humedales del país, el uso de un enfoque ecosistémico en el análisis de imágenes de radar para identificar áreas inundadas y un análisis espacial de la transformación de los humedales en Colombia. Finalmente, se incluye un artículo donde se analiza el estado y factores de cambio de los servicios ecosistémicos de abastecimiento en humedales relacionados con aguas subterráneas en Iberoamérica y España.

Toda la información aquí presentada es de vital importancia para apoyar la gestión integral y diferenciada de los humedales de nuestro país, y nos permitirá incorporar la idea de Colombia como un país de humedales, un territorio pulsátil y diverso, que debe manejarse de manera creativa e innovadora.

Agradecemos al Fondo Adaptación por la co-financiación de este número especial, a los evaluadores y a las organizaciones e instituciones que respalda a los autores, entre las cuales se encuentran: Agencia Aeroespacial Japonesa, Sarvision - Convenio K & C, Ideam, Universidad de Antioquia, Universidad del Magdalena, Universidad EAFIT, Universidad Jorge Tadeo Lozano y la Universidad de Wageningen.

Brigitte L. G. Baptiste
Directora General IAvH

Carlos A. Lasso
Editor *Biota Colombiana*

Úrsula Jaramillo
Editora invitada

Conservación *ex situ* de la vegetación acuática de humedales de la sabana de Bogotá

Ex situ conservation of aquatic plants of wetlands of the sabana de Bogotá

Lina M. Camelo-Mendoza, Myriam L. Martínez-Peña, Hernando Ovalle-Serrano, Vilma I. Jaimes

Resumen

La vegetación acuática, soporte de gran parte de la biodiversidad y funciones de los humedales, es afectada por la intervención antrópica que promueve la disminución de la riqueza de la población de macrófitas. Una alternativa para la conservación de la diversidad florística es la conservación *ex situ* que depende de varios factores. El objetivo de la presente investigación fue identificar la fenología de especies seleccionadas y los factores ambientales que influyen en su crecimiento en condiciones artificiales. Durante 23 meses se realizaron mediciones de cobertura, longitud, altura y diámetro basal a 25 especies, 12 variables fisicoquímicas y cuatro variables climáticas. Los resultados mostraron que la variación en los niveles de agua es uno de los factores abióticos limitantes para la conservación *ex situ* de especies y que influye tanto en la calidad fisicoquímica del agua como en la técnica seleccionada. Se reportó un incremento en cobertura de las especies *Bidens laevis*, *Ludwigia hexapetala* y *Ludwigia peploides*, que contrastó con la alta mortalidad de las especies *Cotula coronopifolia* e *Hydrocotyle ranunculoides*. Así el establecimiento exitoso de una colección viva de plantas acuáticas depende de la dinámica hidráulica, que es afectada por variaciones temporales y espaciales en el cuerpo de agua.

Palabras clave. Colección viva. Factores abióticos. Fenología. Macrófita. Tasas de crecimiento.

Abstract

An alternative for conservation of floristic diversity of region is the *ex situ* conservation, which depends on various environmental factors such as physical and chemical water conditions, local climate and the selected propagation technique. The objective of this research was to assess propagation technique of best performance by species, and identify environmental factors that influence growth rates, and phenology of selected species. The relationship between growth of 25 species selected and abiotic factors were examined in a term of 23 months. We measured once a month the cover percentage, length, height and basal diameter. Also, we analyzed 12 physical and chemical variables of the water of lake, and daily weather variables. The variation of water levels was main limiting factor for conservation of species *ex situ*. The species *Bidens laevis*, *Ludwigia hexapetala* and *Ludwigia peploides* showed high rates of growth in contrast to the high mortality of *Cotula coronopifolia* and *Hydrocotyle ranunculoides*. The phenological stages of some species were associated with the local climate pattern. Results suggest that the successful establishment of aquatic plants is determined by physical and chemical quality of water, and selected technique. Each technique depends on hydraulic, which is affected by temporal and special variations.

Key words. Abiotic factors. Growth rates. Live collection. Macrophyte. Phenology.

Introducción

La vegetación acuática se constituye el productor primario más importante de los humedales continentales, siendo un componente biológico indispensable para el soporte de la biodiversidad de aves (locales y migratorias), mamíferos, reptiles, peces, macroinvertebrados e incluso algas, brindando hábitat y alimento (Wissinger 1999, Gibbons 2003, Mitsch y Gosselink 2007), además de otras funciones como la regulación, transporte y retención de contaminantes y sedimentos, control de la erosión y regulación de los nutrientes (Brix 1978, Woodward y Wui-Suhk 2001). Por tal razón se han considerado las macrófitas como promotoras de los servicios ecosistémicos que provee los humedales al ser humano (Engelhardt y Ritchie 2001).

La presión de las diferentes actividades antrópicas como la ganadería, agricultura, minería, pesquería, represamientos y urbanización sobre los humedales ha conllevado a la pérdida de diversidad de la biota, incluyendo las macrófitas, las cuales para su sobrevivencia no solo dependen de la calidad misma del hábitat sino de otros organismos que facilitan su dispersión (Gibbs 2000). En Colombia se registra el 26% del territorio nacional cubierto por humedales, con más de 30 millones de hectáreas y más de 48 mil humedales inventariados (Andrade 2015, Jaramillo *et al.* 2015). En Bogotá D.C. existen 725,01 ha en 15 áreas de Parques Ecológicos Distritales de Humedal reconocidos por la Secretaría Distrital de Ambiente 2016 (<http://www.ambientebogota.gov.co/web/sda/humedales>). La vulnerabilidad de estos ecosistemas y el riesgo de la pérdida de biodiversidad por las actividades antrópicas antes mencionadas es alta (Naranjo *et al.* 1999, Ministerio de Medio Ambiente 2002, Franco 2012) y las macrófitas no son la excepción. Además, han sido excluidas por especies invasoras como *Eichhornia crassipes*, *Egeria densa*, *Pistia stratiotes* y al menos otras 53 especies que ponen en riesgo no solo la flora nativa sino también la fauna (Cárdenas *et al.* 2010, Díaz *et al.* 2012).

En los humedales de la Sabana de Bogotá y el Valle de Ubaté se han desarrollado varias investigaciones que abordan el estudio de la vegetación (Rangel-Ch.

y Aguirre 1983, Schmidt-Mumm 1998, Rodríguez 2000, Hernández y Rangel-Ch. 2009, Chaparro 2003, Rangel-Ch. 2003, van der Hammen *et al.* 2008, Guzmán 2012, Díaz *et al.* 2012); a nivel regional se estima la presencia de 98 especies (Schmidt-Mumm 1998), y en el Distrito Capital 81 especies (van der Hammen *et al.* 2008). Sin embargo, aunque hay una alta incertidumbre del estado de las poblaciones de macrófitas nativas de los humedales, ya existen reportes de especies con poblaciones reducidas en los humedales de la Sabana de Bogotá (Rodríguez 2000), y especies con riesgo de extinción local debido a la degradación de estos ecosistemas (Calvachi 2002). Una alternativa para la protección de estas poblaciones es la implementación de programas de conservación *ex situ* a través de las colecciones vivas de los jardines botánicos, lo que además permite generar conocimiento mediante la identificación y reconocimiento de las diferentes especies presentes en estos ecosistemas, con características o atributos funcionales específicos, que hacen posible la generación de servicios ecosistémicos (MEA 2005). Uno de los principales retos identificados en los programas de conservación *ex situ* es garantizar el establecimiento de las poblaciones y que estas a su vez sean viables en el tiempo, por lo cual se deben estudiar los factores bióticos y abióticos que determinan el ajuste adaptativo de las especies seleccionadas (Moulder *et al.* 2004).

En un humedal natural, la interacción entre especies es uno de los factores que interviene en la regulación de la dominancia de especies con altas tasas de crecimiento y estrategias de reproducción agresivas; así la presencia de asociaciones ayuda a desarrollar dinámicas de auto regulación (Peet 1992, Rial *et al.* 1992, Caffrey *et al.* 1999, Tsimilli *et al.* 1996, Moreira *et al.* 1999). Este tipo de dinámicas no se han monitoreado en las colecciones vivas de plantas acuáticas de los jardines botánicos de Colombia porque el establecimiento de la especie prima sobre la réplica de su ecosistema o el estudio de su ecología; en estas colecciones las especies crecen aisladas en sistemas cerrados y controlados.

Actualmente el proyecto de “Conservación de flora alto andina del Colombia” del Jardín Botánico de Bogotá “José Celestino Mutis” (JBB), está implementando la colección viva «Jardín de Humedales», en donde se representan plantas acuáticas presentes de la Sabana de Bogotá y Valle de Ubaté dentro del lago principal del JBB. Uno de los principales desafíos es lograr el establecimiento de vegetación acuática en un lago que carece de la interface agua –tierra y en donde solo se representan ambientes terrestres en el borde del cuerpo de agua y ambientes acuáticos al interior del espejo de agua. Para lograr el objetivo se desarrollaron técnicas de siembra teniendo en cuenta el diseño del lago, el cual se basó en el diseño clásico de humedales artificiales empleados en la depuración de aguas residuales (Uribe 2012), sin embargo, es claro que el lago no tiene dicha función, sino la de establecer en este una colección *ex situ* de plantas acuáticas. El objetivo del presente estudio, fue identificar y evaluar como los factores abióticos, las técnicas y los diseños de vegetación se relacionan con el establecimiento de

las diferentes especies de macrófitas seleccionadas, mediante el estudio del crecimiento y la fenología; con el fin de generar información que favorezca la conservación y la preservación de su germoplasma.

Material y métodos

Área de estudio

El lago principal del Jardín Botánico se encuentra en la zona noroccidental de Bogotá (Colombia), localizado entre las coordenadas 04°40'5,46"N - 74°05'55,32"O extremo noroeste y 04°40'3,12"N - 74°05'54,89"O extremo sureste, a una altitud de 2557 m s.n.m. Tiene un área superficial aproximada de 2733 m², profundidad promedio de 0,85 m y un volumen neto de 1581,98 m³ (Figura 1). El lago fue construido en el año 2012; el fondo y las paredes laterales están cubiertas por una membrana de impermeabilización sobre la cual se instalaron celdas de drenaje de 30 mm de espesor en las cuatro zonas del lago con el objetivo de asegurar la circulación y aireación del agua.



Figura 1. Ubicación de las especies y zonas de monitoreo fisicoquímico en el lago del Jardín Botánico de Bogotá.

Sobre las celdas, una capa compuesta por gravas de 14 cm de espesor (esta es la capa visible del lago) (Figura 2). El diseño y materiales utilizados fueron seleccionados con el objetivo de garantizar en el tiempo el valor paisajístico del lago y soportar la introducción de vegetación acuática. El llenado y mantenimiento del volumen mínimo de agua durante los periodos de baja precipitación se realiza con agua proveniente de la Empresa de Acueducto de Bogotá.

Variables físico-químicas del lago y climáticas

Fueron colectadas muestras de agua para la caracterización fisicoquímica en las cuatro zonas del lago -A, B, C y D- (Figura 1), y de manera simultánea se hizo la medición de los parámetros de crecimiento de la vegetación acuática. *In situ* fueron medidas las variables conductividad, pH, sólidos suspendidos, temperatura y oxígeno disuelto, con un equipo multiparámetros Thermo Scientific serie Orion Start A329 ®; la profundidad y transparencia fueron medidas con cinta métrica y disco Secchi, respectivamente. En el laboratorio multipropósitos del JBB fueron analizadas los parámetros turbidez, demanda biológica de oxígeno, demanda química

de oxígeno, fosfatos, fósforo total, nitritos, nitratos y nitrógeno total utilizando un colorímetro Hach DR 900® Hach. Las condiciones fisicoquímicas del lago están resumidas en la tabla 1.

Las variables climáticas temperatura, humedad relativa, precipitación y evaporación fueron obtenidas de la estación climática código 21205710 del Ideam ubicada en el JBB.

Selección de especies

De las 98 especies reportadas por (Schmidt-Mumm 1998) para la Sabana de Bogotá y el Valle de Ubaté, se seleccionaron 25, teniendo en cuenta cinco criterios: 1) las forma de vida: pradera emergente graminoide, juncoide, herbácea y pradera de hojas flotantes; 2) especies amenazadas o con distribución reducida en el Distrito Capital; 3) especies nativas o endémicas, 4) plantas con potencial ornamental y 5) plantas que provean hábitat a la fauna de los humedales (Rodríguez 2000, Morales-Rozo y De la Zerda 2004, Robinson 2004, Leal y Biondi 2006, van der Hammen *et al.* 2008, Osbahr y Gómez 2011, Martínez-Peña 2013, Martínez-Peña y Jaimes-Sánchez 2015) (Figura 3).

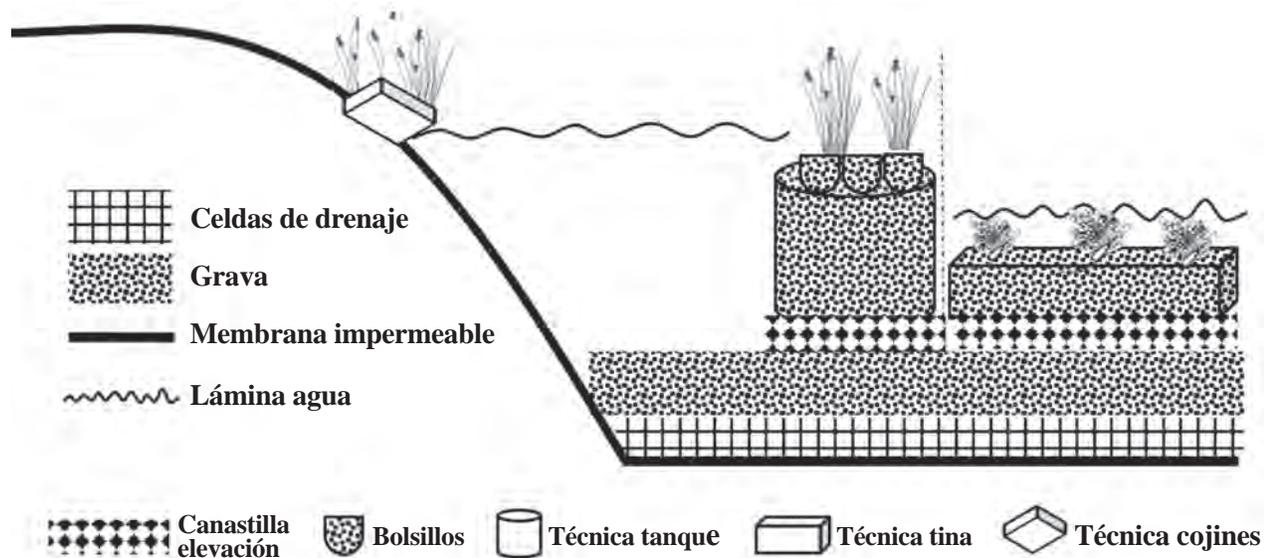


Figura 2. Perfil del lago del Jardín Botánico y representación esquemática de las técnicas de siembra. Los tamaños y escalas no están ajustados a la realidad.

Tabla 1. Promedio de las variables físicas y químicas registradas mensualmente por zona durante el periodo de monitoreo (23 meses).

| Variable/Zona | Zona A | Zona B | Zona C | Zona D |
|--------------------------|----------|----------|----------|----------|
| | Promedio | | | |
| Temperatura (°C) | 18,1 | 17,30 | 17,9 | 17,80 |
| (SD) | (0,86) | (1,15) | (1,12) | (1,33) |
| pH | 6,7 | 6,84 | 6,8 | 6,80 |
| (SD) | (0,28) | (0,35) | (0,35) | (0,36) |
| Conductividad (µScm-1) | 99,7 | 100,4 | 100,4 | 101,1 |
| (SD) | (7,21) | (6,73) | (7,24) | (7,73) |
| Oxígeno disuelto (mgL-1) | 5,7 | 5,7 | 5,6 | 5,7 |
| (SD) | (0,5) | (0,7) | (0,8) | (0,8) |
| DBO (mgL-1) | 3,7 | 4,8 | 3,8 | 3,4 |
| (SD) | (0,97) | (3,77) | (2,0) | (1,0) |
| DQO (mgL-1) | 14,88 | 11,80 | 10,60 | 11,63 |
| (SD) | (6,66) | (6,76) | (5,96) | (6,07) |
| Fosfatos (mgL-1) | 0,06 | 0,07 | 0,10 | 0,05 |
| (SD) | (0,09) | (0,14) | (0,13) | (0,06) |
| Fosforo total (mgL-1) | 0,41 | 0,37 | 0,35 | 0,47 |
| (SD) | (0,59) | (0,54) | (0,54) | (0,74) |
| Nitritos (mgL-1) | 0,0047 | 0,0045 | 0,0044 | 0,0049 |
| (SD) | (0,0028) | (0,0029) | (0,0031) | (0,0029) |
| Nitratos (mgL-1) | 0,22 | 0,24 | 0,20 | 0,23 |
| (SD) | (0,23) | (0,27) | (0,16) | (0,19) |
| Nitrógeno total (mgL-1) | 3,80 | 1,88 | 1,79 | 3,33 |
| (SD) | (3,02) | (2,17) | (1,21) | (2,81) |
| Solidos suspendidos | 3,16 | 3,33 | 4,83 | 3,91 |
| (SD) | (1,94) | (1,77) | (2,12) | (1,83) |
| Turbidez (NTU) | 2,25 | 2,15 | 3,46 | 2,45 |
| (SD) | (1,35) | (1,49) | (2,69) | (1,69) |



Figura 3. Especies de plantas acuáticas. a) *P. punctata*, b) *S. californicus*, c) *J. ramboi*, d) *J. effusus*, e) *C. coronopifolia*, f) *T. latifolia*, g) *E. palustris*, h) *L. peploides*, i) *C. luridiformis*, j) *B. fischeri*, k) *C. rufus*, l) *H. umbellata*, m) *H. ranunculoides*, n) *R. flagelliformis*, o) *M. ancylopoda*, p) *C. mexicana*, q) *B. laevis*, r) *L. peruviana*, s) *P. acuminata*, t) *G. bogotensis*, u) *J. microcephalus*, v) *E. bogotense*, w) *L. hexapetala* y x) *J. densiflorus*. Fotos tomadas de Martínez-Peña y Jaimes-Sánchez (2015).

Técnicas y diseños florísticos

Los diseños florísticos artificiales tuvieron como referencia las asociaciones y las formas de vida referenciados en los humedales por varios autores (Rangel-Ch. y Aguirre 1983, Schmidt-Mumm 1998, Chaparro 2003, Hernández y Rangel-Ch. 2009, Guzmán 2012). Empleando las especies inicialmente seleccionadas.

Se evaluaron cuatro técnicas de establecimiento y siembra en ambientes artificiales teniendo como referencia el diseño de islotes artificiales propuestos por Uribe (2012). Las técnicas evaluadas son diseños originales desarrollados por el JBB teniendo en cuenta las características específicas del lago. Para su realización se utilizaron contenedores y canastillas plásticas geotextil. Localizándose en las zonas C y D del lago (Figuras 1 y 2, Tabla 2).

1. Técnica de siembra directa. Siembra tradicional. Se realizó en la isla y el borde terrestre del lago, con plantas emergentes (Figura 4a).

2. Técnica de cojín. Contenedor cerrado de geotextil y polisombra de 30 x 70 cm con una extensión de geotextil de 150 cm. Se emplea sustrato semiarcilloso y se mantiene bajo el agua, la extensión del geotextil queda debajo de la tierra como mecanismo de sujeción al borde con estacas metálicas (Figura 4b). Se empleó en el sector de borde, con plantas emergentes.

3. Técnica de tanques. Contenedor circular plástico de tres capacidades diferentes 500 L., 1000 L. y 1500 L. Con ocho perforaciones en los costados de 6,5 cm de diámetro. En su interior se ubican canastillas plásticas de 25 cm de alto, 40 cm de ancho y 60 cm de ancho y los espacios entre ellas se completan con grava lavada de peña, sobre esta capa se instalan los “bolsillos” contenedores de geotextil con extremo abierto de 40 x 70 cm. Los tanques se encuentran sobre una plataforma de canastillas plásticas apoyadas en el fondo del lago (Figuras 4c). Se implementó en la zona D.

4. Técnica de tinas. Contenedor plástico rectangular de 150 L, con unas dimensiones de 158 cm x 61 cm x 31 cm. Con ocho perforaciones en los costados

de 6,5 cm de diámetro. En su interior se ubica una capa de grava, sobre ésta una pieza de geotextil rectangular de 190 cm x 90 cm, sobre la cual se colocaba sustrato semiarcilloso y se sembraron los núcleos de vegetación. Estas tinas descansan sobre una plataforma de grava delimitada con canastillas de grava (Figura 4d). Se sembraron plantas emergentes y de hojas flotantes. Se implementó en la zona C.

VARIABLES EVALUADAS, FORMA DE REGISTRO E INDICADOR GENERADO PARA CALCULAR TASAS DE CRECIMIENTO Y FENOLOGÍA DE LAS ESPECIES

Para el seguimiento de la vegetación de todas las especies, se registraron las siguientes variables de crecimiento con una frecuencia mensual, estas a su vez se relacionan con los indicadores generados para el monitoreo (Tabla 3).

ANÁLISIS ESTADÍSTICO

VARIABLES AMBIENTALES Y COBERTURA VEGETAL

La relación entre la cobertura y las variables fisicoquímicas del agua se evaluaron en las técnicas asociadas al cuerpo de agua: tanques, tinas y cojines, y fueron examinados usando primero a través de un acercamiento univariado con un análisis de correlación bivariado entre las variables ambientales y las coberturas vegetales. El segundo fue un acercamiento multivariado utilizando un análisis de redundancia canónica, el cual es útil cuando el gradiente ambiental que se examina es corto. Para seleccionar las variables significativas en la explicación de la variación de la cobertura, se utilizó el método de selección hacia delante -forward selection- basado en un test de aleatorización de Monte Carlo (Legendre y Legendre 2012), además para establecer el porcentaje de varianza explicada por el grupo de variables fisicoquímicas y climáticas se realizó un análisis de partición de la varianza aplicado al RDA (Zuur *et al.* 2007). Las coberturas de las réplicas en cada tiempo fueron promediadas y transformados con la fórmula. Para evaluar las técnicas más efectivas de establecimiento por especie, se realizó un análisis estadístico no paramétrico longitudinal, dadas las condiciones del diseño experimental (Anderson 2001).

Tabla 2. Ensayos por técnicas y zonas para las 25 especies monitoreadas en el lago del Jardín de humedales por forma de crecimiento y criterio de selección.

| Pradera enraizada emergente herbácea | | | | | | | |
|--|--------------------------|------------|---------------------|---------------|----------------------|-----------------------------------|-------------------------|
| Criterios de selección | | | | | | | |
| | Especie | Amenazadas | Nativas y endémicas | Hábitat Fauna | Potencial ornamental | Técnica | Zona |
| 1 | <i>B. fischeri</i> | X | | | X | Talud_tierra Bolsillo | Borde Tanque |
| 2 | <i>B. laevis</i> | | | X | X | Cojín Tina | Borde Puente |
| 3 | <i>C. mexicana</i> | | X | | | Talud_tierra | Borde |
| 4 | <i>C. coronopifolia</i> | | | | X | Bolsillo | Tanque |
| 5 | <i>G. bogotensis</i> | X | X | | | Cojín Bolsillo | Borde Tanque |
| 6 | <i>H. ranunculoides</i> | | X | X | | Talud_tierra Cojín Bolsillo | Isla Borde Tanque |
| 7 | <i>H. umbellata</i> | | X | | | Bolsillo | Tanque |
| 8 | <i>L. hexapetala</i> | | X | X | X | Cojín | Borde |
| 9 | <i>L. peploides</i> | | X | X | X | Talud_tierra Cojín Bolsillo | Isla Borde Tanque |
| 10 | <i>L. peruviana</i> | | X | X | X | Talud_tierra | Borde |
| 11 | <i>P. punctata</i> | | X | X | | Talud_tierra Talud_tierra | Isla Borde |
| 12 | <i>P. acuminatum</i> | | X | | | Talud_tierra | Borde |
| Pradera enraizada emergente flotante | | | | | | | |
| | Especie | Amenazadas | Nativas y endémicas | Hábitat Fauna | Potencial ornamental | Técnica | Zona |
| 13 | <i>R. flagelliformis</i> | X | X | | | Tina | Puente |
| 14 | <i>M. ancylopoda</i> | | X | | X | Tina | Puente |
| Pradera enraizada emergente graminoide | | | | | | | |
| | Especie | Amenazadas | Nativas y endémicas | Hábitat Fauna | Potencial ornamental | Técnica | Zona |
| 15 | <i>C. rufus</i> | | X | | | Talud_tierra Talud_tierra | Isla Borde |
| 16 | <i>C. luridiformis</i> | X | X | | X | Talud_tierra | Borde |
| 17 | <i>T. latifolia</i> | | | X | X | Tina | Puente |

Cont. **Tabla 2.** Ensayos por técnicas y zonas para las 25 especies monitoreadas en el lago del Jardín de humedales por forma de crecimiento y criterio de selección.

| Pradera enraizada emergente juncoide | | | | | | |
|--------------------------------------|---|---------------------|---------------|----------------------|------------------------------|-----------------|
| Especie | Amenazadas | Nativas y endémicas | Hábitat Fauna | Potencial ornamental | Técnica | Zona |
| 18 | <i>E. montana</i> | X | | X | Talud_tierra Cojín | Borde Borde |
| 19 | <i>E. bogotensis</i> | X | | | Talud_tierra Bolsillo | Borde Tanque |
| 20 | <i>E. palustris</i> | X | | X | Cojín | Borde |
| 21 | <i>J. effusus</i> | | | X | Talud_tierra Talud_tierra | Isla Borde |
| 22 | <i>S. californicus</i> | | X | X | Talud_tierra Tina | Borde Puente |
| 23 | <i>J. ramboi</i> subesp. <i>colombianus</i> | | | | Bolsillo | Tanque |
| 24 | <i>J. densiflorus</i> | | X | X | Bolsillo | Tanque |
| 25 | <i>J. microcephalus</i> | X | X | | Talud_tierra Bolsillo | Borde Tanque |



Figura 4. a) Técnica de siembra directa. b) Técnica de cojín. c) Técnica de tanques. d) Técnica de tina. e) Técnica tanques, esquema de canastillas y vegetación.

Tabla 3. Forma de registro de variables de supervivencia, fenología y crecimiento.

| Variable | Periodicidad de medición | Forma de registro de datos | Indicador |
|------------------------|--------------------------|---|---|
| Supervivencia | Mensual | Conteo de número de plantas vivas por especie, de acuerdo a los individuos etiquetados. | Porcentaje de supervivencia |
| | | Evaluación de porcentaje de cobertura para especies con reproducción reptante o por estolones. | |
| Fenología | Mensual | Registro de la presencia de botones, flores, frutos y semillas por especie, rebrotes. | Tabla con presencia de botones flores, frutos y semillas en el tiempo. Rebrotes. |
| | | Forma de registro de las variables de Crecimiento | |
| Variable | Periodicidad de medición | Forma de registro de datos | Indicador |
| Cobertura | Mensual | Utilizando un cuadrante de 0,5m x 0,5m, dividido en 100 cuadros, se cuentan el número de cuadros en los que se encuentra la planta. | Porcentaje de cobertura (%) en el tiempo. |
| Altura | Mensual | Distancia desde la base hasta el ápice de la hoja más alta. | Altura máxima en el tiempo (cm). |
| Longitud | Mensual | Distancia del borde del agua a la hoja más distante sobre la superficie del agua. | Longitud (cm) en el tiempo. |
| Perímetro basal | Mensual | Se mide colocando la cinta métrica alrededor de las nuevas yemas de la macolla. | Tasa de crecimiento (cm/mes). |

Variables climáticas y estados fenológicos

Para determinar la probabilidad de ocurrencia de alguno de los indicadores de la fenología y la relación con los aspectos climáticos se realizó un modelo lineal generalizado (GLM), escogiendo la función logit para datos con distribución binomial ya que la variable respuesta es de tipo binaria (Guisande *et al.* 2011). Finalmente todos los análisis numéricos fueron realizados en el software R v 3.2.2 (2015).

Resultados

Clima local

La precipitación en el área registra una media al año de 2,32 mm/año y un total de 847 mm/año, con un régimen de lluvias bimodal, presentando dos períodos de alta precipitación, entre abril y mayo, y el segundo periodo octubre y noviembre y dos periodos de baja precipitación entre enero y febrero y el segundo julio y agosto (Figura 5). La

temperatura promedio año fue de 13,7 °C, con una variación baja a lo largo del año (0,26 °C).

Características fisicoquímicas del lago

En términos generales el lago se puede clasificar como un ambiente oligotrófico con aguas de baja turbidez, oxigenadas y bajas en nutrientes. Estas características son dadas por su origen, ya que el aporte principal de agua proviene de una mezcla de agua lluvia y potable suministrada por la Empresa de Acueducto de Bogotá. Las variaciones observadas a nivel espacial y temporal no son marcadas, por lo cual a pesar de que su construcción se sectorizó, la masa de agua presenta las mismas características y solo la profundidad es la variable que tiene una clara diferencia entre los sectores por la morfometría del lago. Otras ligeras variaciones como turbidez y sólidos suspendidos corresponden a las microcondiciones generadas por la materia orgánica aportada por vegetación propagada en las zonas C y D.

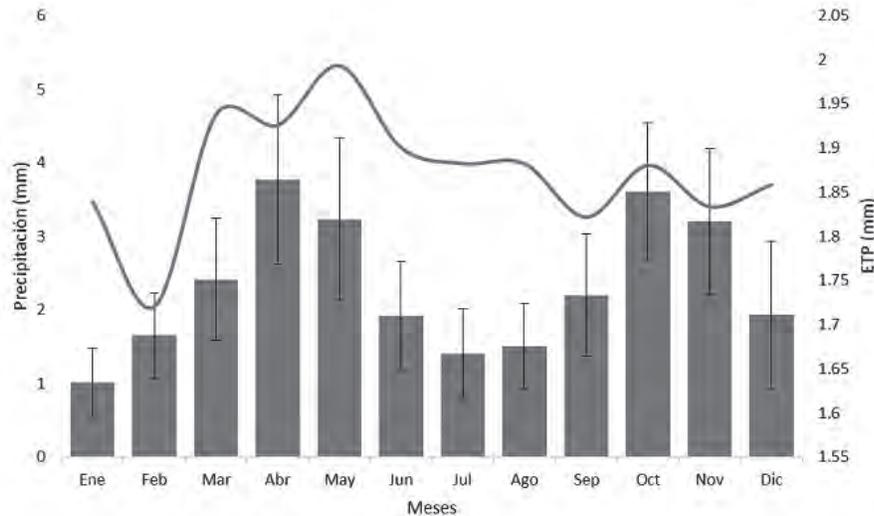


Figura 5. Precipitación diaria mensual multianual y evapotranspiración potencial (ETP), método Thornthwaite diaria mensual (Ideam-estación JBB 1978-2013) ajustados para el lago.

Influencia de las variables fisicoquímicas y climáticas en el incremento en la cobertura

En general, la profundidad se correlacionó significativamente con 10 de las 16 especies evaluadas, siendo fuertes ($> 0,7$) en aquellas sembradas en la técnica de tanque y una en la técnica de cojín. Otras variables ambientales mostraron correlación significativa pero con relaciones débiles ($0,5$) (Tabla 4).

De las 12 variables ambientales evaluadas durante el estudio, siete resultaron significativas ($p < 0,05$) explicando el 75 % de la variación de la cobertura de la vegetación de acuerdo a la técnica evaluada (Figura 6). De acuerdo a la técnica evaluada las variables ambientales ejercen una influencia sobre el éxito de las coberturas de la especie sembrada en el caso del primer y tercer eje, en el cual la profundidad fue la variable que mayor explicó la variación de cobertura para el primer eje, correlacionándose ($-0,86$ $p < 0,05$) con la cobertura de las especies sembradas en la técnica de bolsillo sector tanque (zona C). Las especies sembradas en la técnica tina muestran una correlación positiva con los sólidos suspendidos y negativa con el pH ($0,67$ y $-0,60$ $p < 0,05$ respectivamente).

La explicación particionada de la varianza de las variables fisicoquímicas y climáticas muestra que las primeras explicaron el 66 % de la variación de

la cobertura de la vegetación evaluada, mientras que las climáticas explicaron el 5 %. La profundidad que condicionó la variabilidad biótica mostró una relación inversa con la precipitación local, esta independencia es explicada por que los niveles de agua del lago son regulados a través de agua que ingresa de la Empresa de Acueducto de Bogotá, esto puede explicar la pobre relación entre clima y la cobertura vegetal.

Evaluación de las técnicas por formación vegetal

La técnica de tinas, empleada en el establecimiento de las especies de la formación vegetal de hojas flotantes fue exitosa, manteniéndose la cobertura de los individuos y registrando nuevos rebrotes. El análisis no paramétrico exhibe una mayor sensibilidad para *Ranunculus flagelliformis* como respuesta a las fluctuaciones climáticas comparado con *Marsilea ancylopoda* (Figura 7).

En la formación vegetal de pradera enraizada herbácea, se destacaron las especies *Ludwigia hexapetala* y *L. peploides*, las cuales presentaron un incremento importante en las variables de cobertura y longitud, en cada una de las técnicas y localización ensayadas. Estas exhibieron un incremento de $42 \text{ cm}^2/\text{mes}$ y $45 \text{ cm}^2/\text{mes}$ en cobertura respectivamente, incrementando proporcionalmente en longitud.

Tabla 4. Correlación de la influencia de variables ambientales en el incremento en la cobertura.

| <i>Variable</i> <i>Especie</i> | Profundidad (m) | Turbidez (NTU) | Sólidos Suspendidos (mgL-1) | Nitritos (mgL-1) | Nitratos (mgL-1) | Nitrógeno total (mgL-1) | Fosfatos (mgL-1) | Fosforo total (mgL-1) |
|-----------------------------------|--------------------|-------------------|-----------------------------------|---------------------|---------------------|----------------------------|---------------------|--------------------------|
| <i>B. fischeri</i> | 0,55 | -0,16 | 0,54 | 0,27 | -0,31 | -0,23 | 0,03 | -0,21 |
| <i>B. laevis</i> | -0,51 | -0,13 | -0,04 | -0,12 | -0,24 | 0,43 | -0,23 | 0,09 |
| <i>C. coronopifolia</i> | 0,72 | 0,03 | 0,42 | 0,24 | -0,17 | -0,25 | 0,02 | -0,23 |
| <i>E. montana</i> | -0,75 | -0,22 | -0,07 | -0,07 | 0,1 | -0,06 | 0,29 | 0,02 |
| <i>E. palustris</i> | 0,79 | 0,28 | 0,19 | 0,08 | 0,06 | -0,26 | -0,01 | -0,15 |
| <i>E. bogotensis</i> | -0,68 | -0,08 | -0,14 | -0,11 | 0,25 | -0,08 | 0,52 | 0,15 |
| <i>G. bogotensis</i> | 0,37 | 0,16 | 0,08 | 0,1 | 0,17 | -0,27 | 0,27 | 0,1 |
| <i>H. ranunculoides</i> | -0,41 | -0,23 | 0,17 | 0,15 | -0,07 | -0,26 | 0,21 | -0,26 |
| <i>H. umbellata</i> | 0,35 | 0,18 | -0,25 | 0,06 | 0,24 | -0,11 | -0,06 | 0,08 |
| <i>J. densiflorus</i> | 0,8 | 0,34 | 0,09 | 0,16 | 0,1 | -0,27 | -0,03 | -0,07 |
| <i>J. microcephalus</i> | 0,45 | 0,42 | -0,37 | 0,09 | 0,34 | -0,16 | -0,09 | 0,14 |
| <i>J. ramboi</i> | 0,49 | -0,38 | 0,51 | 0,19 | -0,32 | -0,23 | -0,04 | -0,19 |
| <i>L. hexapetala</i> | -0,55 | -0,05 | -0,32 | -0,11 | 0,27 | 0,07 | -0,27 | 0,28 |
| <i>L. peptoides</i> | 0,04 | 0,22 | -0,13 | 0,21 | 0,19 | -0,29 | -0,14 | -0,04 |
| <i>M. ancylopeda</i> | -0,03 | -0,04 | -0,03 | -0,06 | -0,19 | 0,35 | -0,21 | 0,02 |
| <i>R. flagelliformis</i> | -0,04 | 0 | -0,05 | -0,04 | -0,1 | 0,43 | -0,26 | 0,04 |

Cont. **Tabla 4.** Correlación de la influencia de variables ambientales en el incremento en la cobertura.

| <i>Variable</i> <i>Especie</i> | Oxígeno disuelto (mgL-1) | DQO (mgL-1) | DBO (mgL-1) | pH | Temperatura (°C) | Conductividad (µScm-1) | Precipitación (mm) | Evaporación real (mm) |
|-----------------------------------|--------------------------------|----------------|----------------|-------|---------------------|---------------------------|-----------------------|--------------------------|
| <i>B. fischeri</i> | 0,18 | 0,25 | -0,07 | -0,43 | -0,15 | -0,35 | -0,19 | 0,35 |
| <i>B. laevis</i> | 0,21 | 0,07 | 0,14 | 0,04 | -0,04 | -0,12 | -0,23 | 0,08 |
| <i>C. coronopifolia</i> | 0,02 | 0,23 | -0,08 | -0,36 | -0,07 | -0,26 | -0,13 | 0,36 |
| <i>E. montana</i> | -0,29 | -0,2 | 0,06 | 0 | 0,06 | 0,01 | 0,04 | -0,14 |
| <i>E. palustris</i> | -0,18 | 0,17 | -0,2 | -0,07 | 0,01 | -0,01 | -0,19 | 0,32 |
| <i>E. bogotensis</i> | -0,3 | -0,25 | -0,02 | 0,17 | 0 | 0,15 | 0,14 | -0,3 |
| <i>G. bogotensis</i> | -0,42 | -0,07 | -0,2 | 0,07 | -0,15 | 0,01 | -0,07 | 0,06 |
| <i>H. ranunculoides</i> | -0,09 | -0,1 | 0,15 | -0,36 | 0,11 | -0,14 | -0,11 | 0,19 |
| <i>H. umbellata</i> | -0,22 | -0,16 | -0,02 | 0,19 | 0,14 | 0,2 | 0,46 | -0,32 |
| <i>J. densiflorus</i> | -0,2 | 0,1 | -0,14 | -0,02 | 0,02 | 0,04 | -0,07 | 0,17 |
| <i>J. microcephalus</i> | -0,29 | -0,25 | -0,02 | 0,27 | 0,02 | 0,36 | 0,07 | -0,05 |
| <i>J. ramboi</i> | 0,25 | 0,11 | -0,14 | -0,44 | -0,26 | -0,33 | -0,17 | 0,47 |
| <i>L. hexapetala</i> | -0,56 | -0,23 | 0 | 0,29 | 0,12 | 0,25 | 0,1 | 0,19 |
| <i>L. peplodes</i> | -0,5 | -0,12 | 0,06 | 0,03 | 0,26 | 0,17 | 0,03 | -0,02 |
| <i>M. ancylopoda</i> | 0,5 | 0,14 | 0,14 | 0,01 | -0,06 | -0,05 | -0,03 | -0,02 |
| <i>R. flagelliformis</i> | 0,47 | 0,04 | 0,17 | 0,07 | -0,04 | 0,05 | 0,01 | -0,03 |

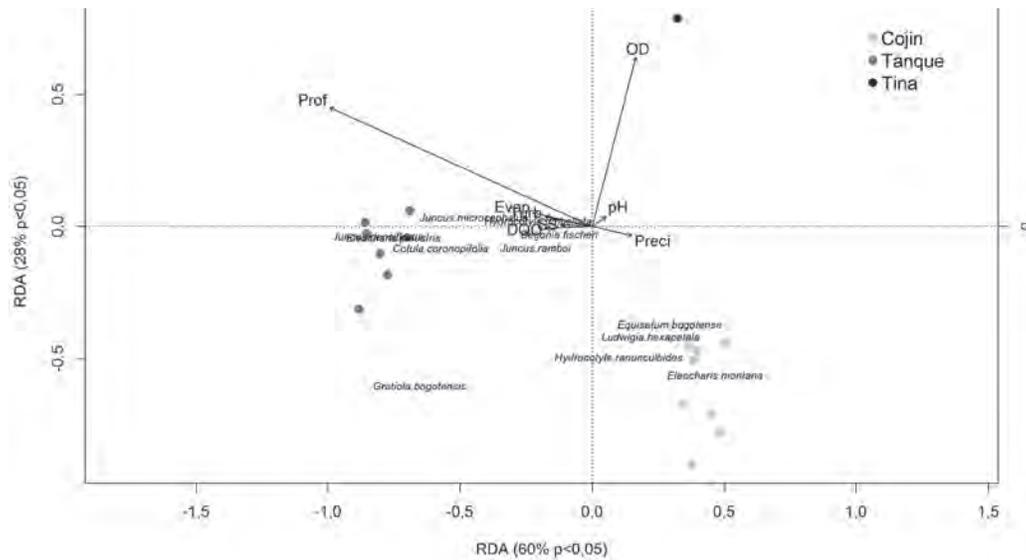


Figura 6. Biplot Análisis de Redundancia Canónico de la relación de las variables ambientales significativas ($p < 0.05$) y la cobertura vegetal de acuerdo a la técnica evaluada representada por los puntos. Prof = Profundidad, OD = oxígeno disuelto, Preci = Precipitación, Evap = Evaporación, DBO = Demanda química de oxígeno 5 días, DQO = Demanda química de oxígeno, SS = Sólidos suspendidos.

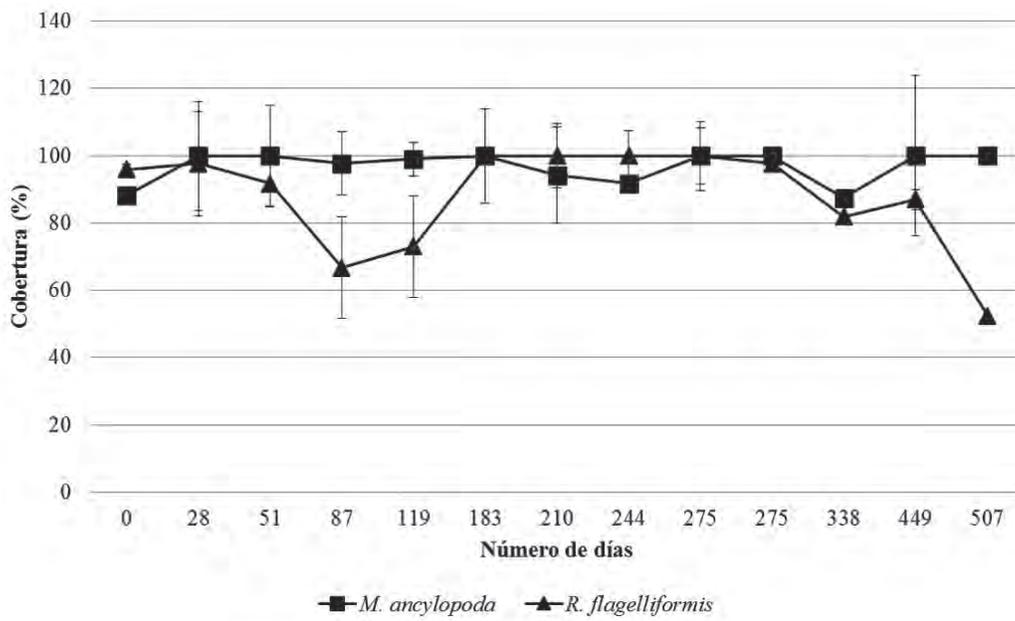


Figura 7. Porcentaje de cobertura de dos especies de hojas flotantes. Los puntos son el promedio de las réplicas, las barras la desviación estándar.

Al igual que la especie *Bidens laevis*, con un incremento de 80 cm²/mes en cobertura y un incremento neto en longitud de 110,3 cm para este sistema, pero que en condiciones naturales reporta un crecimiento más agresivo (Díaz *et al.* 2012) (Figura 8).

La especie *Hydrocotyle ranunculoides* presentó una tendencia negativa en cobertura teniendo en cuenta todas las técnicas y zonas empleadas. Al igual que los individuos de *Cotula coronopifolia*, los cuales disminuyeron su porcentaje de cobertura para la única técnica empleada. Los individuos de *Cotula mexicana* reportan una disminución significativa en el último trimestre, asociada a su ciclo de vida anual, reduciendo su cobertura, sin generar nuevos rebrotes (Figura 9).

Las especies de la formación graminoide *Carex luridiformis* y *Cyperus rufus*, mostraron un incremento promedio para la variable de perímetro basal de 10,35 cm y 28,77 cm mediante el análisis longitudinal, aspecto que corrobora el establecimiento de las especies mediante la técnica de siembra directa. Adicionalmente, la especie *Typha*

latifolia, también perteneciente a esta formación vegetal, ensayada en un sustrato sumergido tinas, presentó un incremento representativo en altura neta de 168,63 cm y perímetro basal 22,54 cm, logrando conformar una cobertura estable, capaz de completar su ciclo fenológico en condiciones *ex situ* (Figura 10). Esta formación vegetal comparada con las tasas reportadas para la formación juncoide, fue inferior, dada la arquitectura de su forma de crecimiento. No obstante, estas especies conformaron amplias coberturas en la colección viva. Sector de la isla. El grupo de las especies juncoide, facilitó la generación de microclimas que favorecían el establecimiento de otras especies como *Hydrocotyle umbellata* e *H. ranunculoides* en la parte basal de las macollas, dado su incremento en perímetro basal mediante la producción de rebrotes. Los registros más exitosos en perímetro basal promedio fueron para las especies *Juncus microcephalus* y *J. effusus* en el sector de la isla 76,56 cm, y 76,38 cm. No obstante, aunque la especie *Schoenoplectus californicus*, registró menores valores en el incremento en perímetro basal 27,60 cm comparado con las especies anteriores, esta fue una especie exitosa que reportó incrementos acordes a la arquitectura de crecimiento (Figura 11).

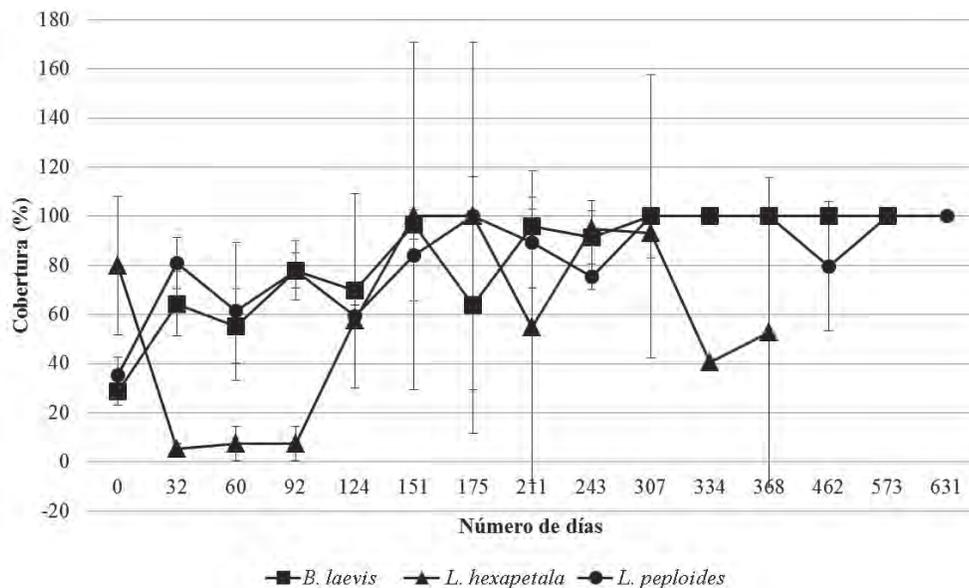


Figura 8. Porcentaje de cobertura de tres especies de formación herbácea, exitosas en la técnica borde-cojín. Los puntos son el promedio de las réplicas y las barras la desviación estándar.

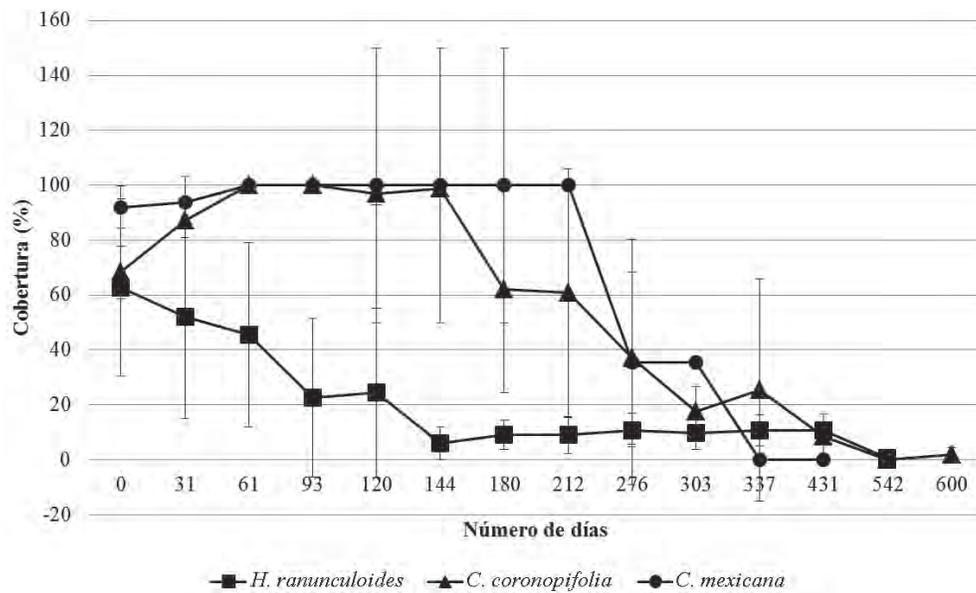


Figura 9. Porcentaje de cobertura para las especies menos exitosas de la formación herbácea. Los puntos son el promedio de las réplicas y las barras la desviación estándar.

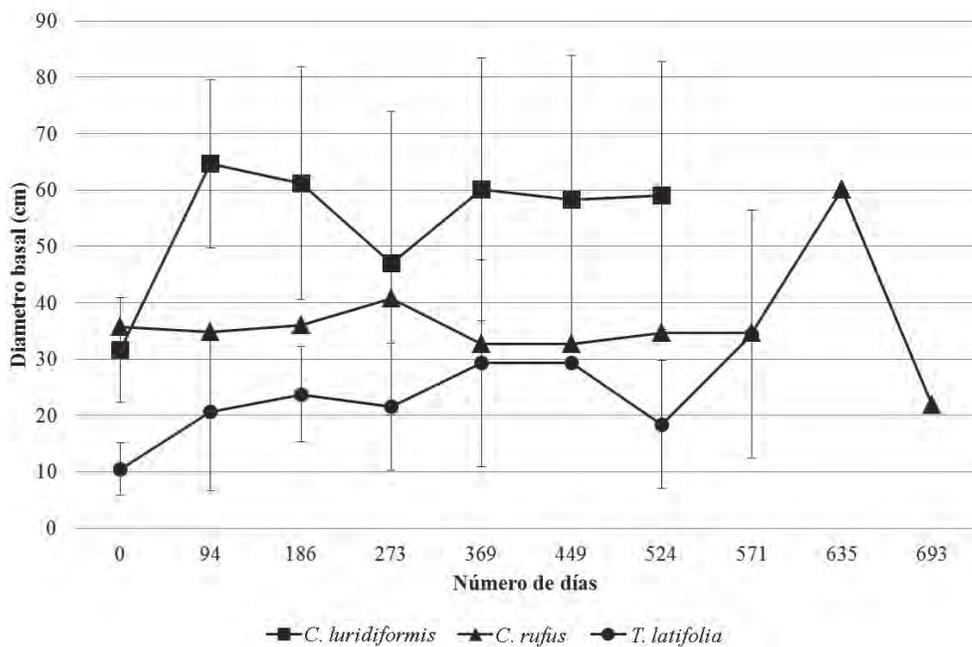


Figura 10. Perímetro basal de las especies de la formación graminoide. Los puntos son el promedio de las réplicas y las barras la desviación estándar.

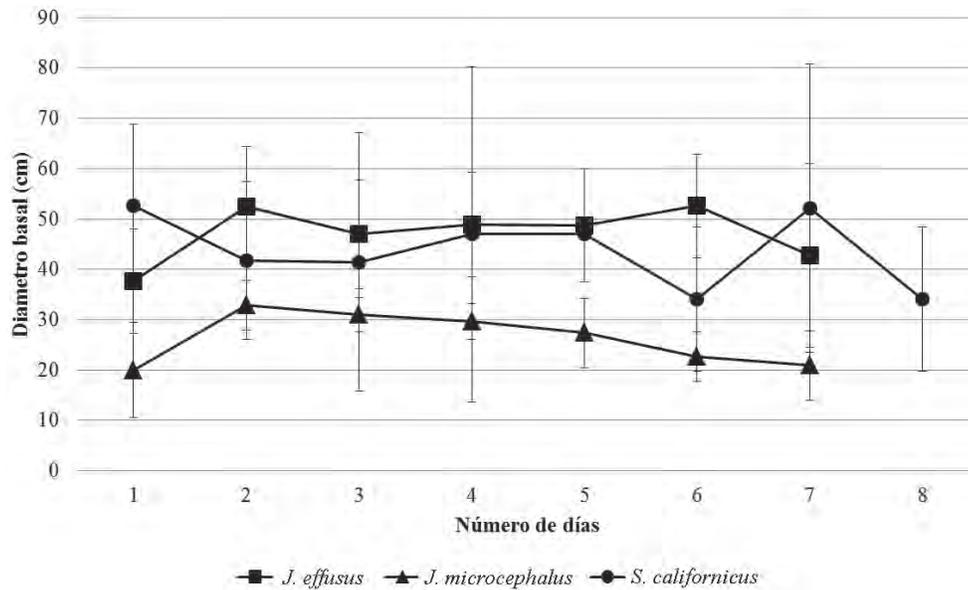


Figura 11. Perímetro basal, para las especies de la formación juncoide. Los puntos son el promedio de las réplicas y las barras la desviación estándar.

Los estados fenológicos botón y flor mostraron que la probabilidad de presentar el evento se incrementa con los periodos de baja o media temperatura y evaporación, esto corresponde a los meses de mayor precipitación marzo hasta mayo y septiembre hasta noviembre, mientras que el fruto y la semilla presentaron mayor probabilidad de encontrarse en los meses de enero, julio y agosto, donde la interacción de temperatura y evaporación aumenta (Tabla 5).

Discusión

En un esfuerzo por identificar los factores abióticos determinantes para el establecimiento de las 25 especies del humedal, se construyó una colección viva *ex situ* en la que se encontró que las especies nativas de humedales con categorías de amenaza, endémicas, de rangos restringidos o que aportan hábitats a la fauna de la Sabana de Bogotá, pueden ser implementadas en sistemas artificiales que buscan representar la biodiversidad de un sistema natural. En este estudio se hace referencia a *establecimiento* cuando una especie es capaz de mantener o incrementar su cobertura independientemente de su parental y desarrollar estrategias de reproducción sexual y/o asexual, de acuerdo con el concepto empleado por

los autores Grubb (1985), Peart (1989), Gardner y Mangel (1999). Se confirmó que, en condiciones de baja disponibilidad de nutrientes, estas especies son capaces de desarrollar estrategias de reproducción, que facilitan su establecimiento; pese a que no todas completaron su ciclo fenológico, se registró una alta persistencia clonal por parte de la mayoría de las especies evaluadas (Grace 1993, Sultan 2001, Dorken y Barret 2004).

La propagación asexual fue una de las tres estrategias que las especies en condiciones *ex situ* exhibieron en sus ciclos fenológicos *L. peploides*, *M. ancylopoda* entre otras. La segunda estrategia fue la producción constante de semillas, como fue el caso de *C. rufus* y *J. effusus* y finalmente, el desarrollo de estructuras sexuales asociadas a las fluctuaciones climáticas del sitio, estrategia que las especies: *Equisetum bogotensis*, *H. ranunculoides*, *Gratiola bogotensis*, *C. coronopifolia* mostraron al producir flores o frutos en periodos de mayor precipitación o en periodos de sequía. En el hábitat natural las estrategias de propagación sexual y asexual por lo general están reguladas por el clima local y los disturbios asociados a los ecosistemas naturales (Schupp 1995, Chaparro 2003, Crowley y McLetchi 2002). En la adecuación de

Tabla 5. Resumen del modelo lineal generalizado (GLM) logístico binario de la relación de presencia o ausencia de estado fenológico con variables ambientales (solo se incluyeron las especies cuyas variables independientes fueron significativas $p < 0,05$). Tmedia=Temperatura promedio, Evap=Evaporación.

| Especie | Estado fenológico | Variable | Pendiente | Desviación estándar | Z | p |
|-------------------------|-------------------|---------------|-----------|---------------------|--------|-----------|
| <i>P. punctata</i> | Botón | Evap. | 5,80E-01 | 2,67E-01 | 2,167 | 0,0303 |
| | | Tmedia: Evap. | -2,54E-02 | 1,27E-02 | -2,004 | 0,045 |
| | | Tmedia | 2,61E+00 | 9,61E-01 | 2,722 | 0,00649 |
| <i>B. laevis</i> | Flor | Evap. | 1,31E+00 | 4,95e-01 | 2,649 | 0,0080 |
| | | Tmedia: Evap. | -6,86E-02 | 2.54E+01 | 2,698 | 0,0069 |
| <i>H. ranunculoides</i> | Flor | Tmedia | 0,8091 | 0,3691 | 2,192 | 0,0284 |
| | | Tmedia:Evap. | -0,021 | 0,009 | -2,395 | 0,0166 |
| <i>C. coronopifolia</i> | Botón | Tmedia | 1,99E+03 | 9,452-01 | 2,108 | 0,0350* |
| | | Evap | 1,06E+03 | 4,93E+02 | 2,156 | 0,0311* |
| | | Tmedia: Evap. | -5,28E+01 | 2,47E-02 | -2,142 | 0,0322* |
| | Fruto | Tmedia | -2,21 | 0,835 | -2.652 | 0,00866** |
| | | Tmedia: Evap. | 0,042 | 0,018 | 2,327 | 0,019* |
| <i>G. bogotensis</i> | Fruto | Evap. | -1,083 | 0,5187 | -2,089 | 0,0367* |
| | | Tmedia: Evap. | 0,04 | 0,024 | 1,99 | 0,0466* |
| <i>E. montana</i> | Semilla | Evap. | -1,73E+00 | 6,46e01 | -2,668 | 0,0076** |
| | | Tmedia: Evap. | 8,00E-02 | 3,06E+01 | 2,619 | 0,0088** |

este sistema acuático artificial también se encontró más eficiente seleccionar especies perennes que pueden llegar a adaptarse, producir rebrotes, y completar su ciclo fenológico, frente al uso de especies anuales que se establecen, producen semillas, pero no mantienen a futuro su cobertura (Pitt y Heady 1978). Es el caso de la especie *C. mexicana* que presentó un ciclo anual (Molau 1988), y se estableció de manera exitosa en un periodo de tiempo de seis meses en el que produjo semilla. Esta condición, sin embargo, no promovió el reclutamiento de nuevos individuos, por lo que fue necesario realizar cosechas y germinaciones en vivero para recuperar así la cobertura.

El estudio confirmó que una colección viva que se crea desde el reconocimiento de la ecología de las

especies a establecer puede alcanzar el equilibrio al lograr reproducirse en un sistema acuático con condiciones diferentes a las naturales y con una dinámica propia que requiere bajo mantenimiento, lo cual lo hace sostenible desde el punto de vista ecológico y económico (Tsimilli *et al.* 1996).

Mediante las asociaciones implementadas en este sistema para reproducir los micro hábitats también se encontró que las plantas anuales, a pesar de tener cortos ciclos de vida, aportan nutrientes en su fase de senescencia al sustrato y, de esta manera, contribuyen al establecimiento de las especies perennes de vida más larga (Grubb 1985, Crawley y May 1987, van der Maarel y Franklin 2013). Este fue el caso de la *Calceolaria mexicana* que mejoró el

establecimiento de los individuos de *Begonia fischeri*. Otros tipos de asociaciones que promovieron dinámicas de autorregulación de este sistema, estuvieron conformadas por especies con altas tasas de crecimiento que en otros ambientes artificiales exhiben un comportamiento altamente competitivo, desplazando especies. Por ejemplo, las especies *Ludwigia hexapétala*, *L. peploides* y *Bidens laevis* (Leck *et al.* 1994, Dandelot *et al.* 2008, Okada *et al.* 2009, Díaz *et al.* 2012). En este caso no mostraron una tendencia agresiva sino que ayudaron a generar un microclima adecuado en la colección viva, favoreciendo el desarrollo de la zona de transición entre el suelo y el espejo de agua. Asimismo, *H. ranunculoides* y *C. coronopifolia* reclutaron nuevos individuos en microclimas establecidos por macollas de *J. effusus*, a pesar de reportar el 100 % de mortalidad con las técnicas empleadas para su establecimiento cojín. Las asociaciones, sin embargo, deben ser controladas en función de la selección de especies y sus características *in situ*; la no intervención o control puede estimular el comportamiento invasor y alterar el establecimiento de las demás especies. Adicionalmente el comportamiento equilibrado de algunas especies, puede evidenciar que su comportamiento invasor está asociado a condiciones alteradas (Rial 2013).

El estudio encontró que la profundidad condicionó el éxito de la conservación *ex situ* de este ensayo, así como lo mencionan Brownlow *et al.* (1994), Brock y Casanova (1997), Casanova y Brock (2000), van Geest *et al.* (2005). En un sistema natural, la fluctuación del nivel del agua es cíclica en tanto está en función del clima; los cambios de profundidad influyen de manera específica en cada micrositio, que a su vez está definido por la topografía (Schmidt-Mumm 1998, Roy *et al.* 1999, Deegan *et al.* 2007, Hernández-R y Rangel-Ch 2009, Rauling *et al.* 2010). En el lago se exhibieron fluctuaciones periódicas asociadas al clima local, pero las técnicas empleadas no garantizaron los niveles mínimos de agua requeridos por las especies. Aunque éstas presentaron diferentes estrategias reproductivas y de plasticidad fenotípica para mantener su cobertura, es necesario mejorar las técnicas garantizando un nivel mínimo del agua durante los períodos de sequía. La vegetación del humedal responde a diferencias en el

régimen hídrico local y las características espaciales que cada micrositio presenta, estas condiciones limitantes se presentan tanto en ecosistemas naturales como en sistemas artificiales (Smith 1997, Schmidt-Mumm 1998, Roy *et al.* 1999, Leck *et al.* 2000, van Geest *et al.* 2005, Raulings *et al.* 2010).

Las cuatro técnicas implementadas en el estudio se diseñaron a partir de observaciones de los micrositos en el hábitat natural de las especies seleccionadas; este criterio, sin embargo, no se integró con la topografía del lago, lo cual pudo influenciar la capacidad de campo o contenido de agua capaz de retener el suelo en cada técnica, aspecto que se evidenció en la disminución de coberturas en el sistema. Como respuesta a este inconveniente, el estudio da las bases para el desarrollo de un modelo hídrico en el que se establece el volumen mínimo de entrada de agua que debería mantener el sistema artificial para garantizar la supervivencia de los individuos. Por otra parte, la colección estuvo sometida a ciclos climáticos intensificados por el fenómeno de El Niño (Ideam 2014) durante el periodo de monitoreo, por consiguiente, las técnicas estuvieron expuestas a periodos de baja precipitación y esto afectó el crecimiento de las especies.

La técnica de siembra directa no fue eficiente debido a la ausencia de la transición tierra-agua, lo que no permitió generar el gradiente de diferentes rangos de profundidad a las formaciones vegetales empleadas y en consecuencia, las saturaciones de agua en el sustrato necesarias para cada especie. Asimismo, esta técnica es más sensible a las condiciones del clima local, por lo que debe ser constantemente intervenida con riego en periodos de menor precipitación. El diseño de esta técnica debe adecuarse a la topografía del borde del cuerpo de agua del sistema artificial, para asemejarse más a los ambientes naturales.

Las técnicas con sustratos sumergidos (tanques y tinas) fueron eficientes pese a que la lectura de la batimetría no contempló medidas de contingencia ante las extremas reducciones del nivel de agua. Para la técnica de tina, las coberturas de la mayoría de especies se mantuvieron: su diseño fue menos susceptible a las fluctuaciones del nivel del agua y las especies ensayadas lograron establecerse y desarrollar

estructuras sexuales para completar a futuro su ciclo fenológico. Si bien estas fluctuaciones en el nivel de agua generan una disminución en la cobertura de *M. ancylopoda*, favorecen el desarrollo de estructuras reproductivas, tal como se reporta para plantas de este género (Schmidt-Mumm 1998, Bañares *et al.* 2004, 2010). La técnica de tanque diseñada en el sector de mayor profundidad del lago fue menos eficiente en garantizar un sustrato saturado con agua. En los periodos de baja precipitación, donde el nivel del agua disminuyó, los bolsillos quedaron expuestos a la superficie e impidieron el acceso de agua al sustrato, lo cual generó estrés hídrico en las especies que presentaron reducción de la cobertura y producción de nuevos rebrotes. En la técnica de cojín, la mitad del sustrato quedó expuesto a las fluctuaciones intensas del clima y en periodos de sequía la mortalidad de las especies establecidas en los cojines, fue más alta que para las otras técnicas de sustrato sumergido.

Las especies *J. densiflorus*, *E. montana* y *E. bogotensis*, que lograron adaptarse a esta técnica, comparten formas de crecimiento en macollas que permitieron saturar el sustrato al empujar el cojín hacia el fondo del cuerpo de agua; aquellas que disminuyeron su cobertura presentan formas de crecimiento con biomasa reducida, que dejaron al cojín por encima del nivel del agua e hicieron al sustrato dependiente de los periodos de precipitación.

En futuros estudios las técnicas de establecimiento para la conservación *ex situ* de una colección acuática viva, se deben integrar en su diseño estrategias que aseguren un sustrato saturado de agua, a partir del conocimiento de la batimetría y la topografía del borde del cuerpo de agua. Se deberán establecer variables de monitoreo y seguimiento de las especies seleccionadas acordes con las formas de crecimiento y la ecología de las especies.

La construcción de una colección viva en la que se reconoce la ecología de la especie no solo se logra por medio de asociaciones, también debe tener en cuenta los factores abióticos a simular que fueron el objetivo principal del monitoreo. En lo concerniente al crecimiento de las formaciones vegetales de este sistema, se encontró que la naturaleza físico

química del agua pasa a un segundo plano frente a la variable de profundidad. Las especies seleccionadas crecieron en un ambiente oligotrófico con mínimas concentraciones de nutrientes, es decir, que la calidad del agua no influyó en el establecimiento, pero las reducciones más extremas en su nivel reportaron el menor crecimiento y una mayor mortalidad.

En este estudio, las especies de carácter endémico constituyeron una muestra reducida para los ensayos a realizar en el Jardín, por lo que se propuso una medición donde las variables a monitorear se determinaron a partir de mediciones no destructivas, según la arquitectura y la forma de crecimiento de las especies. Se sugiere incluir a futuro, cálculos de biomasa sin afectar la cantidad de la muestra (Etienne 1989), pues esto favorecería la construcción de un indicador que facilite la comparación de las tasas de crecimiento de las diferentes formaciones vegetales.

Comprender que el nivel del agua es un factor determinante en la dinámica de un ecosistema *ex situ*, fortalece los esfuerzos de investigaciones enfocadas en la ecología de las colecciones acuáticas *ex situ* como un referente para hablar de conservación. Pese a que este estudio solo estuvo dirigido a los humedales de Bogotá, los resultados obtenidos pueden ser extrapolados a otros sistemas acuáticos que busquen ser replicados en colecciones vivas, jardines botánicos y sistemas comerciales. A futuro queda la tarea de seguir monitoreando las dinámicas *ex situ* y continuar el aprendizaje sobre los tiempos de adaptación de las especies según su fenología en un ambiente artificial, para que el campo de la conservación *ex situ* pueda beneficiar el mantenimiento de especies en amenaza de otros ecosistemas acuáticos (Santamaría 2002, Bornette y Puijalón 2011).

Agradecimientos

Al Jardín Botánico José Celestino Mutis por apoyar el desarrollo de este estudio en sus instalaciones, a Andrea Silva, Lizeth Castellanos y al personal de jardineiros del Jardín Botánico por su colaboración en el monitoreo y registro de las variables ambientales. Y a los evaluadores anónimos por los aportes al documento.

Bibliografía

- Anderson, M. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26: 32-46.
- Andrade, G. I. 2015 Introducción. Pp. IX. *En*: Jaramillo, U., J. Cortes-Duque y C. Flórez (Eds.). 2015. Colombia anfibia. Un país de humedales. Volumen 1. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D.C., Colombia. 140 pp.
- Bañares, Á., G. Blanca, J. Güemes, J. C. Moreno y S. Ortiz (Eds.). 2004. Atlas del libro rojo de la flora vascular amenazada de España. Dirección General para la Biodiversidad, Publicaciones del OAPN. Madrid, España. 1069 pp.
- Bañares, Á., G. Blanca, J. Güemes, J. C. Moreno y S. Ortiz (Eds.). 2010. Atlas del libro rojo de la flora vascular amenazada de España. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal (Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino). Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas. Madrid, España. 170 pp.
- Bornette, G. y S. Puijalon. 2011. Response of aquatic plants to abiotic factors: a review. *Aquatic Sciences* 73 (1): 1-14.
- Brix, H. 1987. Treatment of Wastewater in the Rhizosphere of Wetland Plants. The Root Zone Method. *Water Science Technology* 19: 107-118.
- Brock, M. A. y M. T. Casanova. 1997. Plant life at the edge of wetlands: ecological responses to wetting and drying patterns. Pp. 181-192. *En*: Klomp, N. e I. Lunt (Eds.). *Frontiers in Ecology: Building the Links*.
- Brownlow, M. D., A. D. Sparrow y G. G. Ganf. 1994. Classification of water regimes in systems of fluctuating water level. *Marine and Freshwater Research* 45 (8): 1375-1385.
- Caffrey, J. M., P. Barrett, M. Ferreira, I. S. Moreira, K. J. Murphy y P. M. Wade (Eds.). 1999. Biology, Ecology and Management of Aquatic Plants. *Hydrobiology* 415: v-viii.
- Calvachi, B. 2002. Una mirada regional. La biodiversidad bogotana. *Revista La Tadeo* 67: 89-98.
- Cárdenas, D., N. Castaño y J. Cárdenas. 2010. Análisis de riesgo de especies de plantas introducidas para Colombia. Pp. 51-71. *En*: Baptiste, M. P., N. Castaño., D. Cárdenas., F. P. Gutiérrez., D. L. Gil y C. A. Lasso (Eds.). Análisis de riesgo y propuesta de categorización de especies introducidas para Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia.
- Casanova, M. T. y M. A. Brock. 2000. How do depth, duration and frequency of flooding influence the establishment of wetland plant communities? *Plant Ecology* 147: 237-250.
- Chaparro, R. B. 2003. Reseña de la vegetación en los humedales de la Sabana de Bogotá. Pp. 71-90. *En*: Los humedales de Bogotá y la Sabana. Vol. I. Acueducto de Bogotá-Conservación Internacional-Colombia.
- Crawley, M. J. y R. M. May 1987. Population dynamics and community structure: competition between annuals and perennial. *Journals of Theoretical Biology* 125 (4): 475-489
- Crowley, P. H. y D. N. McLetchie. 2002. Trade-offs and spatial life-history strategies in classical metapopulations, *American Naturalist* 159: 190-208.
- Dandelot, S., C. Robles, N. Pech, A. Cazaubon y R. Verlaque. 2008. Allelopathic potential of two invasive alien *Ludwigia* spp. *Aquatic Botany* 88 (4): 311-316.
- Deegan, B. M., S. D. White y G. G. Ganf. 2007. The influence of water level fluctuations on the growth of four emergent macrophyte species. *Aquatic Botany* 86 (4): 309-315.
- Díaz, A. M., J. E. Díaz y O. Vargas (Eds.). 2012. Catálogo de plantas invasoras de los humedales de Bogotá. Grupo de Restauración Ecológica de la Universidad Nacional de Colombia y Secretaría Distrital de Ambiente. Bogotá, D.C., Colombia. 248 pp.
- Dorken, M. E. y S. C. Barrett 2004. Phenotypic plasticity of vegetative and reproductive traits in monoecious and dioecious populations of *Sagittaria latifolia* (Alismataceae): a clonal aquatic plant. *Journal of Ecology* 92 (1): 32-44.
- Engelhardt, A. K. y M. E. Ritchie. 2001. Effects of macrophyte species richness on wetland ecosystem functioning and services. *Nature* 411: 687-689
- Etienne, M. 1989. Non destructive methods for evaluating shrub biomass: a review. *Acta Oecológica* 10 (2): 115-128.
- Franco, L. 2012. Los humedales altoandinos y su importancia como ecosistemas estratégicos. Pp. 192. *En*: Guzmán A. Plantas de los humedales de Bogotá y del Valle de Ubaté. Fundación Humedales. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Fondo Hugo Vries (Amsterdam). Bogotá, Colombia.
- Gardner, S. N. y M. Mangel. 1999. Modeling investments in seeds, clonal offspring, and translocation in a clonal plant. *Ecology* 80 (4): 1202-1220.
- Gibbs, J. 2000. Wetlands loss and biodiversity conservation. *Conservation Biology* 14: 314-317.

- Gibbons, J. 2003. Terrestrial habitat: a vital component for herpetofauna of isolated wetlands. *Wetlands* 23 (3): 630-635.
- Grace, J. B. 1993. The adaptive significance of clonal reproduction in angiosperms: an aquatic perspective. *Aquatic Botany* 44: 159- 180
- Grubb, P. J., D. Kelly y J. Mitchley. 1982. The control of relative abundance in communities of herbaceous plants. Pp. 79-97. *En: The Plant Community as a Working Mechanism* (Ed.). E. I. Newman, Special publications series of the British Ecological Society.
- Grubb, P. J. 1985. Plant population and vegetation in relation to habitat, disturbances and competition: problems of generalization. Pp. 637-666. *En: Hogeweg, P., B. Hesper, C. P. van Schaik y W.G. Beefink. The Population Structure of Vegetation*, Junk, The Hague. Kluwer Academic Publishers.
- Guzmán, R. A. 2012. Plantas de los humedales de Bogotá y del Valle de Ubaté. Fundación Humedales, Instituto de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Fondo Hugo de Vries (Amsterdam). Bogotá D. C., Colombia. 192 pp.
- Guisande, C., A. Barreiro y A. Vaamonde. 2011. Tratamiento de datos con R. Statistical y SPSS. 1a Ed. España: Editorial Díaz de Santos S. A. 996 pp.
- Hernández, R. y J. O. Rangel-Ch, 2009. La vegetación del humedal de Jaboque (Bogotá, D.C.). *Caldasia* 31 (2): 355-379.
- Ideam (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales). 2014. Plan Nacional de Contingencia para enfrentar el Fenómeno del Niño 2014-2015, Colombia.
- Jaramillo, U., J. Cortés-Duque y C. Flórez (Eds.). 2015. Colombia anfibia. Un país de humedales. Volumen 1. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D.C., Colombia. 140 pp.
- Leal, L. y D. Biondi. 2006. Potencial ornamental de especies nativas. *Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal, Garça* 4 (8): 1-16.
- Leck, M. A., C. C. Baskin y J. M. Baskin 1994. Germination ecology of *Bidens laevis* (Asteraceae) from a tidal freshwater wetland. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 121 (3): 230-239.
- Legendre, P. y L. Legendre. 2012. Numerical ecology. 3rd. Amsterdam: Editorial Elsevier. 1006 pp.
- Martínez-Peña, M. L. 2013. Diseños de rehabilitación de la vegetación de humedal a realizar en el lago del Jardín Botánico de Bogotá. Informe técnico. Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis. Bogotá, D. C., Colombia. 31 pp.
- Martínez-Peña, M. L., V. I. Jaimes Sánchez 2015. Guía de plantas acuáticas del Jardín de humedales. Colección Mora Osejo. Serie Colecciones Vivas I. ardn Botánico de Bogotá José Celestino Mutis. Bogotá, D. C., Colombia. 126 pp.
- Millenium Ecosystem Assesment (MEA). 2005. Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis. Island Press Washington, D.C. 137 pp.
- Morales-Rozo, A. y S. De La Zerda. 2004. Caracterización y uso de hábitat del cucarachero de pantano *Cistothorus apolinari* (Troglodytidae) en humedales de la cordillera Oriental de Colombia. *Ornitología Colombiana* 2: 4-18.
- Molau, U. 1988. Scrophulariaceae-Part I Calceolariaceae. *Flora Neotropica, Monograph* 47: i-326
- Ministerio del Medio Ambiente. 2002. Política Nacional para Humedales Interiores de Colombia. Estrategias para su conservación y uso sostenible. Bogotá, D. C., Colombia. 67 pp.
- Mitsch, J. W. y G. J. Gosselink. 2007. Wetlands. John Wiley & Sons. EEUU. 582 pp.
- Moulder, M., K. Havens, E. Gerrant y D. Falk. 2004. *Ex situ* methods: a vital but underused set of conservation resources. *Ex Situ Plant Conservation: Supporting Species Survival in the Wild*, Washington D.C. 20 pp.
- Moreira, I., T. Ferreira, A. Monteiro, L. Catarino y T. Vasconcelos, 1999. Aquatic weeds and their management in Portugal: insights and the international context. *Hydrobiologia* 415: 229-234.
- Naranjo, G. L., G. Andrade y E. Ponce de León. 1999. Humedales interiores de Colombia: bases técnicas para su conservación y uso sostenible. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Ministerio del Medio Ambiente. Bogotá, D. C., Colombia. 79 pp.
- Naranjo, G. L., A. Aparicio y P. Falk. 2006. Important areas for waterbirds on the Pacific coast of Colombia. Pp. 181-182. *En: Boere, G. C., C. A. Galbraith y D. A. Stroud* (Eds.). *Waterbirds around the world*. TSO Scotland Ltd. Edinburgh.
- Okada, M., B. J. Grewell y M. Jasieniuk, 2009. Clonal spread of invasive *Ludwigia hexapetala* and *L. grandiflora* in freshwater wetlands of California. *Aquatic Botany* 91 (3): 123-129.
- Osbahr, K. y N. C. Gómez. 2011. Abundancia, uso de hábitat y comportamiento de la tingua moteada (*Gallinula melanops bogotensis* Chapman 1914) en el humedal Guaymaral (Bogotá, Colombia). *Revista UDCA. Actualidad y Divulgación Científica* 14 (1): 81 – 91.
- Peart, D. R. 1989. Species Interactions in a Successional Grassland. I. Seed Rain and Seedling Recruitment. *Journal of Ecology* 77 (1): 236-251.

- Peet, R. K. 1992. Community structure and ecosystem function. Pp. 103-151. *En*: Glenn-Lewin, D. C., R. K. Peet y T. T. Veblen. Plant succession: theory and prediction (Vol. 11). Springer Science y Business Media.
- Pitt, M. D. y H. F. Heady. 1978. Responses of annual vegetation to temperature and rainfall patterns in northern California. *Ecology* 59 (2): 336-350.
- Rangel-Ch., J. O. y J. Aguirre. 1983. Comunidades acuáticas alto-andinas I: vegetación sumergida y de ribera en el Lago de Tota, Boyacá, Colombia. *Caldasia* 13: 719-742.
- Rangel-Ch., J. O. 2003. El antiguo Lago de la Sabana de Bogotá, su vegetación y flora en el tiempo. Pp: 53-70. *En*: Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá. Conservación Internacional Colombia (Eds.) Los humedales de Bogotá y la Sabana. Acueducto de Bogotá, D.C.
- R Core Team. 2015. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Raulings, E. J., K. Morris, M. C. Roache, y P. I. Boon. 2010. The importance of water regimes operating at small spatial scales for the diversity and structure of wetland vegetation. *Freshwater Biology* 55 (3): 701-715.
- Rial, B. A. 2000. Aspectos cualitativos de la zonación y estratificación de comunidades de plantas acuáticas en un humedal de los Llanos de Venezuela. *Memoria de la Fundación La Salle de Ciencias Naturales* 60 (153): 69-85.
- Rial, A. 2013. Plantas acuáticas: aspectos sobre su distribución geográfica, condición de maleza y usos. *Biota Colombiana* 14 (2): 79-91.
- Robinson, N. 2004. *Planting Design Handbook*. Abingdon, Oxon, GBR: Ashgate Publishing Group. Burlington. 352 pp.
- Roy, V., P. Bernier, A. P. Plamondon y J. C. Ruel. 1999. Effect of drainage and microtopography in forested wetlands on the microenvironment and growth of planted black spruce seedlings. *Canadian Journal of Forest Research* 29 (5): 563-574.
- Rodríguez, J. V. (Ed). 2000. Protocolo general para el desarrollo de actividades de revegetación en los humedales bogotanos. Informe Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá y Conservación Internacional Colombia. Bogotá. D.C., Colombia. 151 pp.
- Santamaría, L. 2002. Why are most aquatic plants widely distributed? Dispersal, clonal growth and small-scale heterogeneity in a stressful environment. *Acta Oecologica* 23 (3): 137-154.
- Schupp, E. W. 1995. Seed-seedling conflicts, habitat choice, and patterns of plant recruitment. *American Journal of Botany* 82: 399-409.
- Smith; V. 1997. Microtopographic heterogeneity and floristic diversity in experimental wetland communities. *Journal of Ecology* 85:71-82.
- Schmidt-Mumm, U. 1998. Vegetación acuática y palustre de la Sabana de Bogotá y plano del río Ubaté: ecología y taxonomía de la flora acuática y semiacuática. Trabajo de grado. Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología. Bogotá, D.C., Colombia. 193 pp.
- Sultan, S. E. 2001. Phenotypic plasticity for fitness components in *Polygonum* species of contrasting ecological breadth. *Ecology* 82 (2): 328-343.
- Tsimilli, M., G. H. J. Kruger y R. J. Strasser. 1996. About the perpetual state changes in plants approaching harmony with their environment. *Archives des Sciences* 49 (3): 173-203.
- Uribe A. 2012. Diseño técnico del sistema humedal artificial para la adecuación del lago Jardín Botánico de Bogotá "José Celestino Mutis". Informe técnico. Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis. Bogotá D. C. 21 pp.
- van der Hammen, T., F. G. Stiles, L. Rosselli, M. L. Chisacá, G. Camargo, G. Guillot y D. Rivera. 2008. Protocolo de recuperación y rehabilitación ecológica de humedales en centros urbanos. Secretaria Distrital de Ambiente, Bogotá, D. C., Colombia. 296 pp.
- van der Maarel, E. y J. Franklin. 2013. Vegetation ecology: historical notes and outline. *Vegetation Ecology* 2:1-27.
- Van Geest, G. J., H. Coops, R. M. M. Roijackers, A. D. Buijse y M. Scheffer. 2005. Succession of aquatic vegetation driven by reduced water-level fluctuations in floodplain lakes. *Journal of Applied Ecology* 42 (2): 251-260.
- Wissinger, S. 1999. Ecology of wetland invertebrates. Synthesis and application for conservation and management. Pp. 1043-1086. *En*: Batzer, D., R. Rader y S. Wissinger (Eds.). Invertebrates in freshwaters wetland of North America: Ecology and management. John Wiley & Sons, Inc. EEUU.
- Woodward, R. T y W. Yong-Suhk. 2001. The economic value of wetland service: a meta-analysis. *Ecological Economics* 37: 257-270.
- Zuur, A., E. Ieno y G. Smith. 2007. Analyzing ecological data. Springer. EEUU. 671 pp.

Lina Marcela Camelo-Mendoza
Jardín Botánico José Celestino Mutis
lmcamelom@gmail.com

Myriam Liliana Martínez-Peña
Jardín Botánico José Celestino Mutis
li.martinezzz@gmail.com

Hernando Ovalle-Serrano
Jardín Botánico José Celestino Mutis
dracontos@gmail.com

Vilma Isabel Jaimes
Jardín Botánico José Celestino Mutis
vjaimes.s@gmail.com

Conservación *ex situ* de la vegetación acuática de humedales de la sabana de Bogotá

Cítese como: Camelo-Mendoza, L. M., M. L. Martínez-Peña, H. Ovalle-Serrano y V. I. Jaimes. 2016. Conservación *ex situ* de la vegetación acuática de humedales de la sabana de Bogotá. *Biota Colombiana* 17 (Suplemento 1 - Humedales): 3-26. DOI: 10.21068/c2016s01a01

Recibido: 7 de octubre de 2015
Aprobado: 23 de mayo de 2016

Comunidad de peces de la ciénaga de Paredes, Magdalena medio, Santander (Colombia) y su asociación con variables espacio temporales y ambientales

The fish community of the Paredes floodplain lake, Magdalena medio (Santander) and its association with spacio-temporal and environmental variables

Beatriz H. Mojica-Figueroa y John J. Díaz-Olarte

Resumen

Entre febrero y diciembre de 2011 se estudió la comunidad de peces de la ciénaga de Paredes, a través de cuatro muestreos, en periodos climáticamente contrastantes y tres ambientes: estación 1, correspondiente a la boca de entrada del caño Peruétano (BCP); estación 2, centro de la ciénaga (CC) y la estación 3, desembocadura de la quebrada la Gómez (DQG). Se capturaron 762 individuos, pertenecientes a los órdenes Characiformes (67 %), Siluriformes (28 %), Perciformes (4 %) y el 1 % restante a Gymnotiformes y Myliobatiformes. Se obtuvo registro de 29 especies, de las cuales, *Prochilodus magdalenae*, *Ageneiosus pardalis*, *Curimata mivartii*, *Ctenolucius hujeta*, *Cyphocharax magdalenae* y *Hoplias malabaricus*, fueron las más abundantes y frecuentes. Se estableció que los cambios en la conformación de las asociaciones fueron más evidentes entre periodos climáticos que entre ambientes. A partir de un análisis multivariado de Correspondencia Canónica (ACC), se mostró que la temperatura, la profundidad, la turbiedad y la demanda química de oxígeno (DQO) son las variables físico-químicas que mejor explican la relación entre las características ambientales de la ciénaga y las asociaciones de especies.

Palabras clave. Asociación de peces. Cuenca Magdalena-Cauca. Humedales. Temporalidad. Variables físico-químicas.

Abstract

Between february and december of 2011 the fish communities of the ciénaga de Paredes, were studied by four samples in periods contrasting climates, station 1, corresponding to the inlet of the pipe Peruétano (BCP), station 2, Swamp Center (CC) and station 3, the mouth of the creek Gómez (DQG). They were captured 762 individuals, the 67%, 28%, and 4% corresponded to the orders Characiformes, Siluriformes and Perciformes respectively, the remaining 1% corresponds to the orders of Gymnotiformes and Myliobatiformes. It was found 29 species, of which, *Prochilodus magdalenae*, *Ageneiosus pardalis*, *Curimata mivartii*, *Ctenolucius hujeta*, *Cyphocharax magdalenae* and *Hoplias malabaricus* were the most dominant (abundant and frequent). It was established that changes in the conformation of the associations of fishes were evident between climatic periods between environments. From multivariate Canonical Correspondence Analysis (CCA), temperature, depth, turbidity and DQO are the physical and chemical variables that best explain the relationship between the environmental characteristics of the swamp and species associations.

Key words. Fish assemblage. Magdalena-Cauca basin. Physico-chemical variables. Temporal variation. Wetlands lake.

Introducción

Colombia presenta cerca de 20.252.500 hectáreas de humedales (17,48% de su territorio continental) representados en un 52 % (Naranjo *et al.* 1999), las cuales se localizan principalmente en la cuenca del Magdalena y con mayor proporción en su zona media.

Las ciénagas presentes en los planos de inundación de los ríos son consideradas como ambientes que ofrecen alimento y protección a las especies de peces, en especial en los periodos de desarrollo inicial durante la ontogenia (Welcomme 1985, Jiménez-Segura 2007). El área de vida de algunas especies está definida por los límites físicos y químicos de estos ambientes lénticos, dentro de los cuales sus individuos se alimentan, crecen y se reproducen (Lucas y Baras 2001). Para otras, estos ambientes son parte de los hábitats que conforman el circuito que recorren de forma cíclica (Petreire 1985, Lowe-McConnell 1987, Valderrama y Zárate 1989).

Las asociaciones de especies de peces en los ríos tropicales se ven sometidas a cambios en su estructura, debido a que en dichos sistemas se presentan fuertes variaciones en el nivel del agua, asociadas con el régimen pluvial (Welcomme 1979, Junk *et al.* 1989, Bayley 1996). El incremento en el nivel de los ríos provoca su desborde hacía las áreas laterales, restableciendo la conexión entre los humedales presentes en su plano lateral y el cauce principal del río. Esta condición, ocurre de manera periódica, activa el intercambio de organismos entre estos ambientes, potenciando cambios evidentes en la conformación de sus asociaciones de especies y en su estructura trófica (Barthem y Goulding 1997). La reducción en la conexión entre estos sistemas es una de las causas del cambio de las comunidades de peces presentes en ellos y, en consecuencia, de su productividad (Welcomme 1979).

Los recursos naturales que tienen las ciénagas son esenciales para la subsistencia, la seguridad y el patrimonio cultural de las comunidades ribereñas. La ictiofauna constituye uno de estos recursos de gran importancia tanto ecológica como social, por lo que representa un alto valor ambiental. Con el fin

de caracterizar este grupo y determinar la influencia de la estacionalidad climática y la heterogeneidad espacial sobre la conformación de las asociaciones de especies durante el ciclo anual del 2011, estos resultados contribuirán al conocimiento de este recurso y de igual manera servirán de insumo para generar estrategias de conservación y uso sostenible en la ciénaga de Paredes.

Material y métodos

Área de estudio

La ciénaga de Paredes pertenece al valle medio de la cuenca del río Magdalena (García y Dister 1990). Está localizada entre los municipios de Puerto Wilches y Sabana de Torres al noreste del departamento de Santander, aproximadamente a 7°26' N y 73°45' O, a una altura de 75 m s.n.m.

Tiene un área aproximada de 1.431 hectáreas y es considerada como un cuerpo cenagoso de segundo orden, pues el río efluente es un tributario del río principal, en este caso el río Magdalena (Arias 1985). Su principal canal de abastecimiento es la quebrada La Gómez, la cual se encuentra conectada al río Lebrija por el caño Peruétano, con una profundidad máxima de 3,84 m, media de 2,79 m y mínima 1,13 m para el mes de noviembre (Riviera 2012) (Figura 1). Presenta una profundidad promedio de 4 m aproximadamente en época de aguas altas y cerca de los 0,9 m en los meses de diciembre a marzo (Castelblanco-Martínez *et al.* 2005).

La ciénaga de Paredes es un cuerpo de agua que pertenece a un bosque seco Tropical (bs-T). La pluviosidad presenta un ciclo bimodal definido que alcanza los 3000 mm anuales, con valores máximos finalizando los meses de mayo y noviembre, y mínimos de diciembre a febrero (Arias 1985, García y Dister 1990).

Diseño de muestreo

El trabajo de campo se realizó en cuatro muestreos en temporadas pluviométricamente contrastantes; durante el año 2011 en los meses de febrero (aguas

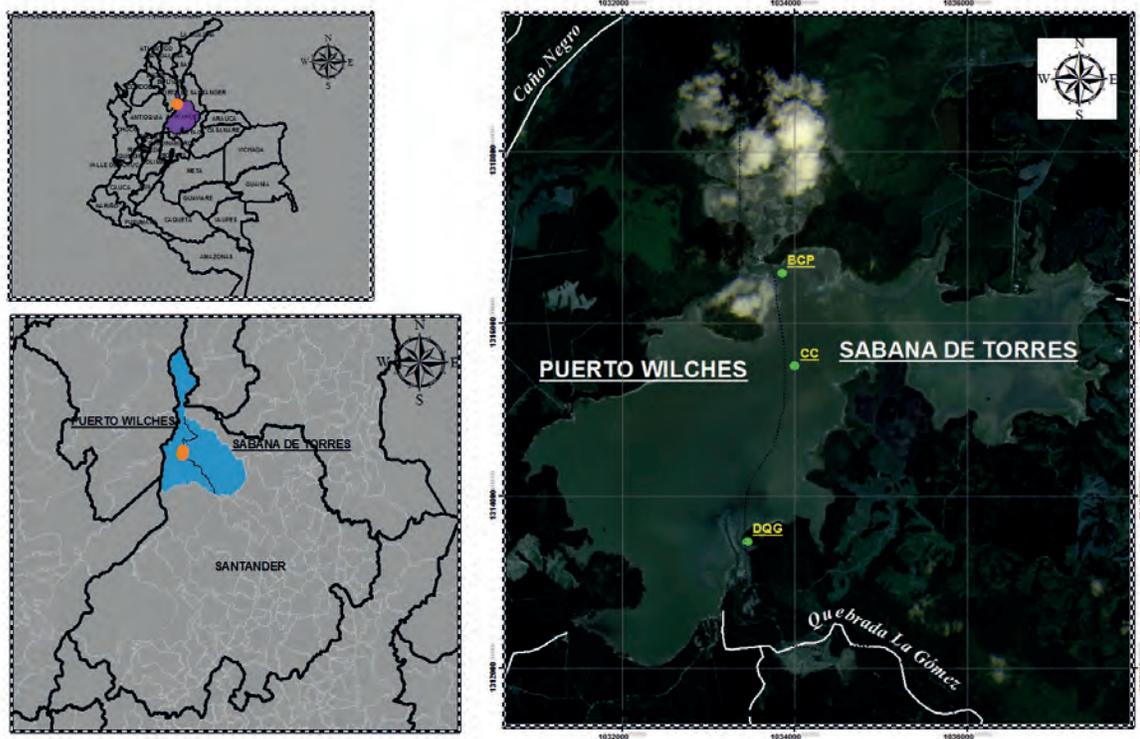


Figura 1: Ubicación de la ciénaga de Paredes entre los municipios de Sabana de Torres y Puerto Wilches, departamento de Santander (Colombia) y las estaciones de muestreo.

bajas), mayo (aguas altas), septiembre (aguas subiendo) y diciembre (aguas bajando).

Los hábitats muestreados en la ciénaga fueron seleccionados siguiendo metodologías de varios estudios realizados por el Grupo de Investigación en Ictiología de la Universidad de Antioquia para este tipo de ecosistemas (Jiménez-Segura *et al.* 2011), por lo cual se establecieron las estaciones de pesca permanentes en hábitats de aguas libres así: estación 1, correspondiente a la boca de entrada del caño Peruétano (BCP); estación 2, centro de la ciénaga (CC) y la estación 3, desembocadura de la quebrada La Gómez (DQG) (Tabla 1).

En cada uno de las estaciones de pesca establecidas se registraron los valores *in situ* para concentración de oxígeno disuelto, temperatura, conductividad y pH. Para esto se utilizó una sonda multiparamétrica YSI. Además, se tomaron muestras de agua para análisis de diferentes parámetros físico-químicos (dureza, alcalinidad, turbiedad, N/P, SST, DQO,

sulfuros, sulfatos, metales como cromo, níquel, manganeso, hierro y fenoles y coliformes), las cuales fueron enviadas al laboratorio de calidad ambiental del Ideam siguiendo protocolos establecidos por esta entidad según el caso.

En cada sitio se ubicó una red estacionaria de longitud de 100 m de largo y 3 m de ancho correspondiente a un área de 300 m², de manera que el esfuerzo de pesca total (EP) fuera de 900 m². La red estacionaria usada consta de cuatro diferentes ojos de malla (2, 3, 4 y 5 cm entre nudos); cada ojo de malla comprende un paño de 10 metros, distribuidos al azar. Para aumentar la probabilidad de captura de diferentes especies y tamaños fueron utilizados otros aparejos de pesca (atarrayas con tamaños de diferente malla: 1, 2 y 3 cm y líneas de anzuelo) (Figuras 2 y 3).

La pesca se realizó durante un ciclo de 48 horas y las redes estacionarias fueron revisadas cada cuatro horas. Todos los ejemplares capturados fueron identificados en campo (al nivel taxonómico más

Tabla 1. Coordenadas geográficas y descripción de las estaciones de muestreo, ciénaga de Paredes (Santander), Colombia.

| Estación | Localización | Descripción |
|--|--------------------------------|---|
| 1. Boca del caño Peruétano (BCP) | 07°27'42" N - 073° 46' 27,3" O | Es la boca de conexión de la ciénaga con el caño Peruétano. Sitio donde se registran las mayores profundidades, promedio de 3,5 m y 50 m de ancho, vegetación raparia moderada sin árboles y pocas macrófitas. |
| 2. Centro de la ciénaga (CC) | 07°26'0,8" N - 073° 46'40,6" O | Sitio poco profundo, promedio de 1,50 metros ubicado en la zona central de la ciénaga, sedimento compuesto principalmente por limos, sin vegetación. |
| 3. Desembocadura de la quebrada La Gómez (DQG) | 07°27'07" N - 073° 46'22,6" O | Caracterizado por presentar una profundidad promedio de 2.0 m y 50 m de ancho vegetación riparia abundante compuesta por árboles, presencia de macrófitas, sedimento compuesto por materia orgánica en descomposición, limos y arena. |

**Figura 2.** Aparejos de pesca utilizados: a) red estacionaria, b) atarraya y c) línea de anzuelos.**Figura 3.** Captura de ejemplares. a) Especies abundantes capturadas en red estacionaria. b) Especie trasplantada (*Piaractus brachyomus*) capturada con anzuelo.

detallado), se tomaron registros de sexo, longitud estándar en milímetros (mm) y peso total en gramos (g). En el caso de los ejemplares que requerían una revisión taxonómica más exhaustiva (13%) fueron fijados en formol, y trasladados al laboratorio de las Unidades Tecnológicas de Santander para su posterior revisión y determinación; algunos de estos individuos fueron depositados en la colección de referencia en el laboratorio de la Universidad Industrial de Santander. Para la determinación taxonómica se utilizaron claves taxonómicas específicas como Eigenmann (1922), Dahl (1971), Vari (1989) y Nelson (1994); adicionalmente se compararon las especies reportadas en este trabajo con los registros del libro rojo de peces (Mojica *et al.* 2012) y especies trasplantadas y exóticas (Gutiérrez *et al.* 2012).

Organización y análisis de la información

Para los análisis comparativos se utilizó la información proveniente de las redes estacionarias. La información biológica y ambiental fue organizada en matrices de cálculo, ordenadas de acuerdo con los factores (sitio de muestreo, arte de pesca), además de información de cada ejemplar (sexo, peso y longitud). A partir de las matrices biológicas se obtuvo la lista de especies, abundancias, biomásas y su relación con sitios y temporada climática. Además se identificaron las especies migratorias con base en la publicación de Usma *et al.* (2009) y Zapata y Usma (2013).

Análisis estadístico

A cada especie le fue asignada una categoría de acuerdo a su frecuencia de aparición, siguiendo a Vargas-Maldonado *et al.* (1981), quienes clasifican a las especies en cuatro categorías: a) persistentes o abundantes, aquellas especies que estuvieron entre 60 y 100 % del total de las capturas; b) habituales, presentes entre 40 y 59 %; c) ocasionales, presentes entre 20 y 39, y d) raras, presentes en un porcentaje menor al 19 %.

La estructura de la asociación de especies de peces fue definida basándose en la composición y riqueza. Para esto se utilizaron índices de diversidad de Shannon, equidad de Pielou y dominancia con el programa Past. El número de especies esperado a

partir de los datos fue estimado con base en curvas de saturación de especies y los estimadores de riqueza Chao1 y Jackknife 1; ACE usando el programa Estimates 8.2. Para verificar si la riqueza, abundancia y biomasa presentaron diferencias significativas entre temporadas y estaciones de muestreo, se utilizaron análisis paramétricos como el análisis de varianza de una vía, se revisaron previamente los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas.

La influencia de las variables ambientales sobre la estructura de las asociaciones de peces fue explorada a través de un análisis multivariado de correspondencia canónica (ACC), donde se revisó la influencia temporal y espacial. Inicialmente se realizó un procedimiento de “Forward Selection” y test de Monte-Carlo incluyendo las variables físico-químicas que presentaron un bajo coeficiente de correlación (inflación < 10 %). En el ACC final se excluyeron las variables físicas y químicas no significativas. Todos los análisis fueron realizados sobre los datos centrados ($x - \bar{x}$) y sometidos a una transformación de raíz cuadrada ($\sqrt{x + 1}$). Para todas las pruebas fueron utilizados los paquetes R y Canoco 4.5 para Windows. Se desarrolló el test de Monte-Carlo (999 permutaciones, $\alpha = 0,05$), con el objeto de establecer la significancia de los ejes de las especies y los ejes de la relación especies-ambiente. Para todos los análisis se asumieron niveles de significancia del 95 % ($\alpha < 0,05$).

Resultados

Composición y abundancia de especies

En total (incluyendo las capturas con todos los aparejos de pesca) fueron capturados 762 individuos, pertenecientes a 29 especies, 18 familias y 6 órdenes (Anexo 1). Entre las especies capturadas, 67 % fueron Characiformes, 28 % Siluriformes, 4 % Perciformes y 1 % de otros órdenes (Gymnotiformes y Myliobatiformes). Todas las especies capturadas son típicas de la cuenca del Magdalena (Dahl 1971, Mojica 1999, Galvis y Mojica 2007), aunque se registra la presencia de *Piaractus brachypomus*, especie no nativa, trasplantada de la cuenca del Orinoco. El 41 % de las especies registradas son de hábitos migratorios (Usma *et al.* 2009).

En la Figura 4 se puede observar que las especies más importantes en términos de abundancia fueron en orden decreciente: *Prochilodus magdalenae*, *Ctenolucius hujeta*, *Curimata mivartii*, *Ageneiosus pardalis*, *Cyphocharax magdalenae* y *Hoplias malabaricus*. Dichas especies representaron el 53 % de la biomasa y el 57 % de la abundancia total (Tabla 2). Las especies restantes constituyeron una pequeña fracción del número de individuos total, pero hacen un aporte conjunto de biomasa significativo, especialmente *Sorubim cuspicaudus*. Dentro de las categorías definidas según la frecuencia de aparición, se encontraron ocho especies dominantes y constantes en todos los periodos climáticos: *Prochilodus magdalenae*, *Ageneiosus pardalis*,

Centrochir crocodili, *Hoplias malabaricus*, *Pimelodus blochii*, *Curimata mivartii*, *Caquetaia kraussii*, *Trachelyopterus insignis* (60-100 %); ocho habituales (40-59 %): *Ctenolucius hujeta*, *Cyphocharax magdalenae*, *Gilbertolus alatus*, *Leporinus muyscorum*, *Pseudoplatystoma magdaleniatum*, *Salminus affinis*, *Sorubim cuspicaudus* y *Triportheus magdalenae*; cuatro ocasionales (20-39 %): *Abramites eques*, *Hypostomus hondae*, *Potamotrygon magdalenae*, *Roeboides dayi* y siete raras (menos del 19 %): *Andinoacara latifrons*, *Astyanax magdalenae*, *Brycon moorei*, *Dasylicaria filamentosa*, *Pimelodus grosskopfii*, *Plagioscion magdalenae* y *Sternopygus macrurus* (Tabla 2).

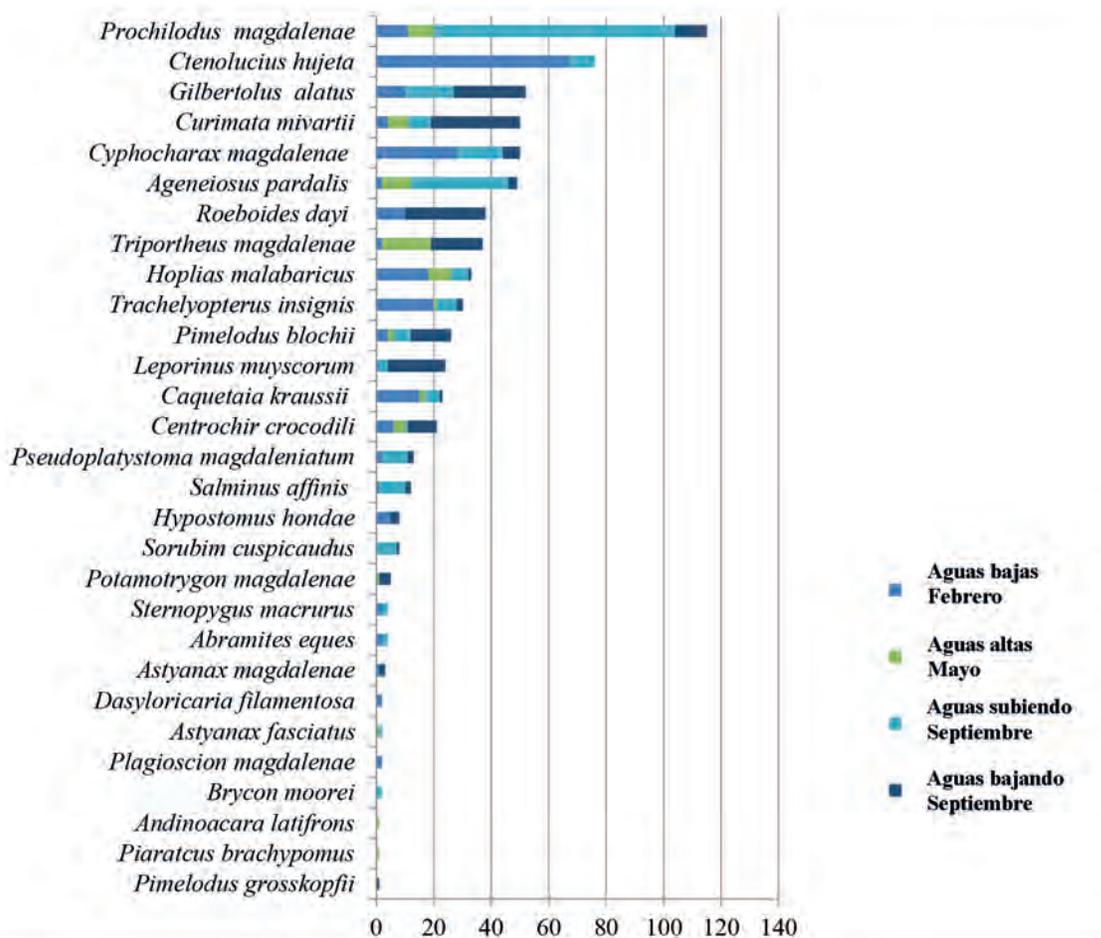


Figura 4. Variación en la abundancia de las especies de peces en cuatro temporadas dentro del ciclo hidrológico del 2011 de la ciénaga de Paredes (Santander), Colombia.

Tabla 2. Número de individuos (n); AB (%) = abundancia relativa; FA (%) = frecuencia de aparición mensual; BT (g) = biomasa total; L = longitud media (cm) de las especies de peces capturadas en la ciénaga de Paredes durante febrero, mayo, septiembre y diciembre de 2011.

| Especie | n | AB (%) | FA (%) | BT (g) | L (cm) |
|---|----------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| <i>Abramites eques (Abr.e)</i> | 4 | 0,63 | 0,25 | 202 | 13,9 |
| <i>Andinoacara latifrons (An.l)</i> | 1 | 0,16 | 0,08 | 44 | 6 |
| <i>Ageneiosus pardalis (Ag.p)</i> | 47 | 7,39 | 0,75 | 12.361 | 28,3 |
| <i>Astyanax magdalenae (Ast.m)</i> | 1 | 0,16 | 0,08 | 12 | 12 |
| <i>Brycon moorei (Bry.m)</i> | 2 | 0,31 | 0,17 | 115 | 28,5 |
| <i>Caquetaia kraussii (Cq.k)</i> | 23 | 3,62 | 0,6 | 4.525 | 17,8 |
| <i>Centrochir crocodili (Cent.cro)</i> | 20 | 3,14 | 0,75 | 1.433 | 13,4 |
| <i>Ctenolucius hujeta (Cte.huj)</i> | 76 | 11,95 | 0,5 | 5.691 | 20 |
| <i>Curimata mivartii (Cur.m)</i> | 48 | 7,55 | 0,6 | 9.143 | 20,8 |
| <i>Cyphocharax magdalenae (Cy.m)</i> | 44 | 6,92 | 0,5 | 2.275 | 13,4 |
| <i>Dasylicaria filamentosa (Das.f)</i> | 2 | 0,31 | 0,08 | 96 | 22,5 |
| <i>Gilbertolus alatus (Gig.a)</i> | 29 | 4,56 | 0,58 | 3.313 | 17,4 |
| <i>Hoplias malabaricus (Hop.m)</i> | 34 | 5,35 | 0,67 | 12.143,50 | 27 |
| <i>Hypostomus hondae (Hyp.h)</i> | 5 | 0,79 | 0,25 | 786 | 21,3 |
| <i>Leporinus muyscorum (Lep.m)</i> | 24 | 3,77 | 0,58 | 7.532 | 26,2 |
| <i>Pimelodus blochii (Pim.b)</i> | 15 | 2,36 | 0,67 | 1.073 | 14,7 |
| <i>Pimelodus grosskopfii (P. gross)</i> | 1 | 0,16 | 0,08 | 250 | 27 |
| <i>Plagioscion magdalenae (Pla.m)</i> | 2 | 0,31 | 0,08 | 1.865 | 32,5 |
| <i>Potamotrygon magdalenae (Potam.ma)</i> | 5 | 0,79 | 0,25 | 1.950 | 16,2 |
| <i>Prochilodus magdalenae (Pr.m)</i> | 115 | 18,08 | 0,75 | 20.151 | 21,9 |
| <i>Pseudoplatystoma magdaleniatum (Pse.m)</i> | 13 | 2,04 | 0,5 | 6.651 | 38,6 |
| <i>Roeboides dayi (R.da)</i> | 20 | 3,14 | 0,25 | 1.288 | 8,9 |
| <i>Salminus affinis (Sal. a)</i> | 12 | 1,89 | 0,5 | 5.228 | 31,3 |
| <i>Sorubim cuspicaudus (S.c)</i> | 30 | 4,72 | 0,58 | 14.463 | 37,4 |
| <i>Sternopygus macrurus (S.macr)</i> | 4 | 0,63 | 0,17 | 435 | 26,1 |
| <i>Trachelyopterus insignis (Trach.in)</i> | 33 | 5,19 | 0,6 | 2.107 | 14,9 |
| <i>Triporthus magdalenae (Trip.m)</i> | 26 | 4,09 | 0,42 | 1.318 | 12,3 |

En cuanto a la riqueza, el mayor número de especies se registró en la desembocadura de la quebrada La Gómez (19 especies), para el periodo hidrológico aguas subiendo, mientras que la menor riqueza se registró en el centro de la ciénaga (cuatro especies) en el mes de mayo (aguas altas). En cuanto al mayor número de individuos capturados se destaca la boca de entrada del caño Peruétano (BCP) con 305 individuos, correspondientes al 44 %, seguida del centro de la ciénaga (CC) con el 32 % y la desembocadura de la quebrada La Gómez (DQG) con el 24 % (Tabla 3).

Para las curvas de acumulación de especies observadas y los estimadores de riqueza específica (no paramétricos) se encontró que para el estimador ACE se obtuvo un 82,15 %, indicando una eficacia alta del muestreo realizado. Así mismo, Chao 2 y Jackknife de 2° orden indicaron que el número de especies esperado para las asociaciones es 33,16 y 36,33, lo cual es cercano a la riqueza observada.

Diversidad, dominancia y equidad

Mientras los valores de diversidad (H') fluctuaron entre 0,88 y 2,39 bits/individuo, la equidad varió entre 0,64 y 0,94. Se observa que los valores más altos de diversidad se encontraron en el periodo de aguas bajas, el cual coincide con los valores más bajos de dominancia. Por el contrario, el periodo de aguas altas se destaca por los valores más bajos de diversidad y más altos de dominancia (Tabla 4). Entre los sitios la diversidad más alta se observó para la desembocadura de la quebrada La Gómez (DQG), mientras el centro de la ciénaga (CC) presentó los valores más bajos.

En cuanto a la variación espacial no se encontraron diferencias significativas para la riqueza entre los sitios ($F_{(2,11)}=0,49$; $p=0,62$), de igual forma para la abundancia ($F_{(2,11)}=0,14$; $p=0,86$) y la biomasa ($F_{(2,11)}=0,62$; $p=0,56$). Sin embargo, se observaron diferencias significativas para la riqueza ($F_{(2,11)}=7,97$; $p=0,0086$) en cuanto a la variación temporal, pero no

Tabla 3. Variación en el número de individuos (abundancia), biomasa y riqueza (número de especies) de peces en diferentes ambientes o estaciones en los cuatro periodos contrastantes del ciclo hidrológico del 2011 de la ciénaga de Paredes (Santander). Boca de entrada del caño Peruétano (BCP), centro de la ciénaga (CC) y desembocadura de la quebrada La Gómez (DQG).

| Periodo | Estación | n | Biomasa (g) | Número de especies |
|------------------------------|----------|-----|-------------|--------------------|
| Aguas bajas Febrero | BCP | 38 | 3.764 | 15 |
| | CC | 144 | 17.842 | 15 |
| | DQG | 33 | 24.474 | 13 |
| Aguas altas Mayo | BCP | 10 | 2.509 | 6 |
| | CC | 20 | 1.058 | 4 |
| | DQG | 32 | 5.237 | 7 |
| Aguas subiendo Septiembre | BCP | 119 | 23.142 | 16 |
| | CC | 42 | 8.935 | 11 |
| | DQG | 66 | 13.386 | 19 |
| Aguas bajando Diciembre | BCP | 138 | 17.157 | 17 |
| | CC | 13 | 4.095 | 6 |
| | DQG | 35 | 5.269 | 13 |
| Totales | BCP | 305 | 46.572 | 24 |
| | CC | 219 | 31.930 | 20 |
| | DQG | 66 | 48.366 | 22 |

Tabla 4. Valores de los índices de diversidad, dominancia y equidad en la asociación de peces de la ciénaga de Paredes (Santander), Colombia.

| Índice | Estación | Febrero Aguas bajas | Mayo Aguas altas | Septiembre Aguas subiendo | Diciembre Aguas bajando |
|------------|----------|------------------------|---------------------|------------------------------|----------------------------|
| Diversidad | BCP | 2,39 | 1,69 | 1,86 | 2,16 |
| | CC | 2,13 | 0,88 | 1,86 | 1,53 |
| | DQG | 2,38 | 1,72 | 2,31 | 2,15 |
| Equidad | BCP | 0,88 | 0,94 | 0,67 | 0,94 |
| | CC | 0,75 | 0,64 | 0,81 | 0,85 |
| | DQG | 0,91 | 0,88 | 0,87 | 0,89 |
| Dominancia | BCP | 0,12 | 0,2 | 0,27 | 0,16 |
| | CC | 0,18 | 0,21 | 0,21 | 0,28 |
| | DQG | 0,12 | 0,21 | 0,12 | 0,14 |

con relación a la abundancia ($F_{(2,11)}=1,54$; $p=0,27$) y la biomasa ($F_{(2,11)}=1,72$; $p=0,24$).

Influencia de las variables ambientales sobre las asociaciones de especies

Los tres ejes reúnen el 85,7 % de la variabilidad acumulada entre las especies y el ambiente (Tabla 5). El ACC mostró que las variables físicas y químicas analizadas, temperatura, profundidad, turbiedad y DQO fueron las más influyentes sobre la distribución de las especies de peces, siendo la variable temperatura la que tuvo mayor aporte de variación explicada ($F=2,20$, $P=0,0036$), seguido de profundidad ($F=2,00$, $P=0,0127$). Los periodos en que estas variables tuvieron mayor incidencia sobre la distribución de las especies fueron durante las épocas de aguas bajas y aguas subiendo. En la Figura 5 también se aprecia que las asociaciones cambian entre periodos climáticos, siendo la temporada de aguas bajas la que menos asociaciones presentó reafirmando los resultados anteriormente registrados.

Las especies de peces más relacionadas con la temperatura y la turbiedad fueron *Plagioscion magdalenae*, *Hoplias malabaricus*, *Dasylicaria filamentosa*, *Sternopygus macrurus*, *Ctenolucius hujeta*, *Trachelyopterus insignis*, *Ageneiosus pardalis* y *Caquetaia kraussii*. El DQO tuvo una

particular asociación con la presencia de las especies *Brycon moorei*, *Salminus affinis* y *Pseudoplatystoma magdaleniatum*, principalmente.

Discusión

La ictiofauna de los ríos de Suramérica es caracterizada por la dominancia de los Characiformes sobre los Siluriformes (Lowe-McConnell 1987; Agostinho 1993). Esta estructura también es común en lagunas de inundación o ciénagas del Magdalena (Ríos-Pulgarín *et al.* 2008, Arango-Rojas *et al.* 2008) y fue consistente en los resultados de este trabajo.

Las ciénagas son hábitats importantes dentro del ciclo de vida de numerosas especies de peces. De las 213 especies de peces conocidas en la cuenca del río Magdalena (Maldonado-Ocampo *et al.* 2008), 42 son propias de los ambientes cenagosos (Valderrama y Zarate 1989). Es decir, cerca del 20% de la ictiofauna del río Magdalena depende de la conservación de estos ambientes. El número total de especies identificadas para la ciénaga de Paredes fue de 29, consideradas típicas de la cuenca del Magdalena y reportadas por Dahl (1971) y Mojica (1999). Sin embargo, se hace un nuevo registro de la presencia de *Piaractus brachypomus*, especie no nativa trasplantada de la cuenca del Orinoco, la cual

Tabla 5. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) realizado con la información de las especies de peces y variables ambientales en la ciénaga de Paredes (Santander), Colombia.

| | Eje 1 | Eje 2 | Eje 3 |
|--|--------|--------|-------|
| Autovalores | 0,325 | 0,249 | 0,198 |
| Correlación de Pearson especies-ambiente | 0,972 | 0,964 | 0,891 |
| Varianza en datos de especies | | | |
| % explicada acumulada | 21,6 | 34,8 | 47,5 |
| Varianza en datos especies-ambiente | | | |
| % explicada acumulada | 34,1 | 62,9 | 85,7 |
| Correlación intragrupos para variables ambientales | | | |
| Temperatura | -0,48 | -0,23 | -0,83 |
| Profundidad | 0,51 | -0,424 | 0,05 |
| Turbiedad | -0,89 | 0,03 | 0,38 |
| DQO | -0,264 | -0,23 | -0,08 |

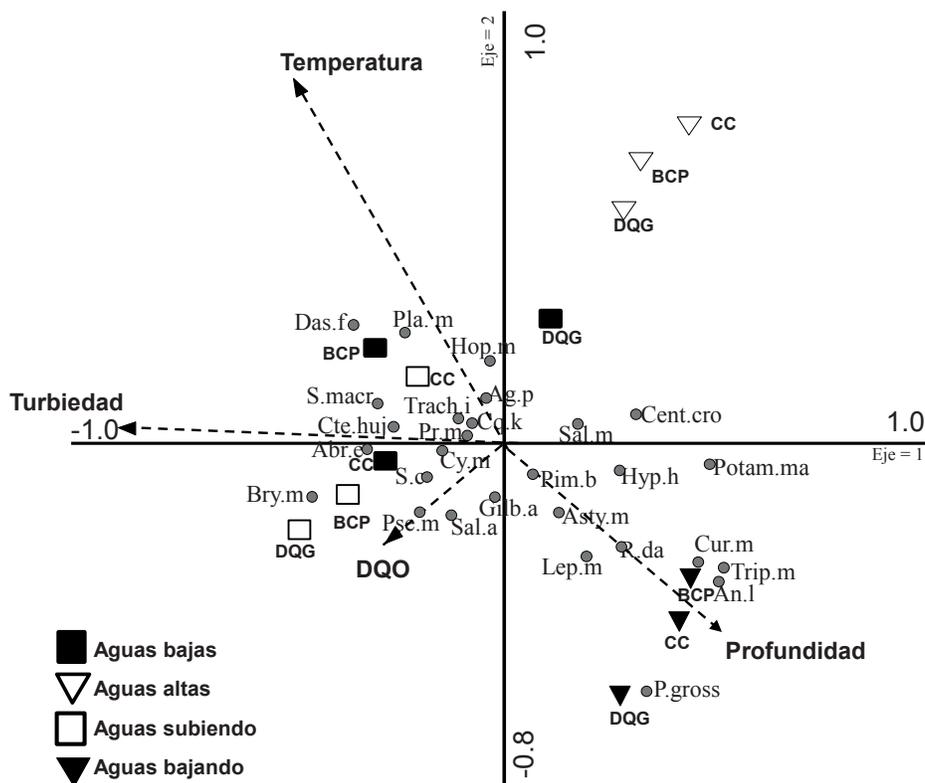


Figura 5. Representación gráfica del Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) basado en la interacción de las variables ambientales y la asociación de especies de peces en la ciénaga de Paredes, Santander (Colombia). Factores de análisis: periodos; estaciones (BCP = boca caño Peruétano; CC = centro ciénaga; DQG = desembocadura quebrada La Gómez).

ha sido y está siendo utilizada en sistemas productivos en estanques en sitios aledaños a la ciénaga.

La riqueza de 29 especies registrada para la ciénaga de Paredes es considerada alta dentro del intervalo reportado por los estudios de Jiménez-Segura *et al.* (2011) para 30 ciénagas ubicadas en el Magdalena Medio, donde el mayor valor (39 sp.) se encontró en Simití y le siguen en su orden, El Llanito (31), Santa Clara (30) y Vaquero (30), las demás con menos de 15 especies.

La dominancia de una especie dentro de una comunidad y en un hábitat particular representa su habilidad para explotar los recursos del medio. En el caso de las ciénagas, aproximadamente el 50% de las especies dominantes son Characiformes con comportamiento migratorio durante los estiajes, sus desoves son masivos, se suceden con las crecientes y las larvas retornan a las ciénagas con los pulsos máximos del río. El porcentaje restante son especies como *T. insignis*, *C. cocrodili*, *C. kraussii*, *R. dayi*, *E. humboldtii*, que no migran y cuyo ciclo de vida sucede totalmente dentro de estos ambientes (Jiménez-Segura *et al.* 2010). En la ciénaga de Paredes, el 41 % de las registradas fueron del orden Characiformes y de hábitos migratorios (*P. magdalenae*, *C. mivartii*, *C. magdalenae*, *S. affinis*, *B. moorei* y *L. muyscorum*). La mayor dominancia (abundancia y frecuencia) de *Prochilodus magdalenae* en la ciénaga de Paredes, coincide con los resultados de Lowe-McConnell (1987) y Provenzano (1984), quienes resaltan que en los ambientes inundables tropicales los peces detritívoros e iliófagos tienden a ser dominantes. Este gremio trófico es uno de los más importantes dentro de la red del sistema ribereño pues reincorpora la energía y materia contenida en el fango y en el detrito presente en estos ambientes lagunares (Bowen 1984, Benedito-Cecilio *et al.* 2000).

Encontrar especies raras en las asociaciones de peces es común y pueden ser diversas las explicaciones de las causas de su presencia (Leveque 1995). La más comúnmente considerada está relacionada con la preferencia de hábitats, así como también la influencia del hombre que con sus actividades, directa o indirectamente, reduce las poblaciones de

algunas especies convirtiéndolas en especies “raras” dentro de la comunidad. Dentro de las especies raras detectadas, se encuentran especies de pequeño porte como la sardinita coliroja (*Astyanax fasciatus*) y la mojarra azul (*Andinoacara latifrons*), Siluriformes como *Pimelodus grosskopfii* y especies introducidas como la cachama (*Piaractus brachypomus*). En este grupo también se cuentan especies de interés pesquero como la picuda (*Salminus affinis*) y la dorada (*Brycon moorei*) las cuales son poco abundantes y frecuentes en la cuenca del Magdalena, son más comunes en hábitats de ríos y quebradas de aguas claras y rápidas (Patiño 1973, Jiménez-Segura *et al.* 2010).

Los valores del índice de diversidad observados estuvieron dentro de los valores reportados para otros ambientes cenagosos en el Magdalena (Arango-Rojas *et al.* 2008, Ríos-Pulgarín *et al.* 2008). El índice de Shannon-Wiener presentó un valor entre los 0,88 y 2,39 y la equidad entre 0,64 y 0,94. Además se corrobora lo señalado por Magurran (2004), de que cuanto mayor sea el grado de dominancia de algunas especies sobre las demás, menor será la diversidad de la comunidad.

No se observaron diferencias en la asociación de especies vinculadas a cada uno de los tres de ambientes analizados dentro del sistema cenagoso, pero es posible que para poder establecer claramente que esta comunidad tiene una estructura espacial homogénea, es pertinente aumentar el número de estaciones de muestreo tal que incluya hábitats de condiciones más contrastantes respecto a variables como presencia de macrófitas, además de utilizar otros artes de pesca. Sin embargo, con respecto al reporte de la presencia de variación de las asociaciones de especies entre temporadas o periodos climáticos en la ciénaga de Paredes, se considera que se puede establecer de manera más contundente, pues ha sido soportada por varios autores para ríos tropicales, quienes reportan que los cambios en la estructura son debido a que en dichos sistemas se presentan fuertes variaciones en el nivel del agua, asociadas con el régimen pluvial (Welcomme 1979, Junk *et al.* 1989, Bayley 1996). Otros como Suarez *et al.* (2001) en lagunas del Pantanal del Brasil, establecen que esta variación está definida por la presencia de macrófitas, abundancia

de piscívoros y la profundidad. Ríos-Pulgarín *et al.* (2008) en la ciénaga de Ayapel, Córdoba definieron que características propias a la cuenca sugirieron que la migración de las especies de mayor porte hacía el cauce del río y probablemente, la depredación, eran los factores que conllevaba a los cambios importantes en la diversidad de la asociación de este complejo lagunar, además de que están fuertemente relacionado con variables ambientales.

En el presente trabajo los análisis aplicados, además de mostrar la existencia de una asociación entre todas las variables ambientales, identifican la temperatura, profundidad, turbiedad y DQO, como las más influyentes en la distribución de las asociaciones de peces de la ciénaga de Paredes. Sin embargo, para poder analizar y comprender mejor su influencia sobre las especies, se requiere de estudios más específicos, pues en otros estudios contrariamente han reportado que no hay relación entre las asociaciones de especies y las características ambientales. Este es el caso de la laguna de Cachimberos, localizada igualmente en la cuenca media del río Magdalena, donde atribuyen la pérdida de conectividad hidrológica y biológica entre la ciénaga y el río como la principal causa (Arango-Rojas *et al.* 2008).

Dentro de este contexto, de acuerdo con la conexión con el cauce principal, Arias (1985), agrupó las ciénaga en las siguientes categorías: a) Tipo 1: una ciénaga conectada directamente con el río principal; b) Tipo 2: un conjunto de ciénagas conectadas a una única ciénaga que se conecta directamente con el río principal; c) Tipo 3: una ciénaga conectada directamente a un tributario del río Magdalena y 4) Tipo 4: ciénaga aislada del canal principal del río. La ciénaga de Paredes, según Arias (*op. cit.*) es tipo 2, y hace parte del complejo caño Peruétano, el cual presenta un grupo de 13 ciénagas conectadas al río Lebrija, tributario del río Magdalena.

La ciénaga de Paredes es un ambiente acuático presente dentro del plano de inundación del río Lebrija tributario del Magdalena, cuya hidrología y físico-química de su masa de agua está definida por la dinámica hidrológica, en primer lugar de su cuenca local, en segundo, de la regional. Así que los cambios en la estructura de la asociación de peces

proviene principalmente de los cambios temporales que tiene el sistema en cada periodo climático. Durante la mayor parte del tiempo del desarrollo de este estudio, la conectividad río-ciénaga se mantuvo normal, permitiendo una dinámica igualmente normal en el funcionamiento de este ecosistema. Sin embargo, al finalizar el trabajo ésta se vio afectada debido a factores antrópicos y naturales evidenciados por la entrada del agua del río Magdalena, causando la alteración de la conectividad, alteración de caudales, deterioro de las condiciones ambientales debido al cambio de la calidad de agua, alteración de hábitats evidenciado en la ausencia de macrófitas en estaciones seleccionadas, todos factores que influyen en la estructura de las asociaciones de especies y que podrían explicar la alta diversidad en épocas de estiaje.

Entender los procesos ecológicos que modelan y definen las asociaciones de peces es muy importante porque puede tener implicaciones respecto a la toma de medidas y estrategias de conservación. Los resultados de este estudio, aportan información sobre el conocimiento del recurso ictiológico de gran importancia para este ecosistema, los cuales servirán de base para futuros trabajos que contribuyan a generar estrategias de conservación y uso sostenible en la ciénaga de Paredes. Se recomienda mantener un monitoreo ictiológico, hidrológico y de calidad de agua con el fin de definir mejor los efectos sobre la estructura de las asociaciones de peces.

Agradecimientos

Los autores expresan sus más sinceros agradecimientos a las Unidades Tecnológicas de Santander por la financiación económica del proyecto “Evaluación de la ictiofauna y su aprovechamiento por comunidades ribereñas de la ciénaga de Paredes, como herramienta de gestión para generar su uso sostenible.” realizado por el Grupo de Investigación en Medio Ambiente y Territorio GRIMAT bajo la dirección de Fabio González. A los estudiantes miembros del semillero de investigación Grupo Ambiental Alternativas Sostenibles GAMAS, Luz Slendy Pimiento, Luis Carlos Heredia y Javier Gómez Ronderos y al profesor Edgar Manuel Mejía Chaparro por su acompaña-

miento en las labores de campo e incondicional apoyo. A los representantes de las asociaciones de pescadores, Remigio Morales de Campoduro ASOPAR, y José Manuel Zapata más conocido como Morita, del Cerrito PROECOMANATI, por compartirnos su experiencia y conocimiento.

Bibliografía

- Agostinho, A. 1993. Considerações sobre a ictiofauna das principais bacias hidrográficas. Pp. 287-301. *En: Encontro Brasileiro de Ictiologia 10, Anais, SBI/USP, Brasil.*
- Arango-Rojas, A., L. Jiménez-Segura y J. Palacio-Baena. 2008. Variación espacio-temporal de la asociación de especies de peces en la laguna de Cachimbero, un humedal en la cuenca media del río Magdalena, Colombia. *Actualidades Biológicas* 30 (89):163-173.
- Arias, P. 1985. Las ciénagas de Colombia. *Revista Divulgación Pesquera Inderena* 22: 39-70.
- Bayley, P. 1996. Riverine fishes. Pp. 251-271. *En: Petts, G. y P. Calow (Eds.). River Restoration. Blackwell Science. Oxford, United Kingdom.*
- Barthem, R. y M. Goulding. 1997. Os bagres balizadores: ecologia, migração e conservação de peixes amazônicos. Sociedade Civil Mamirauá, Tefé-AM., CNPq. Brasília. Brazil. 130 pp.
- Benedito-Cecilio, E., C. Araujo-Lima, B. Forsberg, M. Bittencourt y L. Martinelli. 2000. Carbon sources of Amazonian fisheries. *Fisheries Management and Ecology* 7: 305-315.
- Bowen, S. 1984. Detritivory in neotropical fish communities. Pp: 59-66. *En: Zaret, T. (Eds.). Evolutionary ecology of Neotropical freshwater fishes. W. Junk Publishers, the Netherlands. 173 pp.*
- Castelblanco-Martínez, N., V. Holguín y J. Zapata. 2005. Conservación y manejo del manatí en la ciénaga de Paredes (Santander). *En: Programa nacional de manejo y conservación de manatíes en Colombia – Ministerio de Medio Ambiente. Bogotá. Colombia. 175 pp.*
- Dahl G. 1971. Los peces del Norte de Colombia. Ministerio de Agricultura, INDERENA. Bogotá, Colombia. 391 pp.
- Eigenmann, C. 1922. The fishes of Northwestern South America, including Colombia, Panamá and the Pacific slopes of the Ecuador and Perú, together with an appendix upon the fishes of the río Meta in Colombia. *Memoirs of the Carnegie Museum* 9 (1): 1-346.
- Galvis, G. y J. Mojica. 2007. The Magdalena River fresh water fishes and fisheries. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 10 (2): 127-139.
- García Lozano, L. C. y E. Dister. 1990. La planicie de inundación del medio-bajo Magdalena: restauración y conservación de hábitats. *Interciencia* 15 (6): 396-409.
- Gutiérrez F. de P, C. Lasso, M. Baptiste, P. Sánchez-Duarte y A. Díaz (Eds). 2012. VI Catálogo de la biodiversidad acuática exótica y trasplantada en Colombia: moluscos, crustáceos, peces, anfibios, reptiles y aves. Serie editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de investigación de los recursos biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá. Colombia. 335 pp.
- Jiménez-Segura, L. 2007. Ictioplancton y reproducción de los peces en la cuenca media del río Magdalena a la altura de Puerto Berrío. Tesis de doctorado en Biología. Universidad de Antioquia. Medellín, Colombia. 154 pp.
- Jiménez-Segura, L., J. Palacio y R. Leite. 2010. River flooding and reproduction of migratory fish species in the Magdalena river basin, Colombia. *Ecology of freshwater fishes* 19 (2): 178-186.
- Jiménez-Segura, L., A. Gulfo, J. Carvajal, A. Hernández, S. Álvarez, F. Álvarez, C. Granado-Lorencio, J. Palacio-Baena, J. Echeverry y A. Martínez. 2011. Uso tradicional de los recursos naturales pesqueros y conservación de la biodiversidad en regiones tropicales subdesarrolladas: hacia un modelo de Ecología de la Reconciliación. Universidad de Antioquia, Universidad de Sevilla, Agencia Española de Cooperación Internacional, Cormagdalena. Informe final. Medellín. Colombia. 170 pp.
- Junk, W., P. Bayley y R. Sparks. 1989. The flood pulse concept in river-floplain system. *Canadian Fisheries and Aquatic Sciences* 106: 110-127.
- Leveque, C. 1995. Role and consequences of fish diversity in the functioning of African freshwater ecosystems: a review. *Aquatic Living Resources* 8: 59-78.
- Lowe-McConnell, R. 1987. Ecological studies in Tropical fish communities. Cambridge (Reino Unido): Cambridge University Press. 382 pp.
- Lucas, M. y E. Baras. 2001. Migration of freshwater fishes. Oxford (UK): Blackwell Science. 420 pp.
- Maldonado-Ocampo, J., R. Vari y J. Usma. 2008. Checklist of the freshwater fishes from Colombia. *Biota Colombiana* 9 (2): 143-237.
- Magurran, A. 2004. Measuring Biological Diversity. Blackwell Publishing Oxford. 260 pp.
- Mojica, J. 1999. Lista preliminar de las especies de peces dulceacuícolas de Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 23 (Suplemento especial): 547-565
- Mojica, J., J. Usma, R. Álvarez-León y C. A. Lasso. 2012. Libro rojo de peces dulceacuícolas de Colombia.

- Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia, WWF Colombia y Universidad de Manizales. Bogotá, D. C., Colombia. 319 pp.
- Naranjo, L., G. Andrade y E. Ponce de León. 1999. Humedales Interiores de Colombia: Bases técnicas para su conservación y uso sostenible. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Ministerio Del Medio Ambiente. 79 pp.
- Nelson, J. 1994. The fishes of the World (Third edition). Chichester, Nueva York. John Wiley y Sons. Nueva York, E.U.A. 600 pp.
- Patiño, A. 1973. Especies de peces introducidas al alto río Cauca. *Cespedesia* 2 (5): 65-73.
- Petrere, M. 1985. Migraciones de peces de agua dulce en América Latina: algunos comentarios. Colombia: FAO, COPESCAL. Documento Ocasional 1. 17 pp.
- Provenzano, F. 1984. Aspectos reproductivos de peces Gymnotiformes del Bajo Llano venezolano. Facultad de Ciencias. Universidad Central de Venezuela. Caracas, Venezuela. 44 pp.
- Ríos-Pulgarín, M. I., L. F. Jiménez-Segura, J. A. Palacio y J. J. Ramírez-Restrepo. 2008. Comunidad de peces en la ciénaga de Ayapel, río Magdalena (Córdoba) Colombia: cambios espacio temporales en su asociación. *Actualidades Biológicas* 30 (88): 29-53.
- Rivera, J. 2012. Estudio de la batimetría de la ciénaga de Paredes. En: Informe final proyecto. Evaluación del estado de conservación del manatí antillano (*Trichechus manatus manatus*) y su hábitat, como herramienta para la consolidación de estrategias de conservación y manejo sostenible de la ciénaga de Paredes, Magdalena Medio santandereano. Informe Técnico. Ecopetrol S. A. Cabildo Verde Sabana de Torres Unidades Tecnológicas de Santander. Bucaramanga.
- Súarez, Y. R., M. Petrere-Jr. y A. C. Catella. 2001. Factors determining the structure of fish communities in Pantanal lagoons (MS, Brazil). *Fisheries Management and Ecology* 8 (2): 173-186.
- Usma, J., M. Valderrama, M. Escobar, R. Ajiaco, F. Villa, F. Castro, H. Ramírez, A. Sanabria, A. Ortega, J. Maldonado, J. Alonso y C. Cipamocha. 2009. Peces dulceacuícolas migratorios en Colombia. Pp. 103-131. En: Naranjo, L. y J. Amaya- Espinel (Eds.). Plan Nacional de las especies migratorias. Diagnóstico e identificación de acciones para la conservación y el manejo sostenible de las especies migratorias de la biodiversidad en Colombia. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible - WWF-Colombia. Bogotá, Colombia.
- Valderrama, M. y M. Zárate. 1989. Some ecological aspects and present state of the fishery of the Magdalena river basin, Colombia, South America. En: Dodge, D. P. (Ed.). Proceedings of the International Large River Symposium. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences* 106: 409-421.
- Vargas-Maldonado, I., A. Yáñez-Arancibia y F. Amezcua-Linares. 1981. Ecología y estructura de las comunidades de peces en áreas de *Rhizophora mangle* y *Thalassia testudinum* de la Isla del Carmen, Laguna de Términos, sur del golfo de México. *Anaqueles Instituto Ciencias del Mar y Limnología* 8 (1): 241-266.
- Vari, R. 1989. A phylogenect study of the Neotropical characiform family Curimatidae (Pisces Ostariophysis). *Smithsonian Contribution to Zoology* 471: 1-71.
- Welcomme, R. 1979. Fisheries ecology of floodplain rivers. London, UK. 317 pp.
- Welcomme, R. 1985. River fisheries. Rome, Italy: FAO Fisheries Technical Paper N. ° 262. FAO. Rome. 330 pp.
- Zapata, L., y J. Usma. 2013. Guía de las especies migratorias de la biodiversidad en Colombia. Peces Vol.2. Ministerio de ambiente y Desarrollo Sostenible / WWF-Colombia. Bogotá, Colombia. 486 pp.

Anexo 1. Especies capturadas en la ciénaga de Paredes durante los muestreos realizados. Adicionalmente se reporta información de las especies relacionada con el tipo de migración y estatus de conservación reportadas para Colombia por Usma *et al.* (2009), Mojica *et al.* (2012) y especies trasplantadas y exóticas (Gutiérrez *et al.* 2012). *Tipo de migración: ML: migrante local, MM: migración mediana, MC: migración corta, LON: longitudinal y LOC: local. **AR: Analisis de Riesgo.

| Espece | Nombre común | Libro rojo Peces (Mojica <i>et al.</i> 2012) | Tipo de migración (Usma <i>et al.</i> 2009)* | Especies trasplantadas y/o exóticas (Gutiérrez <i>et al.</i> 2012)** |
|---|------------------|--|---|---|
| Orden MYLIOBATIFORMES | | | | |
| Familia POTRAMOTRYGONIDAE | | | | |
| <i>Potamotrygon magdalenae</i> Duméril, 1865 | Raya | Casi Amenazada | | |
| Orden CHARACIFORMES | | | | |
| Familia ACESTRORHYNCHIDAE | | | | |
| <i>Gilbertolus alatus</i> Steindachner, 1878 | Chango | | | |
| Familia ANOSTOMIDAE | | | | |
| <i>Abramites eques</i> Steindachner, 1878 | Bonito | Vulnerable | | |
| <i>Leporinus muyscorum</i> Steindachner, 1900 | Comelón, liseta | Vulnerable | MC | |
| Familia BRYCONIDAE | | | | |
| <i>Salminus affinis</i> Steindachner, 1880 | Picuda | Vulnerable - Nacional En Peligro - Regional | MM | |
| <i>Brycon moorei</i> Steindachner, 1878 | Dorada | Vulnerable - Nacional En Peligro Crítico - Regional | MM | |
| Familia CHARACIDAE | | | | |
| <i>Astyanax magdalenae</i> Eigenmann & Henn, 1916 | Sardinita | | | |
| <i>Astyanax fasciatus</i> Cuvier, 1819 | Sardina coliroja | | | |
| <i>Roebooides dayi</i> Steindachner, 1878 | Changuito | | | |
| Familia CURIMATIDAE | | | | |
| <i>Cyphocharax magdalenae</i> Steindachner, 1878 | Viejito | | MC | |
| <i>Curimata mivartii</i> Steindachner, 1878 | Vizcaína | Vulnerable | MC | |
| Familia CTENOLUCIIDAE | | | | |
| <i>Ctenolucius hujeta</i> Valenciennes, 1850 | Agujeta | | | |
| Familia ERYTHRINIDAE | | | | |
| <i>Hoplias malabaricus</i> Bloch, 1794 | Moncholo | | | |
| Familia PROCHILODONTIDAE | | | | |
| <i>Prochilodus magdalenae</i> Steindachner, 1879 | Bocachico | Vulnerable | MM, LON, LOC | |

Cont. Anexo 1. Especies capturadas en la ciénaga de Paredes durante los muestreos realizados. Adicionalmente se reporta información de las especies relacionada con el tipo de migración y estatus de conservación reportadas para Colombia por Usma *et al.* (2009), Mojica *et al.* (2012) y especies trasplantadas y exóticas (Gutiérrez *et al.* 2012). *Tipo de migración: ML: migrante local, MM: migración mediana, MC: migración corta, LON: longitudinal y LOC: local. **AR: Analisis de Riesgo.

| Espece | Nombre común | Libro rojo Peces (Mojica <i>et al.</i> 2012) | Tipo de migración (Usma <i>et al.</i> 2009)* | Especies trasplantadas y/o exóticas (Gutiérrez <i>et al.</i> 2012)** |
|--|--------------|---|---|---|
| Familia SERRASALMIDAE | | | | |
| <i>Piaractus brachipomus</i> Cuvier, 1818 | Cachama | | ML | Trasplantada AR-Alto |
| Familia TRIPORTHEIDAE | | | | |
| <i>Triporthus magdalenae</i> Steindachner, 1878 | Arenca | | | |
| Orden SILURIFORMES | | | | |
| Familia AUCHENIPTERIDAE | | | | |
| <i>Ageneiosus pardalis</i> Lütken, 1874 | Doncella | Vulnerable | MC | |
| <i>Trachelyopterus insignis</i> Steindachner, 1878 | Gara-gara | | | |
| Familia DORADIDAE | | | | |
| <i>Centrochir crocodili</i> Humboldt, 1821 | Mata caimán | | | |
| Familia LORICARIIDAE | | | | |
| <i>Hypostomus hondae</i> Regan, 1912 | Coroncoro | Casi Amenazada | | |
| <i>Dasylicaria filamentosa</i> Steindachner, 1878 | | | | |
| Familia PIMELODIDAE | | | | |
| <i>Pimelodus blochii</i> Valenciennes, 1840 | Barbudo | | MG, LON | |
| <i>Pseudoplatystoma magdaleniatum</i> Buitrago-Suárez & Burr, 2007 | Bagre | En Peligro Crítico | MM, LON | |
| <i>Sorubim cuspicaudus</i> Littmann, Burr & Nass, 2002 | Blanquillo | | MM | |
| <i>Pimelodus grosskopfii</i> Steindachner, 1879 | Capaz | Vulnerable | MM | |
| Orden GYMNOTIFORMES | | | | |
| Familia STERNOPYGIDAE | | | | |
| <i>Sternopygus macrurus</i> Bloch & Schneider, 1801 | Mayupa | | | |

Cont. Anexo 1. Especies capturadas en la ciénaga de Paredes durante los muestreos realizados. Adicionalmente se reporta información de las especies relacionada con el tipo de migración y estatus de conservación reportadas para Colombia por Usma *et al.* (2009), Mojica *et al.* (2012) y especies trasplantadas y exóticas (Gutiérrez *et al.* 2012). *Tipo de migración: ML: migrante local, MM: migración mediana, MC: migración corta, LON: longitudinal y LOC: local. ** AR: Analisis de Riesgo.

| Espece | Nombre común | Libro rojo Peces (Mojica <i>et al.</i> 2012) | Tipo de migración (Usma <i>et al.</i> 2009)* | Especies trasplantadas y/o exóticas (Gutiérrez <i>et al.</i> 2012)** |
|---|------------------|---|---|---|
| Orden CICHLIFORMES | | | | |
| Familia CICHLIDAE | | | | |
| <i>Caquetaia kraussii</i> Steindachner, 1878 | Mojarra amarilla | | | Trasplantada AR-Alto |
| <i>Andinoacara latifrons</i> Steindachner, 1878 | Mojarra azul | | | |
| Orden PERCIFORMES | | | | |
| Familia SCIANIDAE | | | | |
| <i>Plagioscion magdalena</i> Steindachner, 1878 | Pacora | Casi Amenazada | MM | |

Beatriz Helena Mojica-Figueroa.

Grupo de Investigación en Medio Ambiente y Territorio (GRIMAT). Unidades Tecnológicas de Santander (UTS). Bucaramanga, Colombia.

bmojica@correo.uts.edu.co - cinv@correo.uts.edu.co

John Jairo Díaz-Olarte

Grupo de Investigación sobre Reproducción y Toxicología de Organismos Acuáticos (GRITOX), Instituto de Acuicultura. Universidad de los Llanos Villavicencio, Colombia.

zjdiaz@gmail.com

Comunidad de peces de la ciénaga de Paredes, Magdalena medio, Santander (Colombia) y su asociación con variables espacio temporales y ambientales

Cítese como: Mojica-Figueroa, B. H. y J. J. Díaz-Olarte. 2016. Comunidad de peces de la ciénaga de Paredes, Magdalena medio, Santander (Colombia) y su asociación con variables espacio temporales y ambientales. *Biota Colombiana* 17 (Suplemento 1 - Humedales): 27-43. DOI: 10.21068/c2016s01a02

Recibido: 13 de febrero de 2015

Aprobado: 20 de febrero de 2016

Identificación espacial de los sistemas de humedales continentales de Colombia

Identification and mapping of Colombian inland wetlands

Carlos Flórez, Lina M. Estupiñán-Suárez, Sergio Rojas, César Aponte, Marcela Quiñones, Óscar Acevedo, Sandra Vildady y Úrsula Jaramillo

Resumen

Los humedales son considerados ecosistemas estratégicos en Colombia y cumplen un papel esencial en la regulación hídrica especialmente en periodos de extrema lluvia o sequía como El Niño y La Niña. Dado que no existía una cartografía nacional de humedales, el Instituto Humboldt con el apoyo del Fondo Adaptación y en asocio con el Ideam, construyó el Mapa de Identificación de Humedales Continentales de Colombia a partir de la información oficial disponible de suelos, geomorfología y coberturas de la tierra asociadas a humedal a escala 1:100.000. Adicionalmente, se integró el mapa de frecuencias de inundación generado con imágenes satelitales de radar para incorporar la dinámica espacial y temporal del ecosistema. En total se identificaron 30.781.149 hectáreas de humedal (26,99 % del área continental nacional) distribuidas en las categorías: a) permanentes abierto o bajo dosel; b) temporales y c) potenciales medio y bajo. Los humedales temporales fueron la categoría con mayor área (17.861.536 ha). La evaluación temática del mapa contó con 3176 puntos en 19 ventanas y arrojó una exactitud total de 75,79 %. Frente a un área nacional de tal magnitud, se hace evidente la necesidad de generar políticas y acciones de manejo diferenciadas que permitan gestionar cada categoría de forma adecuada.

Palabras clave. Cartografía humedales. Ecosistemas acuáticos. Frecuencias de inundación. Humedales permanentes y temporales.

Abstract

Wetlands are considered strategic ecosystems in Colombia. They play an essential role in water regulation, especially in extreme rainfall events or drought as El Niño and La Niña. Despite that, Colombia did not have a national wetland map. The Humboldt Institute, with the Adaptation Fund support and in partnership with Ideam, built the Identification Wetlands Map of Colombia Inland Territory using official information available at 1:100.000 of soils, geomorphology and associated wetland vegetation coverage. Additionally, a flood frequency map obtained from radar satellite images was integrated; it provided information of the spatial and temporal ecosystem dynamics. We identified 30.781.149 hectares of wetlands (26.99% of the national inland area) distributed in the following categories: open or under canopy permanent wetlands, temporary wetlands, and medium and low potential wetlands. The largest category is temporary wetlands with 17.861.536 ha. The thematic map accuracy was performed through 19 windows and 3176 points with a score of 75.79% total accuracy. To deal such magnitude of national wetlands area, it is necessary to develop policies and actions that enable differentiated management and recognize the identity of each wetland category.

Key words. Aquatic ecosystems. Flood frequency. Mapping wetlands. Permanent and temporary wetlands.

Introducción

Los humedales son ecosistemas con una alta dinámica espacial y temporal, condicionada principalmente por pulsos de inundación que los convierten en áreas estratégicas para la regulación hídrica tanto en épocas de lluvia como de sequía (Junk *et al.* 1989). Debido a su importancia, los humedales son los únicos ecosistemas que cuentan con una convención internacional para su conservación firmada en Ramsar (Irán) en 1991. Esta convención ha promovido el desarrollo de inventarios, procesos de mapeo y caracterizaciones a nivel biofísico y socioeconómico que han permitido la construcción de políticas y lineamientos de conservación y manejo a nivel local, regional e internacional (Secretaría de la Comisión Ramsar 2010).

A nivel internacional se encuentran una serie de trabajos dirigidos al mapeo de humedales entre los que se puede mencionar el de Cowardin *et al.* (1979), quienes realizaron un primer inventario de humedales para Norteamérica y que después fue retomado por el Laboratorio Ambiental del cuerpo de Ingenieros de Estados Unidos (Environmental Laboratory 1987); la Agencia de Protección Ambiental de Queensland en Australia desarrolló el mapeo y la clasificación de humedales para todo el estado (Environmental Protection Agency 2005). A nivel regional una de las iniciativas más importantes es MedWet que agrupa a varios países mediterráneos y cuenta con el apoyo de Ramsar y la Unión Europea (Fitoka y Keramitsoglou 2008). En España se desarrolló el Plan Andaluz de Humedales, en el cual se ajustaron los manuales Ramsar a las condiciones particulares de Andalucía y España (Consejería de Medio Ambiente 2002) y en Latinoamérica se destaca el trabajo desarrollado en Brasil por el Centro de Investigación en Humedales y Población Humana en 1994 con el apoyo de la IUCN (Humedales Brasil). Chile ha sido otro de los países con productos de mapeo nacional de humedales basado en el procesamiento e interpretación de imágenes Landsat para la detección de condiciones de humedad y superficies de agua como lagos y lagunas (MMA 2011).

En Colombia se encuentran los trabajos de Marín (1992) y Naranjo (1997), que identificaron los principales complejos de humedales para cada una de las cinco regiones hidrográficas del país. Naranjo *et*

al. (1999), identificaron 27 complejos a nivel nacional siendo la región Caribe una de las más importantes, con el 71 % de las áreas de humedal identificadas. Esta información se convirtió en el marco conceptual y técnico para el desarrollo de la Política Nacional para Humedales Interiores de Colombia del Ministerio de Medio Ambiente (2002), y menciona que Colombia presenta cerca de 20 millones de hectáreas de humedal. Por otro lado, en 2007 el Ideam identificó en el mapa de ecosistemas solamente 12,4 millones de hectáreas relacionadas con ecosistemas acuáticos. Lo anterior indica la variabilidad de las definiciones y metodologías para estudiar estos ecosistemas en el país y la necesidad de contar con una herramienta espacial unificada a nivel nacional, que permita el diseño de políticas y acciones de manejo acorde con la extensión de estos ecosistemas en el país.

La definición operativa de humedal adoptada para este estudio fue la construida en el marco del proyecto Fondo Adaptación - Instituto Humboldt: “Tipo de ecosistema que debido a condiciones geomorfológicas e hidrológicas permite la acumulación de agua (temporal o permanente) y que da lugar a un tipo característico de suelo y/o a organismos adaptados a éstas condiciones” (Vilardy *et al.* 2014). Esta definición abarca la alta diversidad de humedales en Colombia e incluye también los cuerpos glaciares, que acumulan y son fuente de agua, e incluso en algunos países han sido declarados como sitios Ramsar, un ejemplo es el Glaciar Vinciguerra y Turberas Asociadas ubicado en Tierra del Fuego, Argentina (Ramsar 2009).

Esta definición establece los criterios de identificación de estos ecosistemas: geomorfología, hidrología, suelos de humedal y biótico (vegetación hidrófila a escala 1:100.000), que permiten el mapeo de humedales a nivel nacional. Uno de los estudios más reconocidos en el campo de la geomorfología es el de Flórez (2003) titulado “Colombia: evolución de sus relieves y modelados”, que presenta un abordaje genético funcional de las geoformas en Colombia y permite discriminar las geoformas que promueven la acumulación permanente o temporal de agua. Adicionalmente, el estudio de Sistemas Morfogénicos de Colombia (Flórez *et al.* 2010) describe para cada ambiente geomorfológico de Colombia, los

principales relieves y modelados los cuales pueden ser asociados a los sistemas de humedales. El componente cartográfico de hidrología se basa en la hidrología superficial (cuerpos de agua como ríos, lagunas, lagos, entre otros).

Estudios de suelos para todo el país se encuentran a escala 1:100.000, con levantamientos de información realizados por el Instituto Geográfico Agustín Codazzi (Igac) que generó el mapa de Geopedología (Igac 2014a), que incorpora varios atributos de las unidades cartográficas (tipo de drenaje y textura) útiles en la identificación de suelos con procesos de hidromorfismo que permiten el desarrollo de plantas hidrófitas. El proceso de hidromorfismo en los suelos se define como la predominante acumulación o pérdida de hierro, manganeso, azufre o compuestos de carbono en un ambiente saturado y anaeróbico (Vasilas *et al.* 2010). Estas condiciones se expresan en el suelo a través del color gris de la matriz y la presencia de moteados, concreciones y nódulos, que taxonómicamente incluyen todos los suelos del orden Histosol (excepto suborden Folist), todos los del suborden Aquic y los subgrupos: Andic, Cumulic, Pachic y Vitranic. Finalmente, también se tuvo en cuenta la presencia de vegetación hidrófila como indicador biológico de la presencia de áreas de humedal (Tiner 2012). Esta información se extrajo de la capa de coberturas de la tierra desarrollada por el Ideam (2010) bajo la metodología de Corine Land Cover.

En cuanto a la metodología de integración de diferentes insumos cartográficos con un alcance nacional, se encuentra la del reporte final del GlobWetland (Jones *et al.* 2009). Su propuesta se basa en la integración de información a través de grillas. En este caso se usa información de diferentes fuentes como mapas de cobertura y uso de la tierra, modelos de elevación digital (DEM) como el SRTM de 30 m, y distancia a cuerpos de aguas para generar un mapa de donde “potencialmente” hay agua. A cada polígono o pixel de estas capas se les asigna un valor de asociación a humedal de 0 a 4, donde 4 es el mayor valor asociado a humedal. La suma de los valores de asociación de humedal se divide en tres categorías: a) área potencial de humedal (9-12); b) probabilidad media (5-8) y c) área de no humedal (0-4).

El objetivo de este estudio es la identificación espacial de los humedales continentales de Colombia a escala 1:100.000 a partir de la integración de información a nivel nacional con insumos multitemporales que permitan mostrar la dinámica de estos ecosistemas en el territorio continental de Colombia.

Material y métodos

El mapa de humedales de Colombia elaborado en este estudio comprende el territorio nacional continental; incluye los humedales interiores y costeros, pero no contempla los humedales de la plataforma continental marina. Adicionalmente se incluyó la parte terrestre de las áreas insulares de San Andrés y Providencia, San Bernardo, Islas del Rosario y Gorgona. Para establecer el límite continental nacional y facilitar la comprensión de los resultados se utilizó la cartografía de las áreas hidrográficas del Ideam (2013): Amazonas, Caribe, Magdalena-Cauca, Orinoco y Pacífico (Figura 1) para un total de 114.040.557,21 ha.

La construcción del mapa inició con la depuración espacial, a nivel nacional, de cada uno de los criterios seleccionados para la identificación de sistemas de humedal. Este proceso involucró la identificación, edición y depuración de capas de información espacial de cada uno de los insumos del mapa que se describen en detalle a continuación:

Componente geomorfológico

El componente geomorfológico se abordó por dos vías: a) identificación temática de los ambientes geomorfológicos asociados a ecosistemas de humedal, a partir de la evaluación de procesos morfogénicos dominantes y secundarios, posición bioclimática y modelado (Flórez *et al.* 2010); b) el análisis temático se plasmó cartográficamente sobre la capa nacional de suelos (Mapa de Geopedología, Igac 2014a), en el que se seleccionaron las unidades espaciales a escala 1:100.000 en las que el atributo de relieve de la capa coincidía con un tipo de relieve asociado a humedales.

Componente hidrológico

Este componente contó con dos insumos: a) red de drenaje construida a partir de la integración de las

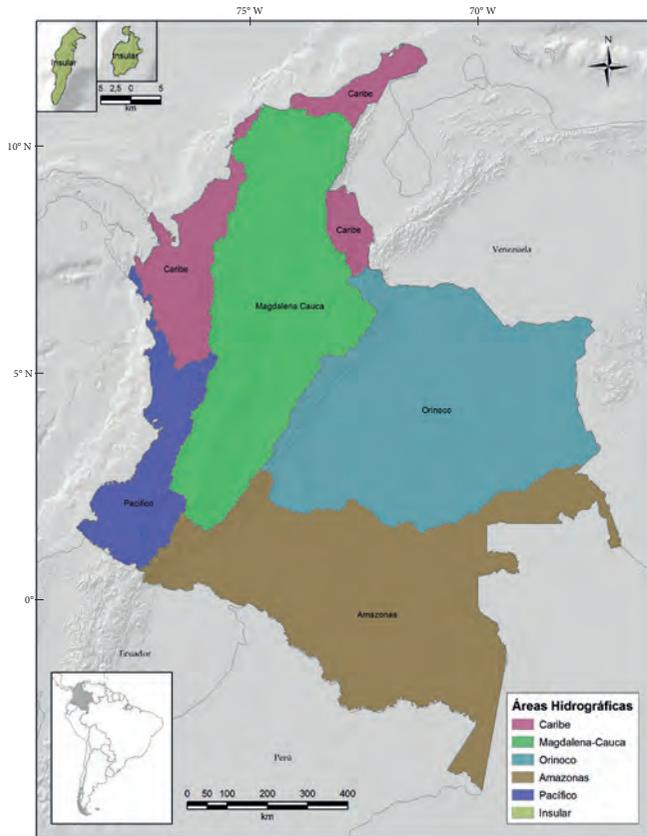


Figura 1. Ubicación geográfica de las áreas hidrográficas de Colombia (Ideam 2013).

clases “cuerpos de agua” del Mapa de Geopedología (Igac 2014a); las clases “ríos 50 m”, “canales”, “lagunas, lagos y ciénagas naturales”, “embalses” y “lagunas costeras” de la capa de Corine Land Cover (CLC) (Ideam 2010); y las categorías “ciénagas”, “embalses”, “lagunas”, “madreviejas” de la cartografía base del Igac (2014b). Con el fin de garantizar la conectividad hídrica a escala 1:100.000 de los cuerpos de agua seleccionados, las capas se editaron contrastándolas con imágenes ópticas. b) Mapa de frecuencias de inundación construido a partir de siete mosaicos nacionales de imágenes de radar Alos Palsar I. Las imágenes tienen un tamaño de pixel de 50 m y corresponden a siete detecciones en el periodo 2007 - 2011, en el que se incluye un año de fenómeno de El Niño (2009 - 2010) y otro de La Niña (2010 - 2011) (Bedoya *et al.* 2010). El mapa de frecuencias de inundación (Quiñones 2014) muestra cuántas veces estuvo inundado cada uno de los pixeles del mapa

y permite discriminar si la inundación fue abierta o bajo dosel. La validación del mapa de frecuencias de inundación arrojó como resultado una fiabilidad total de 0,89 (Ideam 2014). En estos documentos se encuentra una descripción detallada de cada una de las etapas de procesamiento de las imágenes de radar y desarrollo de las frecuencias de inundación y su validación.

Componente edafológico

El análisis de suelos de humedal se realizó sobre el Mapa Nacional de Geopedología (Igac 2014a). Esta capa geográfica contiene información relacionada con la condición de drenaje, el régimen de humedad del suelo, la pendiente, salinidad, sodicidad, ambiente edafogénético, y taxonomía, variables utilizadas para calcular un nivel de asociación a humedal de cada unidad cartográfica expresada en porcentaje, donde valores mayores al 65 % son un alto grado de asociación, de 40 % - 65 % tienen valor medio y de 0 - 40 % sin asociación. Cabe aclarar que las unidades cartográficas de suelos del mapa son asociaciones, es decir, unidades complejas conformadas por más de una clase de suelo, en este sentido el Mapa de Geopedología escala 1:100.000 cuenta con una incertidumbre entre el 40 % - 80 %.

Componente vegetación hidrófila y coberturas

La capa de cobertura vegetal se construyó a partir de la integración de clases de vegetación y coberturas asociadas a inundación o humedad del mapa de Corine Land Cover (CLC) (Ideam 2010). De CLC se incluyeron las siguientes clases: bosque ripario, bosque denso alto inundable (incluye manglares), palmares, bosque denso bajo inundable, bosque abierto alto y bajo inundable, herbazal denso inundable arbolado y no arbolado, bosque ripario, zonas pantanosas, glaciares y nivales, turberas, vegetación acuática sobre cuerpos de agua, pantanos costeros y salitral. Para algunas categorías fue necesario un proceso de edición cartográfica; en el caso del bosque ripario de CLC fue necesario eliminar las áreas localizadas en la zona montañosa con alta pendiente, por no presentar asociación a humedal. Igualmente, se eliminaron los bancos de arena que se encontraban sobre la

plataforma marina. Las unidades seleccionadas de la cartografía base fueron; bancos de arena de ríos, pantanos y humedales que complementaban las bases de CLC. Las dos fuentes de información se integraron en formato raster para generar una única capa de coberturas asociadas a humedad. El grado de asociación a humedal asignado a todas las clases resultantes de CLC fue “Alto”.

Finalmente, se obtuvieron los siguientes insumos cartográficos asociados a cada criterio de identificación de humedal: unidades de ambientes geomorfológicos asociados a humedales, red de drenaje, frecuencias de inundación, suelos de humedal y coberturas de vegetación hidrófila.

Integración espacial de los insumos y definición de categorías de humedal

Una vez se contó con cada uno de los criterios de identificación mapeados a nivel nacional, se consolidaron capas en formato raster a 25 m de pixel, teniendo en cuenta que la mayoría de insumos estaban a escala 1:100.000. Además este tamaño de pixel permitió mantener la continuidad espacial de elementos propios de la red de drenaje y la integración con el mapa de frecuencias de inundación. Posteriormente, con la ayuda de herramientas de geoprocésamiento en un software SIG, se integraron sobre la misma grilla nacional, los insumos descritos en el ítem anterior asociando la presencia de humedal, a la superposición espacial de criterios de identificación (Figura 2).

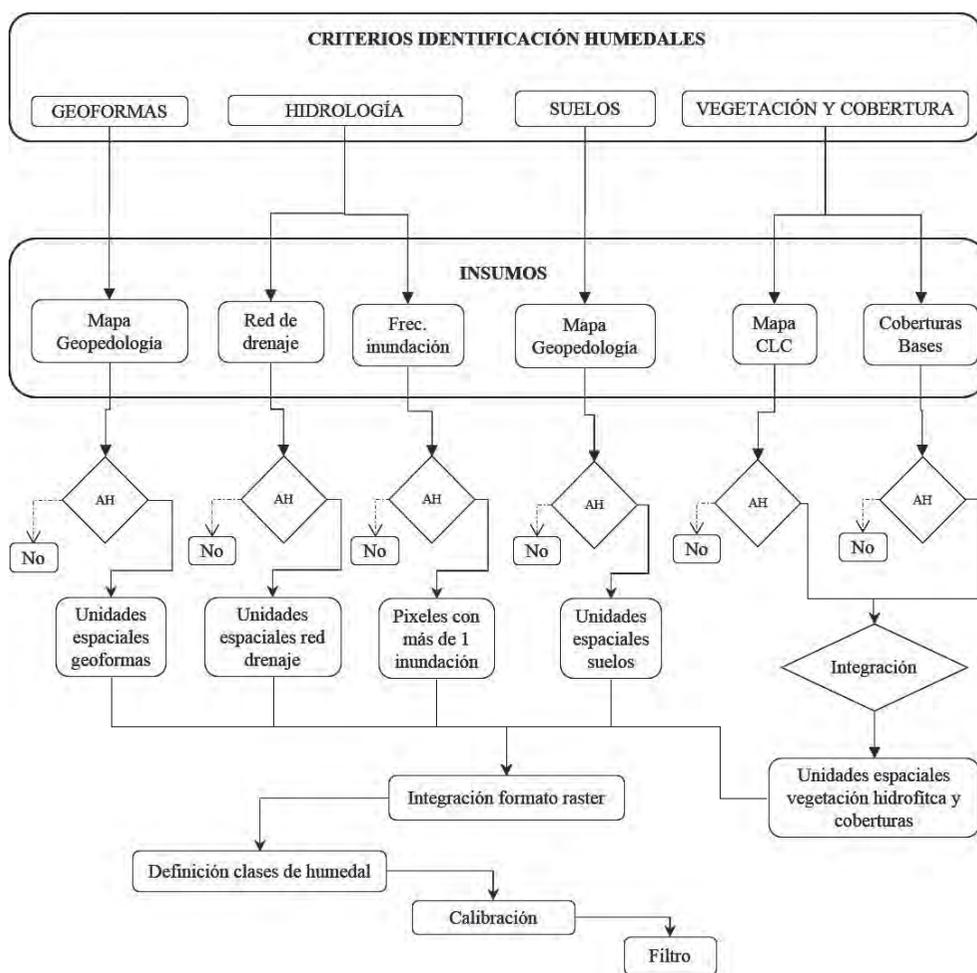


Figura 2. Modelo cartográfico desarrollado para la construcción del mapa de humedales. AH se refiere al análisis de asociación a humedal.

Con base en la aplicación de operadores lógicos, se definieron categorías de humedal considerando la capacidad de los diferentes criterios para diferenciar categorías de humedal permanente, temporal y potencial (Tabla 1). Los humedales permanentes se asocian a áreas donde la presencia de agua es constante, esta categoría se puede discriminar en dos categorías gracias a la información de radar: 1) abiertos, donde no hay presencia de árboles y 2) bajo dosel, donde la lámina de agua es cubierta por vegetación arbórea. Los temporales son áreas que presentan una marcada estacionalidad en la inundación con periodos secos hasta de cinco meses al año, su variabilidad es interanual. Las áreas potenciales hacen parte integral de los sistemas de humedal con inundaciones interanuales, dependiendo de las condiciones hidrológicas de cada sistema de humedal. El potencial medio de humedal tiene características edafológicas y/o geomorfológicas que lo identifican con una probabilidad media de

ser humedal mientras que en el potencial bajo el grado de asociación entre las variables analizadas es menor.

En tal sentido, la red de drenaje se tomó como insumo principal para definir los humedales permanentes abiertos, junto con la capa de frecuencias de inundación en los casos en los que se presentaba un número de inundaciones superior ≥ 6 ; se incluyeron adicionalmente los glaciares, que se obtuvieron del mapa de cobertura de la tierra. Para el caso de los humedales permanentes bajo dosel, la principal fuente de información fue el mapa de frecuencias de inundación con un número de inundaciones ≥ 4 y se sumó a esto la cobertura de manglares obtenida del mapa de cobertura de la tierra.

Adicionalmente, la información proporcionado por los sensores de radar permitió diferenciar la categoría permanente en abiertos y bajo dosel.

Tabla 1. Modelo de integración de insumos para la discriminación de categorías de humedal.

| | Red de drenaje | Frecuencias* | Suelos | Geomorfología | Cobertura |
|--------------------------------------|----------------|-------------------------|------------------|-----------------|-----------|
| Humedal permanente abierto | Toda + | ≥ 6 | | + | Glaciares |
| Humedal permanente bajo dosel | | ≥ 4 | | + | Manglares |
| Humedal temporal | | < 6 (Ab) + < 4 (Bd) | + Alta | + Alta** | + Alta |
| Potencial medio | | | + Media Baja *** | Media Alta**** | |
| Potencial bajo | | | + Media Baja | Media Baja***** | |

+ Equivale a un operador "O" en el proceso aditivo de las capas cartográficas, es decir que solo se debe cumplir con una de las condiciones. Por ejemplo, los humedales permanentes abiertos se definen por la red de drenaje o por frecuencias mayores a seis o por coberturas de glaciar.

* Las frecuencias incluyeron todas las zonas en las que se registró más de una inundación y que coincidieron espacialmente con cualquiera de los demás criterios en un grado de asociación mayor a cero.

** GMF en alto nivel de asociación reafirmada con asociación media de suelos.

*** Suelos en asociación media reafirmada por niveles medios-bajos de asociación de geomorfología, o suelos en asociación baja reafirmada por niveles medios de asociación de geomorfología.

**** GMF alta sin estar necesariamente reafirmada por suelos o media reafirmada por niveles medios o bajos de asociación de suelos.

***** Aquí los niveles de asociación fueron medios o bajos en una sola variable, ya fuera geomorfología o suelos, o bajos en las dos variables simultáneamente.

Los humedales temporales estuvieron determinados principalmente por las coberturas vegetales asociadas a humedales y las frecuencias de inundación cuando los píxeles presentaron un número de inundaciones por debajo del umbral definido en los humedales permanentes. En este tipo de humedales también se incluyeron las zonas en las que los suelos o la geomorfología presentaron una alta asociación con humedales y que no fueron incluidos en los permanentes.

Los potenciales medio y bajo se definieron con base en los suelos y la geomorfología; en términos generales el potencial medio incluye todas las zonas en que estos criterios coinciden en niveles medios-altos de asociación, o un solo criterio en nivel de asociación alta. El potencial bajo está dado por la presencia de una sola variable o la coincidencia de las dos en un nivel de asociación medio o bajo.

Calibración

El proceso de calibración del mapa se desarrolló en varios momentos del proceso cartográfico. Se realizaron ocho talleres regionales de calibración con académicos, corporaciones autónomas regionales (CAR) y las territoriales de Parques Nacionales, con la asistencia de 40 instituciones y 87 personas. El mecanismo de los talleres fue hacer un barrido en el mapa de la jurisdicción de cada institución, con puntos de observación en diferentes zonas de humedal. Para cada punto, los participantes expertos y conocedores de las áreas de humedal, asignaban cualitativamente la precisión del mapa. De esta manera se corroboraron áreas de humedal e identificaron áreas que debían revisarse y ajustarse.

Evaluación de la exactitud temática

El proceso de evaluación de la exactitud del mapa se realizó con base en un muestreo aleatorio estratificado, con el fin de tener representación similar en todas las categorías de humedales identificadas. Los estratos corresponden a subzonas hidrográficas (o conjuntos de estas), llamadas “ventanas” en adelante, que fueron escogidas buscando la máxima representatividad en términos de cobertura espacial de áreas de humedal, diversidad geográfica del territorio nacional y disponibilidad de imágenes de sensores remotos en las

áreas seleccionadas. La unidad de muestreo fue un conjunto de puntos generados aleatoriamente en el programa Geospatial Modelling Environment bajo dos restricciones: (i) una zona de exclusión de 100 m alrededor de las márgenes de la ventana para evitar los efectos de borde y (ii) una distancia mínima de 1 km entre puntos para contrarrestar la autocorrelación espacial.

Para garantizar una muestra representativa y resultados confiables en la evaluación de la exactitud temática del mapa se determinó que el área total evaluada debería ser mayor al 10 % del territorio continental del país y por otro lado que fueran representativas de la heterogeneidad geográfica del país. Se seleccionaron 19 ventanas que equivalen al 16 % del territorio continental del país. El número de puntos se calculó siguiendo las recomendaciones de Chuvieco (1995), McCoy (2005) y Meidinger (2003), se fijó una exactitud del 95 % de probabilidad (valor crítico 1,96) y un error máximo permitido de 5 %. Por otra parte, al no contar con información que permitiera inferir *a priori* el porcentaje de error estimado con objetividad, se determinó un acierto estimado de 50 %. Con base en estos parámetros el tamaño de muestra calculado fue de 384 puntos. Se definió este número como el mínimo para evaluar cada una de las categorías de humedal teniendo en cuenta el área del territorio nacional. Las categorías de potenciales medio y bajo se unieron en una sola clase debido a las limitaciones de los insumos cartográficos para realizar el análisis de manera separada.

Según el tamaño de las ventanas se decidió el número de puntos, de acuerdo a cuatro rangos de área. Con base en esta división se generaron 75, 150, 225 y 300 para cada rango respectivamente, que equivale a su vez a 15, 30, 45 y 60 puntos por cada una de las categorías de evaluación del mapa (Figura 3). El esquema de muestreo propuesto garantiza que para cada una de las categorías del mapa se genere un número similar de puntos, y así generar una matriz de confusión (Congalton 1991). Debido a las características propias de cada ventana, no se pudieron generar en todos los casos la totalidad de puntos objetivo, ya que existen zonas donde algunas categorías de humedal están ausentes, principalmente la categoría de humedales permanentes bajo dosel.

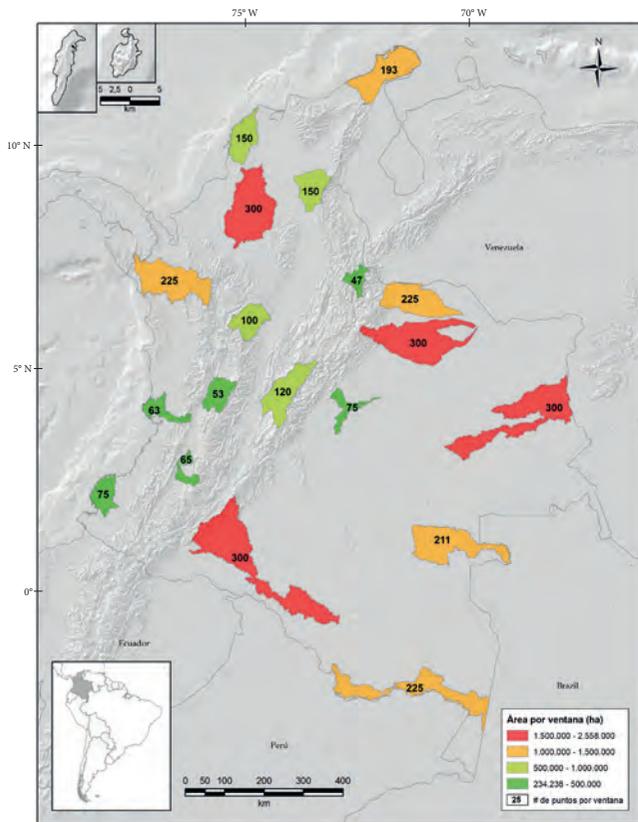


Figura 3. Ubicación de las ventanas y número de puntos muestreados en cada uno para la evaluación de la exactitud del mapa.

Los insumos utilizados para analizar la exactitud de cada punto, fueron imágenes Landsat (tres imágenes con diferencias de al menos 5 años), imágenes y mosaicos de radar ALOS PALSAR obtenidos entre el año 2007 - 2011 y el modelo digital de terreno SRTM con resolución de un arco segundo. Además algunas imágenes RapidEye, Quickbird y Deimos, cuando estaban disponibles, y el visualizador Google Earth.

El procesamiento de la información contó con sinergismos de la banda pancromática de las imágenes Landsat, para emplear simultáneamente la mejor resolución espectral y espacial. Estas imágenes fueron mezcladas con el modelo digital de terreno para generar anaglifos con los cuales hacer observación tridimensional del terreno. Con el modelo digital del terreno también se generaron modelos de sombras y mapas de pendientes. Los programas usados fueron ArcGIS 10.2 para el procesamiento de datos vectoriales y ERDAS 2015 en el procesamiento de las imágenes satelitales y modelos del terreno. El análisis

consistió en evaluar los puntos observados con base en los insumos para determinar si correspondía a zonas de humedal o de acumulación de agua. Finalmente, se calculó el error de omisión, error de comisión y el índice de kappa.

De manera ilustrativa para facilitar la visualización de resultados, se generaron ventanas regionales que permiten visualizar detalles de las categorías de humedal identificadas, estas ventanas son: 1) área hidrográfica del Caribe: cuenca baja del río Atrato; 2) área hidrográfica Magdalena-Cauca: complejo de ciénagas del medio y bajo Magdalena; 3) área hidrográfica de la Orinoquia: desembocaduras de los ríos Cravo Sur y Norte en el río Meta; 4) área hidrográfica del Pacífico: sistemas deltaicos de los ríos Patía y Mira; 5) área hidrográfica de la Amazonia: ríos Caquetá, Vaupés y Putumayo.

Resultados

A escala 1:100.000 se identificó un área total de 30.781.149 ha de humedales en todo el territorio nacional, equivalente a un 26,99 % (Figura 4). El área hidrográfica que presenta la mayor cantidad de humedales es la Orinoquia, seguida de la Amazonia y Magdalena-Cauca, mientras que el Caribe y el Pacífico presentan los valores más bajos (Tabla 2). Es de resaltar la relación proporcional entre la extensión de las áreas hidrográficas y sus respectivas áreas de humedales (Figura 5).

La mayor proporción de los humedales identificados corresponden a “humedales temporales” con un 58,03 %, equivalente a 17.861.536 ha. Le siguen los “humedales potenciales medio y bajo” con 16,35 % y 12,13 % respectivamente.

Las categorías menos extensas corresponden a los humedales “permanentes abiertos” correspondiente al 8,22 %, y los “permanentes bajo dosel” equivalentes al 5,28 % del área total de humedales (Tabla 3).

Los humedales de la categoría “permanentes abierto” presenta los valores más altos en el Magdalena-Cauca y los más bajos en el Caribe; la categoría “permanente bajo dosel” presenta los valores más altos en el Orinoco y en el Caribe, mientras los valores más bajos se presentan en el área Magdalena-Cauca.

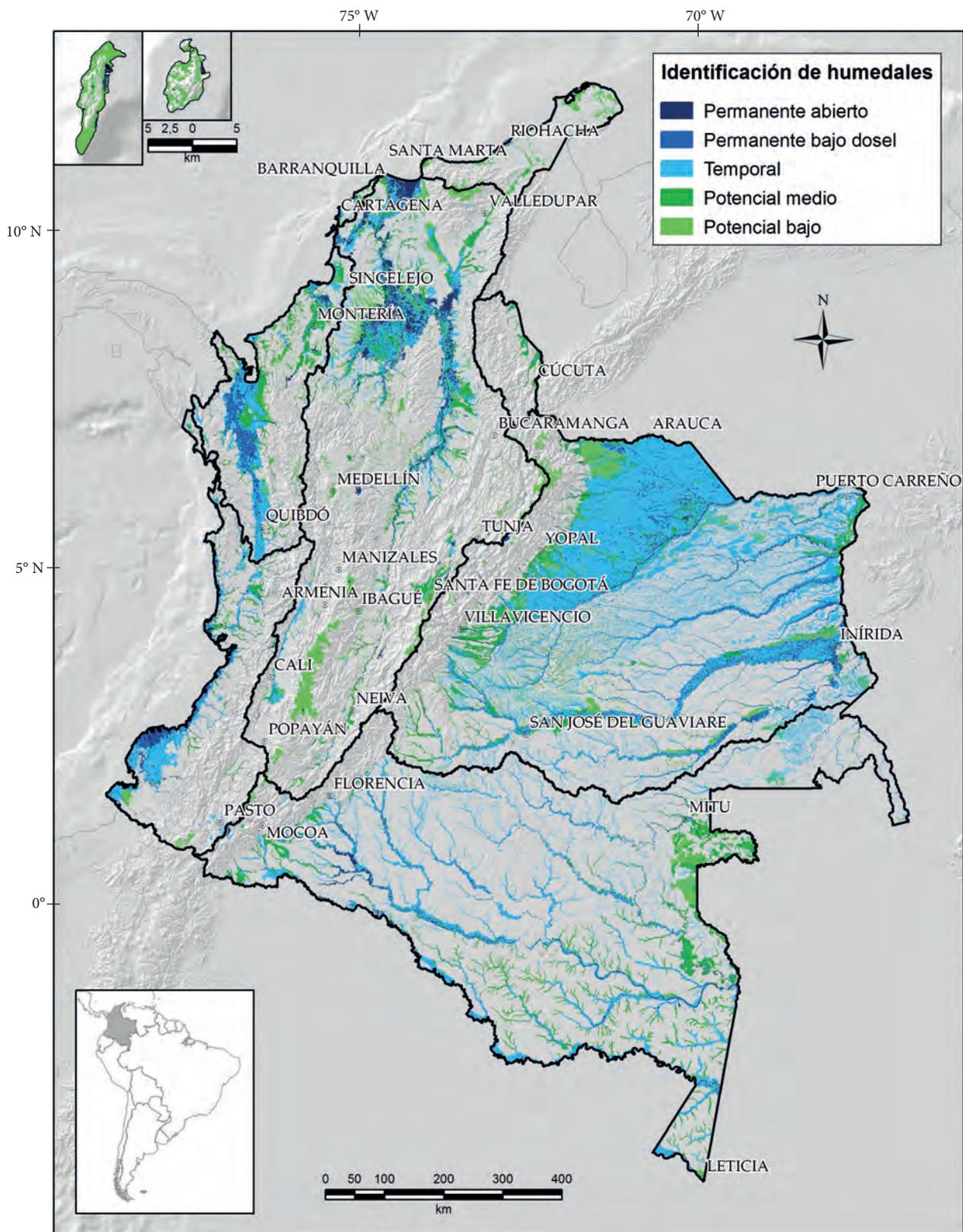


Figura 4. Mapa de humedales continentales de Colombia, identificados para cada área hidrográfica. En la leyenda se presentan las categorías: humedales permanentes abiertos, humedales permanentes bajo dosel, humedales temporales, áreas con medio potencial de humedal y áreas con bajo potencial de humedal.

Tabla 2. Total de hectáreas de humedal en las áreas hidrográficas de Colombia. En a) se detalla el tamaño total de cada área hidrográfica y su porcentaje a nivel nacional; en b) se presenta el número de hectáreas de humedal en cada área hidrográfica y su porcentaje, tomando como 100 % el valor total de hectáreas de humedales identificados para el país, y en c) se muestra el porcentaje que ocupan los humedales en cada área hidrográfica, tomando como 100 % el valor individual.

| Áreas hidrográficas | a) Tamaño total del área hidrográfica | | b) Tamaño de humedales en el área hidrográfica | | c) Porcentaje del área total en humedal | d) Porcentaje que ocupan los humedales en cada área hidrográfica |
|------------------------|---------------------------------------|------------|--|------------|---|--|
| | ha | % | ha | % | (% de b valor total de a) | (% de b en cada categoría de a) |
| Orinoquia | 34.720.825 | 30,45 | 14.725.346 | 47,84 | 12,91 | 42,41 |
| Amazonia | 34.199.437 | 29,99 | 6.240.455 | 20,27 | 5,47 | 18,25 |
| Magdalena-Cauca | 27.105.412 | 23,77 | 5.701.101 | 18,52 | 5,00 | 21,03 |
| Caribe | 10.285.010 | 9,02 | 2.657.571 | 8,63 | 2,33 | 25,84 |
| Pacífico | 7.729.873 | 6,78 | 1.456.676 | 4,73 | 1,28 | 18,84 |
| Total | 114.040.557 | 100 | 30.781.149 | 100 | 26,99 | |

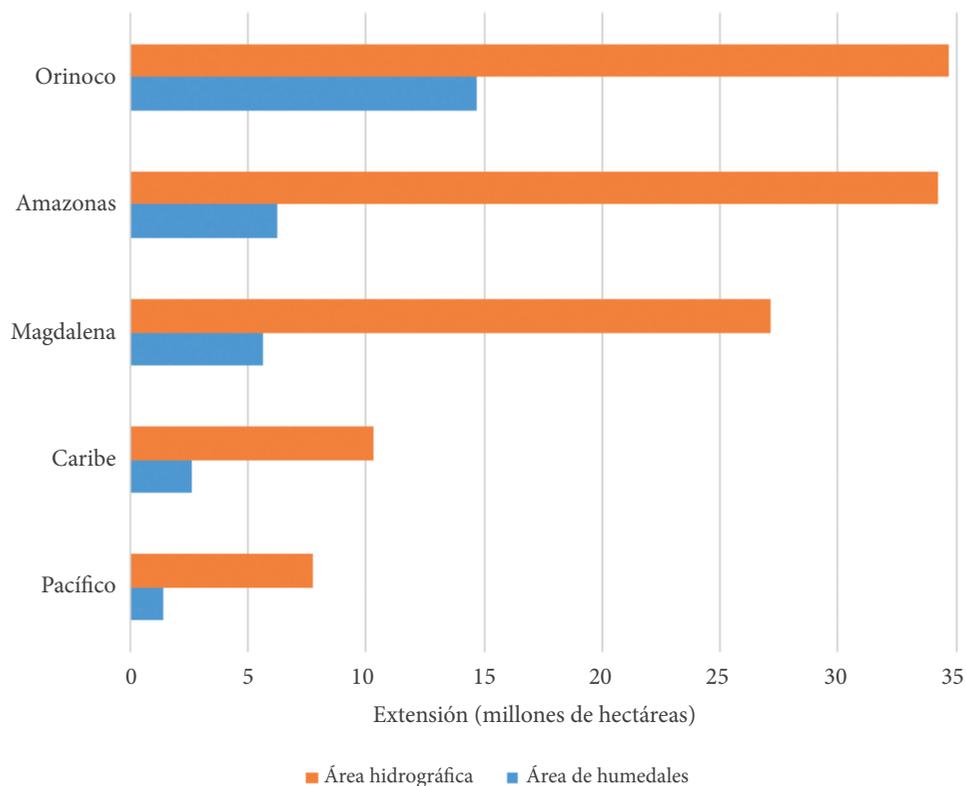


Figura 5. Hectáreas de humedal en cada área hidrográfica comparada con el tamaño total de cada una.

Por otro lado, la categoría humedales temporales es mucho mayor en el área del Orinoco que en el resto de áreas hidrográficas. A su vez las áreas potenciales (medio y bajo) de humedal presentan las mayores extensiones en Amazonia y Magdalena-Cauca y los más bajos en el Pacífico (Tabla 2, Figura 6).

La ventana regional del Caribe ilustra la cuenca baja del río Atrato, donde predomina la categoría de humedales permanentes bajo dosel (Figura 7.1). En la ventana del área hidrográfica del Magdalena-Cauca los humedales permanentes abiertos presentan las mayores áreas. Esto se debe a la presencia de

Tabla 3. Área y porcentaje de humedal para cada una de las categorías identificadas (permanentes abiertos, permanentes bajo dosel, temporales, medio potencial y bajo potencial), en cada una de las áreas hidrográficas. Las cifras rojas corresponden al valor más bajo por categoría y las verdes al más alto.

| Categoría de humedal | Hectáreas de humedal en las áreas hidrográficas | | | | | | % |
|-----------------------|---|-----------|-----------------|-----------|----------|------------|-------|
| | Orinoquia | Amazonia | Magdalena-Cauca | Caribe | Pacífico | Total | |
| Permanente abierto | 652.590 | 478.142 | 991.146 | 198.928 | 208.311 | 2.529.117 | 8,22 |
| Permanente bajo dosel | 896.215 | 201.061 | 97.626 | 274.790 | 155.715 | 1.625.407 | 5,28 |
| Temporal | 10.423.439 | 3.557.870 | 2.033.322 | 1.037.469 | 809.436 | 17.861.536 | 58,03 |
| Potencial medio | 1.463.953 | 1.556.742 | 1.159.893 | 675.379 | 175.625 | 5.031.592 | 16,35 |
| Potencial bajo | 1.289.149 | 446.640 | 1.419.114 | 471.005 | 107.589 | 3.733.497 | 12,13 |

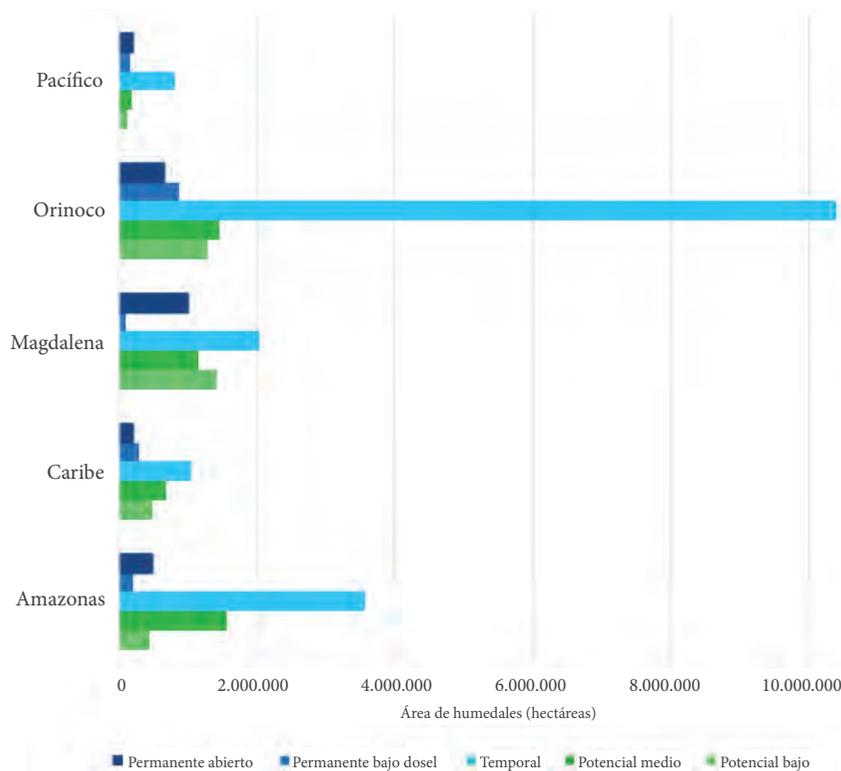


Figura 6. Distribución de las categorías de humedal (permanente abierto, permanente bajo dosel, temporal, áreas con potencial medio de humedal y áreas con potencial bajo de humedal) para cada una de las áreas hidrográficas del país.

cuerpos de agua de extensiones importantes, como el complejo de ciénagas del medio y bajo Magdalena vinculados a la Depresión Momposina en donde se pueden encontrar subsistemas como la ciénaga de Zapatosa o la del Zárate-Malibú (Figura 7.2). En la ventana regional de la Orinoquia predomina la categoría de humedales temporales, que se distribuyen principalmente en el norte del río Meta desde el piedemonte, en las cuencas de los ríos Ariporo, Cusiana, Cravo Norte y Cravo Sur (Figura 7.3).

En el Pacífico, la ventana regional representa los principalmente sistemas litorales estuarinos, particularmente los asociados a los sistemas deltaicos de los ríos Patía y Mira, que dan lugar a áreas importantes de mangle, que se representan en el mapa como humedales permanentes bajo dosel (Figura 7.4).

En la ventana regional del Amazonas la mayor proporción es de humedales temporales, localizados en torno a los grandes ríos como el Caquetá, Vaupés y Putumayo. El Amazonas se caracteriza también por ser el área hidrográfica que presenta mayor cantidad de potencial medio de humedales que se distribuyen en torno a los afluentes de los ríos principales (Figura 7.5).

En el proceso de calibración del mapa, se revisaron un total de 1893 puntos. El 76 % confirmaron las zonas identificadas como humedal en el mapa y el 24 % correspondió a áreas que fueron revisadas y ajustadas. Como resultado del proceso de evaluación de la exactitud del mapa, se analizaron un total de 3176 puntos distribuidos de manera similar en cada categoría de humedal (Tabla 4). La exactitud temática calculada para el mapa fue de 75,79 % con un intervalo de confianza de 1,5 %, lo que indica que se puede esperar con un 95 % de probabilidad que la exactitud se encuentra entre 77,3 y 74,3 %. El estimador Kappa fue de 0,6968 lo que corresponde, de acuerdo a la escala de Landis y Koch (1977), a un nivel de concordancia sustancial.

La fluctuación en los niveles de exactitud mostró que alrededor de los 2300 puntos de muestra se estabilizó dentro de un rango en el que la variación es poco significativa con menos del 1 % (Figura 8).

En la Tabla 5 se presentan los valores de exactitud de producción y usuario de cada una de las categorías. Se destacan los valores de 97,77 y 90,15 de exactitud de producción para los humedales permanente abiertos y bajo dosel respectivamente, y de 80,70 % y 94,82 % de exactitud del usuario. La categoría de potencial presenta los valores más bajos de exactitud.

El análisis independiente de cada categoría del mapa permitió identificar una alta incidencia de la clase de potencial de humedales en la reducción de la exactitud general. Al eliminar los puntos de muestreo sobre esta clase (Tabla 6), la exactitud aumenta de manera significativa hasta 80,97 % (+5,18 %) con un intervalo de confianza de 1,54 %, lo que significa que con una probabilidad de 95 % se puede esperar, en el peor de los casos, una exactitud de 79,5 % y en el mejor de 82,5 %. El índice Kappa también aumentó hasta 0,7545 lo que representa un aumento de 0,0577, el cual puede considerarse significativo si bien el nivel de concordancia sigue siendo sustancial. De igual manera, al comparar la tabla 4 y 6 se observa un incremento de los valores de exactitud del productor.

Discusión

La metodología implementada, a partir de la revisión y ajuste de procesos internacionales de identificación espacial de estos ecosistemas, permitió la identificación espacial de los humedales, con la incorporación de elementos de dinámica espacial y temporal, en un país tan complejo geográficamente y ecológicamente como Colombia. La identificación de 30.781.149 hectáreas de humedales, es un gran avance para el conocimiento de estos ecosistemas a nivel nacional y así mismo un gran reto para avanzar en el diseño y gestión de estas áreas estratégicas.

El área de humedales obtenida con este trabajo, es significativamente superior a la obtenida en estudios anteriores para Colombia, sin embargo existen coincidencias que se deben tener en cuenta; por ejemplo, el área de humedales permanentes sumada con los temporales (21.965.936 ha), es bastante cercana a los 20.252.500 ha calculados en el trabajo de Naranjo *et al.* (1999). Por otra parte la Contraloría General de la República (2011) indica la existencia de 2.645.574 ha, y Marín (1992), calculó 2.649.312 ha.

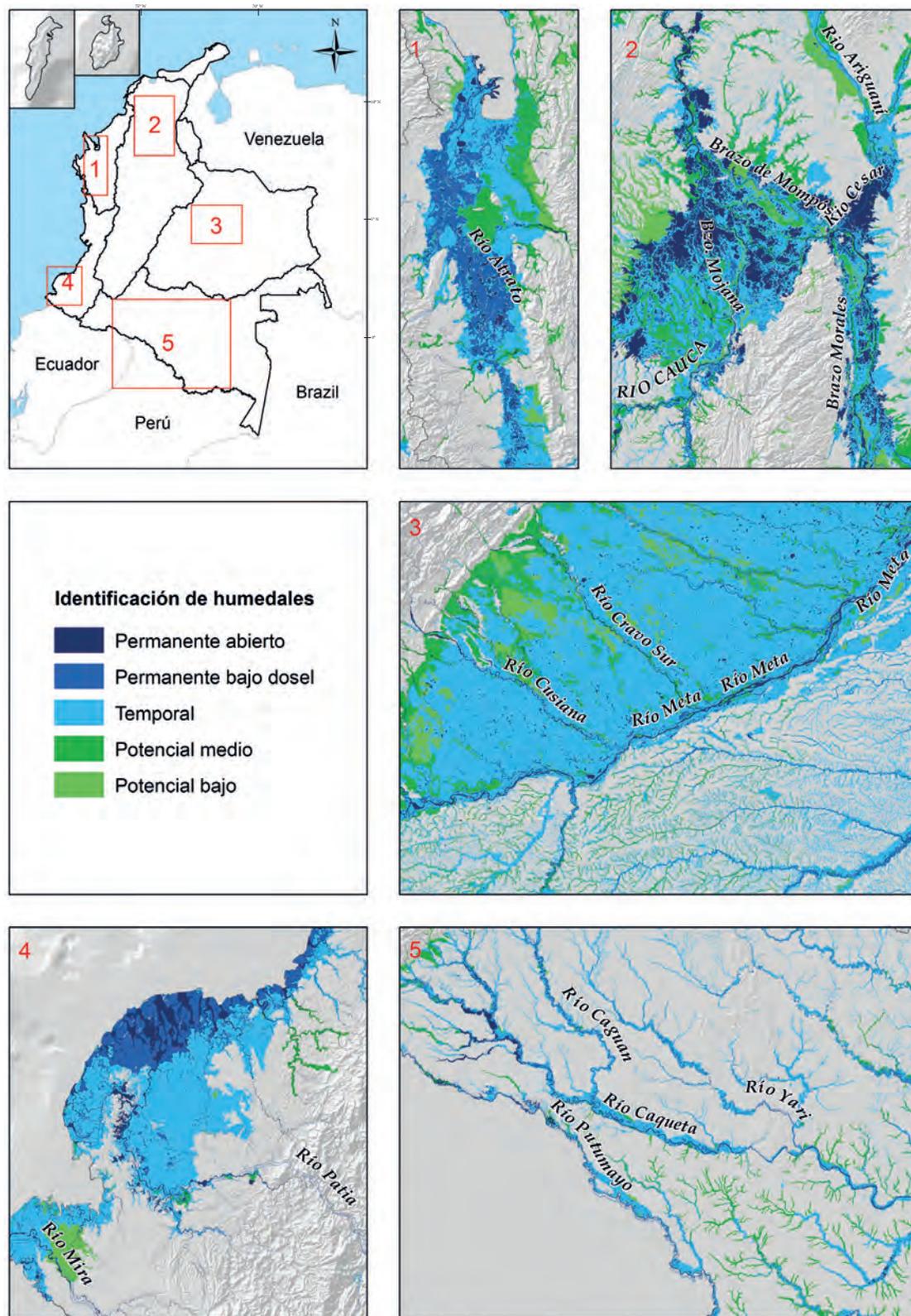


Figura 7. Detalle de las áreas de humedal en ventanas regionales características de cada área hidrográfica. 1) Caribe-Bajo Atrato; 2) Magdalena-Cauca-Depresión Momposina; 3) Orinoquia-departamento del Casanare; 4) Pacífico-Bajo Mira y Patía; 5) Amazonas-ríos Caquetá y Putumayo.

Tabla 4. Matriz de confusión tomando todas las categorías de humedal identificadas.

| Datos de clasificación | Permanente abierto | Permanente bajo dosel | Temporal | Potencial | No humedal | Total |
|------------------------|--------------------|-----------------------|------------|------------|------------|--------------|
| Permanente abierto | 527 | 27 | 85 | 6 | 8 | 653 |
| Permanente bajo dosel | 0 | 494 | 24 | 2 | 1 | 521 |
| Temporal | 7 | 21 | 496 | 107 | 21 | 652 |
| Potencial | 5 | 6 | 93 | 382 | 189 | 675 |
| No humedal | 0 | 0 | 26 | 141 | 508 | 675 |
| Total | 539 | 548 | 724 | 638 | 727 | 3.176 |

Tabla 5. Exactitud de producción, de usuario e índice kappa por categoría de humedal.

| Categoría de humedales | Exactitud de producción (%) | Exactitud de usuario (%) | Kappa |
|------------------------|-----------------------------|--------------------------|--------|
| Permanente abierto | 97,77 | 80,70 | 0,7676 |
| Permanente bajo dosel | 90,15 | 94,82 | 0,9374 |
| Temporal | 68,51 | 76,07 | 0,6901 |
| Potencial | 59,87 | 56,59 | 0,4568 |
| No humedal | 69,88 | 75,26 | 0,6791 |
| | Kappa total | 0,6968 | |

Tabla 6. Matriz de confusión excluyendo los puntos de muestreo en la categoría de humedales potenciales.

| Datos de clasificación | Permanente abierto | Permanente bajo dosel | Temporal | Potencial | No humedal | Total |
|------------------------|--------------------|-----------------------|------------|------------|------------|--------------|
| Permanente abierto | 527 | 27 | 85 | 6 | 8 | 653 |
| Permanente bajo dosel | 0 | 494 | 24 | 2 | 1 | 521 |
| Temporal | 7 | 21 | 496 | 107 | 21 | 652 |
| Potencial | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| No humedal | 0 | 0 | 26 | 141 | 508 | 675 |
| Total | 534 | 542 | 631 | 256 | 538 | 2.501 |

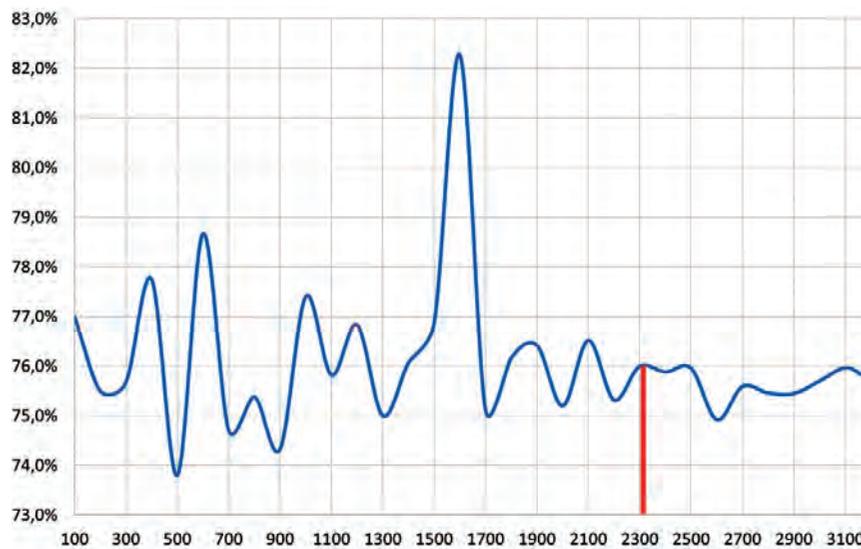


Figura 8. Variación de la exactitud temática según el tamaño de la muestra.

Tabla 7. Exactitud de producción, de usuario e índice kappa excluyendo los puntos de muestreo en potencial de humedales.

| Categoría de humedales | Exactitud de producción | Exactitud de usuario | Kappa |
|------------------------|-------------------------|----------------------|---------------|
| Permanente abierto | 98,69 % | 80,70 % | 0,7547 |
| Permanente bajo dosel | 91,14 % | 94,82 % | 0,9338 |
| Temporal | 78,61 % | 76,07 % | 0,6800 |
| Potencial | 0 | 0 | 0 |
| No humedal | 94,42 % | 75,26 % | 0,6848 |
| | | Kappa total | 0,7545 |

Estos valores se asemejan al área de humedales permanentes abiertos obtenidos en este estudio (2.560.791 ha). La comparación de estos valores, evidencia que las áreas reportadas por estos autores como el total de humedales del país, realmente son valores parciales, que en este estudio corresponden a alguna de las categorías del mapa aquí presentado. Esta comparación evidencia que los valores antes obtenidos, tal vez se referían a una definición de humedal asociada únicamente al espejo de agua. Esto muestra la relevancia de contar con una definición de humedal en el momento de generar resultados sobre humedales.

La mayor extensión de la categoría de humedal temporal se encuentra en el área hidrográfica del Orinoco, en los departamentos de Arauca y Casanare, dominados por sabanas inundables con una marcada estacionalidad en la inundación. En ésta área hidrográfica los humedales permanentes bajo dosel, se encuentran localizados principalmente hacia las márgenes de los ríos Inírida, Guaviare y el caño Matavén. El área hidrográfica del Amazonas presenta también grandes extensiones de humedales permanentes abiertos y bajo dosel asociados a las madrevejas y bosques inundables de las márgenes de los ríos Putumayo, Caquetá, Apaporis y Vaupés.

El área hidrográfica Magdalena-Cauca se presentan todas las diferentes categorías de humedal, que incluyen desde sistemas de humedales de alta montaña, hasta grandes complejos de tierras bajas, interiores y costeros. La alta montaña y altiplanos se caracterizan por humedales permanentes como lagos y lagunas (Chingaza, Tota y La Cocha); turberas y glaciares en las cordilleras central, oriental y parte de la Sierra Nevada de Santa Marta. En las tierras bajas dominan los humedales temporales como los de las planicies de inundación de La Mojana. Es de resaltar que en esta área hidrográfica se presenta la menor extensión de humedales permanentes bajo dosel. El Magdalena tiene una particularidad adicional, que radica en que es el área hidrográfica en donde se encuentran los embalses más grandes del país como El Guájaro, Guatapé, Betania e Hidroprado, que se encuentran categorizados como humedales permanentes abiertos.

Vale la pena resaltar la importante extensión de humedales permanentes bajo dosel que se presenta en el área hidrográfica del Caribe, hacia las márgenes del río Atrato, en donde se configura un complejo de bosques inundables asociados a una gran extensión de humedales temporales. Un aspecto relevante a mencionar frente a éste complejo de humedales, es que aporta la mayor área de humedales al área hidrográfica del Caribe; el resto corresponde a áreas con baja presencia de humedales ya sea por condiciones de aridez como en el caso de la Guajira, en donde la mayor parte de los humedales están vinculados a las zonas litorales, o por condiciones topográficas de pendientes pronunciadas como en el caso del Catatumbo donde los humedales tienden a formarse hacia el costado oriental con pendientes más suaves.

El área hidrográfica del Pacífico, presenta la menor extensión total de humedales del país, sin embargo, presenta importantes áreas de humedales temporales asociados a las márgenes de los ríos San Juan y Baudó y a la franja costera, con grandes bosques de manglar como los de Sanquianga.

Por otro lado, el modelo conceptual y cartográfico desarrollado facilitó la discriminación de categorías de humedal que permiten avanzar en la representación espacial de la dinámica espacial y temporal de estos ecosistemas. Por ejemplo, la incorporación

de frecuencias de inundación permitió diferenciar entre áreas con inundación permanente y temporal, e inundación abierta y bajo dosel. El potencial medio corresponde a áreas identificadas desde la geomorfología o desde el análisis de suelos de humedal e indican que estas áreas tienen las condiciones biofísicas propicias para que exista un ecosistema de humedal. Gran parte de éstas áreas se encuentran en diferentes estados de transformación que van desde sistemas productivos hasta grandes centros urbanos. En este sentido es importante que la gestión que se realice sobre éstas áreas, reconozca que son susceptibles de inundarse y se deben manejar bajo criterios de gestión integral del territorio.

La categoría de potencial bajo de manera general se encuentra asociada a los complejos de páramos, en donde en su interior existen áreas de humedales permanentes como turberas, lagunas de alta montaña y glaciares. También se incluyeron en esta categoría algunas zonas urbanas como Medellín y Bogotá, las cuales se localizan sobre complejos de humedales en alto grado de transformación. Los resultados de este trabajo evidencian la presencia de diferentes categorías de humedal, para cada una de las cuales deben existir políticas de manejo diferenciadas en cada una de las áreas hidrográficas del país.

Dado que los potenciales fueron identificados a partir de los insumos de geomorfología y suelos, que se construyeron a partir de grandes unidades espaciales conformadas por asociaciones y que su objetivo de estudio no era la identificación de áreas de humedal, presentan una incertidumbre mayor que las otras categorías en el proceso de identificación. Esto se evidencia en la evaluación de exactitud temática donde al incorporar los potenciales la exactitud total disminuye en un 5,18 %. En este sentido se recomienda, desarrollar estudios que precisen con mayor detalle dicha categoría para comprender de mejor manera sus dinámicas de inundación y orientar su manejo con énfasis hacia la gestión del riesgo.

El Mapa de Humedales Continentales de Colombia se constituye como una herramienta que permita tener una mirada nacional de los humedales del país, profundizar en su conocimiento, entendimiento y apoyar las acciones de manejo de estos importantes

ecosistemas del país. Por lo tanto puede ser usada tanto por la comunidad científica, como por tomadores de decisiones, autoridades ambientales y público general.

Conclusiones

El marco metodológico implementado permitió la construcción del mapa de humedales continentales que identifica 30.781.149 ha para todo el territorio nacional, distribuidas en las siguientes categorías de humedal: permanente abierto, permanente y bajo dosel, temporal y potencial bajo y potencial medio.

Se destaca la incorporación al mapa del insumo de frecuencias de inundación a partir de imágenes de radar, que permite incorporar aspectos de la dinámica espacial y temporal de la inundación así como la identificación de áreas inundadas bajo dosel.

Al comparar el área de humedales identificada con estudios previos, se evidencia que las áreas reportadas en estos estudios como el total de humedales del país, realmente son valores parciales que en este estudio corresponden a categorías del mapa de identificación de humedales.

Las categorías de humedales identificadas para cada una de las áreas hidrográficas del país, especialmente humedales temporales y potenciales, hacen necesaria la generación de políticas y acciones de manejo diferenciadas, que se ajusten a las particularidades de funcionamiento de cada una de estas categorías.

El mapa tiene un nivel de exactitud positivo a nivel general, así como para las diferentes categorías identificadas. No obstante, la categoría de humedales potenciales (medio y bajo) presenta unas características difíciles de determinar mediante la metodología empleada, en tal sentido la exclusión de los puntos muestreados sobre áreas de humedales potenciales mejora considerablemente la exactitud del mapa.

Agradecimientos

Este estudio fue realizado en el marco del convenio interadministrativo, suscrito entre el Fondo Adaptación y el Instituto Alexander von Humboldt

(No. 008 de 2013), del convenio Instituto Humboldt-Ideam (No. 13-13-014-093CE) y el contrato Instituto Humboldt - SarVision (13-13-014-368PS). Estos resultados son el resultado de la colaboración, además de los autores, de muchas personas e instituciones que estuvieron involucradas durante el proceso de investigación directa o indirectamente. Este trabajo no hubiera sido posible sin el respaldo de Brigitte Baptiste como Directora del Instituto Humboldt; Jerónimo Rodríguez y Carlos Sarmiento como coordinadores desde el Instituto Humboldt del Proyecto de Insumos para la Delimitación de Páramos y Humedales. JAXA y K&C, Dirk Hoekman, Wageningen University y SarVision por el suministro y procesamiento de imágenes de radar. Agradecimientos al Ideam, MADS y Fondo de Adaptación por su apoyo a lo largo del proceso.

Bibliografía

- Bedoya, M., C. Contreras y F. Ruíz. 2010. Alteraciones del régimen hidrológico y de la oferta hídrica por variabilidad y cambio climático. Pp. 228-320 (Cap.7). *En*: Estudio Nacional del Agua 2010. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (Ideam). Bogotá D.C., Colombia.
- Chuvieco, E. 1995. Fundamentos de Teledetección Espacial. Segunda edición. Madrid, España. 454 pp.
- Consejería de Medio Ambiente. 2002. Plan Andaluz de Humedales. Junta de Andalucía. Sevilla, España. 253 pp.
- Contraloría General de la República. 2011. Evaluación de la implementación de la Política Nacional de Humedales Interiores de Colombia. Pp: 193-329. *En*: Contraloría General de la República. Estado de los Recursos Naturales y del Ambiente 2010-2011. Imprenta Nacional. Bogotá D. C., Colombia.
- Congalton, R. 1991. A Review of Assessing the Accuracy of Classifications of Remotely Sensed Data. *Remote Sensing of Environment* 37: 35-46.
- Cowardin, L. M., V. Carter, F. C. Golet y E. T. LaRoe. 1979. Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States, FWS/OBS-79/31. Fish and Wildlife Service, Office of Biological Services. Washington D. C. 103 pp.
- Environmental Laboratory. 1987. Corps of Engineers wetlands delineation manual. Washington D. C. 143 pp.
- Environmental Protection Agency. 2005. Wetland mapping and classification methodology – overall framework – a method to provide baseline mapping and classification for wetlands in Queensland, version 1.2. Queensland Government, Brisbane. 45 pp.

- Fitoka, E. e I. Keramitsoglou (Eds). 2008. Inventory, assessment and monitoring of Mediterranean Wetlands: Mapping wetlands using Earth Observation techniques. EKBY & NOA. MedWet publication. 139 pp.
- Flórez, A. 2003. Colombia: evolución de sus relieves y modelados. Universidad Nacional de Colombia, Departamento de Geografía, Red de Estudios de Espacio y Territorio. Bogotá D. C., Colombia. 238 pp.
- Flórez, A., A. F. Barajas, O. Jaramillo, N. J. Martínez, M. S. Barrera, J. W. Montoya. 2010. Sistemas morfogénicos del territorio colombiano. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (Ideam). Bogotá D. C., Colombia. 252 pp.
- GlobWetland, 2009. GlobWetland Final Technical Report. Prepared by MDA Geospatial Inc. to European Space Agency ESA. 123 pp. Disponible en: http://due.esrin.esa.int/files/131-176-149-30_20097910856.pdf
- Ideam, Igac, IAVH, Invemar, Sinchi e IIAP. 2007. Ecosistemas continentales, costeros y marinos de Colombia. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, Instituto Geográfico Agustín Codazzi, Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico Jhon von Neumann, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives De Andrés e Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas Sinchi. Bogotá, D. C, Colombia. 276 pp.
- Ideam. 2010. Leyenda nacional de coberturas de la tierra. Metodología Corine Land Cover adaptada para Colombia escala 1:100.000. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Bogotá, D. C., Colombia. 72 pp.
- Ideam. 2013. Zonificación y codificación de unidades hidrográficas e hidrogeológicas de Colombia. Comité de Comunicaciones y Publicaciones del Ideam. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Bogotá, D. C., Colombia. 47 pp.
- Ideam. 2014. Informe técnico consolidado del área temática de espejo de agua: productos mapas de frecuencias de inundación, series de espejos de agua y mapa de tipos de vegetación para Colombia, basados en imágenes de radar, Alos Palsar - SarVision. 55 pp.
- Igac. 2014a. Mapas de Geopedología del Territorio Colombiano a escala 1:100.000. Formato Shapefile. Instituto Geográfico Agustín Codazzi. Bogotá D. C., Colombia.
- Igac. 2014b. Cartografía base 1:100.000 de Colombia. Formato Geodatabase. Instituto Geográfico Agustín Codazzi. Bogotá D. C., Colombia.
- Jones, K., Y. Lanthier, P. van der Voet, E. van Valkengoed, D. Taylor y D. Fernández-Prieto. 2009. Monitoring and assessment of wetlands using Earth Observation: The GlobWetland project. *Journal of Environmental Management* 90: 2154-2169.
- Junk, W. J., P. B. Bayley y R. E. Sparks. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. Pp: 11-127. *En: D. P. Dodge (Ed.) Proceedings of the International Large River Symposium. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Science.*
- Landis, J. y G. Koch. 1977. The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data. *Biometrics* 33: 159-74.
- Marín, R. 1992. Estadísticas sobre el recurso agua. Instituto Colombiano de Hidrología, Meteorología y Adecuación de Tierras (Himat). Bogotá D. C., Colombia. 412 pp.
- McCoy, R. M. 2005. Field Methods in Remote Sensing. New York: The Guilford Press. 159 pp.
- Meidinger, D. V. 2003. Protocol for Accuracy Assessment of Ecosystem Maps. Technical Report 11. Ministry of Forests Forest Science Program. Victoria, British Columbia, Canadá. 30 pp. Disponible en: https://www.for.gov.bc.ca/hts/pubs/Tech_Report_011_Ecosystem_Maps.pdf
- Ministerio del Medio Ambiente. 2002. Política Nacional para Humedales interiores de Colombia. Estrategias para su conservación y uso sostenible. Bogotá D. C., Colombia. 67 pp.
- Ministerio del Medio Ambiente, Centro de Ecología Aplicada (MMA). 2011. Diseño del inventario nacional de humedales y el seguimiento ambiental. Ministerio de Medio Ambiente. Gobierno de Chile. Santiago de Chile. 164 pp.
- Naranjo, R. 1997. Humedales. Pp: 140-163. *En: M. E. Chaves y N. Arango (Eds.) Informe Nacional sobre el Estado de la Biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Ministerio del Medio Ambiente, Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente PNUMA. Bogotá D. C.*
- Naranjo, N. G., G. I. Andrade y E. Ponce. 1999. Humedales interiores de Colombia. Bases técnicas para su conservación y uso sostenible. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Ministerio de Medio Ambiente. Bogotá D. C., Colombia. 79 pp.
- Quiñones, M. 2014. Mapas de frecuencias de inundación, series densas de espejos de agua y mapa de tipos de vegetación para Colombia, basados en imágenes de radar, Alos Palsar. Informe técnico SarVision. 3 pp.
- Ramsar. 2009. Glaciar Vinciguerra y yurberas asociadas. Servicio de información sobre sitios Ramsar. Fecha de última publicación: 16-09-2009. Fecha de consulta: 01-03-2016. URL: <https://rsis.ramsar.org/es/ris/1886>.
- Secretaría de la Convención de Ramsar. 2010. Uso racional de los humedales: conceptos y enfoques para el uso racional de los humedales. Manuales Ramsar para el uso racional de los humedales, 4ª Edición. Vol. 1. Secretaría de la Convención de Ramsar, Gland, Suiza. 61 pp.

Tiner, R. W. 2012. Defining hydrophytes for wetland identification and delineation. Engenier Research and Development center. U.S. Army Corps of Engineers. Washington, D.C. 18 pp.

Vasilas, L. M., G. W. Hurt y C. V. Noble (Eds.). 2010. Field indicators of hydric soils in the United States, Version 7.0. United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service (USDA and NRCS) in cooperation with the National Technical Committee for Hydric Soils Field Indicators of Hydric Soils in the United States. Washington D. C. 53 pp.

Carlos Flórez
Instituto de Investigación de Recursos Biológicos
Alexander von Humboldt
Bogotá, Colombia
carlos.florez@gmail.com

Lina M. Estupiñán-Suárez
Instituto de Investigación de Recursos Biológicos
Alexander von Humboldt
Bogotá, Colombia
lestupinan@humboldt.org.co

Sergio Rojas
Instituto de Investigación de Recursos Biológicos
Alexander von Humboldt
Bogotá, Colombia
sergio.rojas.sanchez@gmail.com

César Aponte
Instituto de Investigación de Recursos Biológicos
Alexander von Humboldt
Bogotá, Colombia
cesaraponter@hotmail.com

Marcela Quiñones
Sarvision
Holanda
quinones@sarvision.nl

Óscar Acevedo
Instituto de Investigación de Recursos Biológicos
Alexander von Humboldt
Bogotá, Colombia
ojacorp@gmail.com

Sandra Vilarity
Universidad del Magdalena
svilarity@gmail.com

Úrsula Jaramillo Villa
Instituto de Investigación de Recursos Biológicos
Alexander von Humboldt
Bogotá, Colombia
ujaramillo@humboldt.org.co

Vilarity, S., U. Jaramillo, C. Flórez, J. Cortés-Duque, L. Estupiñán, J. Rodríguez, O. Acevedo, W. Samacá, A. C. Santos, S. Peláez y C. Aponte. 2014. Principios y criterios para la delimitación de humedales continentales. Una herramienta para fortalecer la resiliencia y la adaptación al cambio climático en Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D. C., Colombia. 100 pp.

Identificación espacial de los sistemas de humedales continentales de Colombia

Citación del artículo. Flórez, C., L. M. Estupiñán-Suárez, S. Rojas, C. Aponte, M. Quiñones, O. Acevedo, S. Vilarity y U. Jaramillo. 2016. Identificación espacial de los sistemas de humedales continentales de Colombia. *Biota Colombiana* 17 (Suplemento 1 - Humedales): 44-62. DOI: 10.21068/c2016s01a03

Recibido: 28 de mayo de 2015

Aprobado: 6 de mayo de 2016

Un enfoque ecosistémico para el análisis de una serie densa de tiempo de imágenes de radar Alos PALSAR, para el mapeo de zonas inundadas en el territorio continental colombiano

Time series analysis of the Alos PALSAR radar data using an ecosystem approach for the detection and mapping of flooded areas in Continental Colombia

Marcela Quiñones, Martin Vissers, Ana M. Pacheco-Pascaza, Carlos Flórez, Lina M. Estupiñán-Suárez, César Aponte, Úrsula Jaramillo, Claudia Huertas y Dirk Hoekman

Resumen

Se describe una metodología para la interpretación y procesamiento de imágenes de radar Alos PALSAR- de banda ancha (WB) y de polarización (HH), para la detección de inundaciones a 100 m de resolución. Los efectos de “sal y pimienta” o *speckle* pueden ser disminuidos con filtros y las pendientes y otras distorsiones geométricas típicas del radar deben ser corregidas apropiadamente antes de cualquier análisis o clasificación. Las interacciones físicas de las ondas de radar, de banda L, con la superficie terrestre, permiten detectar y clasificar inundaciones a cielo abierto y bajo dosel con gran precisión. El análisis de una serie de tiempo de 29 mosaicos de imágenes de radar (WB) sobre el territorio colombiano, comprendidas entre 2007 y 2011, permitió generar 29 mapas de inundación con observaciones de inundación máxima y mínima, ya que se incluye años climáticos extremos en los que se registraron los fenómenos de El Niño y La Niña, haciendo de esta ventana temporal una muestra representativa o línea base. La interpretación y el procesamiento de las imágenes se hacen utilizando una aproximación ecosistémica que implica el uso de un mapa de estructura de vegetación para la corrección de las detecciones de inundación de radar. Estos se compilan en un mapa único de frecuencias de inundación, en el que cada pixel indica el número de veces que fue detectado como inundado durante el tiempo de observación. Este mapa constituye un insumo para la delimitación de humedales y los tipos de humedales. El mapa de estructuras de vegetación utilizado se realizó también usando imágenes de radar Alos PALSAR pero de tipo fino (FB). Se utilizó una leyenda LCCS (Land Cover Classification System) de FAO para la descripción de los tipos estructurales de vegetación. Se realizó una validación para los mapas finales utilizando una aproximación estratificada al azar, en 19 ventanas de estudio repartidas en todo el territorio nacional.

Palabras clave. Inundación bajo dosel. Mapa de frecuencias de inundación. Mapas de inundación. Mapeo de tipos de humedales. Series de tiempo.

Abstract

This article describes a methodology for the interpretation and the processing of wide beam Alos PALSAR Images (WB) of HH polarization, for the detection of flooding areas at 100m resolution. Speckle has to be filter as well as other typical radar geometrical distortions need to be corrected before any classification procedures. The physical interactions between the L band radar waves and the land surface allows the detection of open sky flooding and floods under the canopy. The analysis of a time series of 29 radar (WB) mosaics, covering all the continental Colombian territory, allowed the classification of 29 flooding maps, along an observation window of 5 years from 2007 to 2011, comprising years of extreme climatic variations and consecutive El Niño la

Niña events, making of this time a good baseline for flooding studies. The interpretation and the processing of the WB radar images is done following an ecosystemic approach that includes the use of a forest structural map for the correction of the flooding detections. The resultant flooding maps are compiled in a single flood frequency map, in which every pixel indicates the number of times that the pixel was detected as flooded within the 29 flooding maps. This flood frequency map was used as an input for the evaluation of the wetland map at national level, and for the delineation of wetland ecosystems. The vegetation structural map used for the flooding analysis was also created with radar images but of the fine beam, Alos PALSAR-FB, polarizations (HV) and (HH). The LCCS (Land Cover Classification system) of the FAO was used to describe the structural vegetation types. A validation procedure was applied to both maps following a random stratification method over 19 windows distributed along the National territory.

Key words. Dense time series. Flood frequency mapping. Flood Maps. Flooding under the canopy. Mapping of wetland types.

Introducción

Los sistemas de clasificación de humedales que se usan a nivel internacional (Cowardin *et al.* 1979, Semeniuk y Semeniuk 1995, Secretaría de la Convención de Ramsar 2004) utilizan la combinación de parámetros biofísicos para la definición de los diferentes tipos de humedales tales como la geomorfología, el tipo de suelos, los regímenes de inundación y el tipo de vegetación. Colombia cuenta con cartografía de geomorfología y suelos (Igac 2014) y de vegetación (Ideam 2007); información espacial sobre la extensión y la duración de las inundaciones es un insumo espacial necesario, que hasta la fecha no ha estado disponible para el país, a nivel nacional. Para responder a este vacío de información se evaluaron diferentes tipos de sensores remotos o imágenes de satélite que podrían dar la información necesaria. Desde el punto de vista de los sensores remotos, las inundaciones a cielo abierto y los cuerpos de agua pueden ser detectados con imágenes ópticas tales como las imágenes LandSAT o las imágenes MODIS, sin embargo la detección de áreas inundadas bajo dosel de bosque son difícilmente detectadas por estos sistemas y requiere el uso de sistemas de tipo activo como los sistemas de radar. Por esta razón y considerando la capacidad del radar banda L en la detección de inundaciones tanto en bajo dosel como a cielo abierto (Hess *et al.* 1990, 2003), se analizó una serie de tiempo de imágenes de radar Alos PALSAR de la agencia espacial JAXA, de tipo de banda ancha (WB) con polarización (HH), a nivel nacional en el periodo comprendido entre 2007 y 2011.

En este artículo se presenta la metodología y los resultados del análisis de una serie de tiempo de imágenes de radar Alos PALSAR-WB, para generar un mapa de frecuencias de inundación, que provee información sobre la extensión máxima y la intensidad de las inundaciones, que responde a las necesidades de información para análisis para la definición de humedales.

Anteriormente se han generado mapas de inundación utilizando imágenes de radar (Hess *et al.* 1990, 1995, 2003, Henry *et al.* 2006, Horrit *et al.* 2001) usando diferentes aproximaciones técnicas para la interpretación y la clasificación de imágenes. Lo innovador de la metodología presentada en este artículo es la aproximación ecosistémica al análisis y clasificación de las imágenes de radar, que involucra el uso de un mapa de estructuras de vegetación, con leyenda LCCS (Land Cover Classification System) de la FAO (Di Gregorio y Jansen 2000), como apoyo a la clasificación de la inundación y a la clasificación de los tipos de humedales. Adicionalmente se hace una integración de información ecológica disponible, con respecto a las variaciones estacionales de la vegetación con los regímenes de lluvia, lo cual aporta valiosos datos sobre el comportamiento de las ondas de radar con el terreno, refinando así las clasificaciones.

Otro aspecto innovador de esta metodología es la incorporación del análisis de series de tiempo

en un periodo de estudio donde se presentan extremos climáticos, lo cual da una consistencia a las observaciones considerando que los procesos de inundación tienen ciclos supra-anales, difícilmente detectables un solo año de estudio. Para este ejercicio de mapeo se compilaron todas las imágenes Alos PALSAR-1 WB, disponibles en los archivos de la agencia espacial JAXA, gracias al convenio de investigación entre la Universidad de Wageningen y el grupo K&C de JAXA. En total se completaron 29 mosaicos Alos PALSAR WB y FB, a 100m de resolución espacial, con cobertura sobre todo el territorio nacional, en un periodo comprendido entre los años 2007 y 2011. Estos años presentaron periodos climáticos extremos, con eventos de El Niño - La Niña consecutivos. El índice de variabilidad climática ONI (Oceanic Niño Index), que indica las anomalías en la temperatura en la superficie del mar para este periodo de estudio, se excedió en los años 2009 y 2011, mostrando umbrales que sobrepasaron cinco meses consecutivos con cifras por encima de los límites estimados para años neutros. Para el año 2009 se registraron 11 meses consecutivos con valores mayores a 0,5°C y para el año 2011 se registraron 11 meses con valores por debajo de -0,5°C, indicando que fueron años con variaciones climáticas anómalas, es decir, años muy secos y muy húmedos y por esta razón podría considerarse como una observación de línea base de inundaciones para Colombia, para futuras acciones de monitoreo

Adicionalmente se presenta la información técnica sobre las metodologías de interpretación, corrección clasificación y análisis de las imágenes de radar Alos PALSAR -HH, para la detección de inundaciones; así mismo, los mapas finales y la estrategia de validación utilizada y las matrices de validación. Además, se discute la importancia de la aproximación ecosistémica para lograr observaciones más precisas con relación a un mapa de inundación recientemente publicado para todo el territorio amazónico.

Metodología

Principios de las imágenes de radar que permiten la detección de inundación

Los radares son sensores remotos activos que envían ondas a la superficie terrestre, con una estrategia de

observación lateral. Las ondas enviadas interactúan con los elementos del terreno y parte de la energía de la onda regresa al radar, que graba esta energía y la transforma en imagen. Hay tres aspectos geométricos que son básicos para comprender las imágenes de radar: el ángulo de incidencia, la dirección de rango y la dirección azimut. La resolución espacial en una imagen de radar se define en la dirección de rango y en la dirección azimut y la resolución radiométrica del radar se define como el número de observaciones del radar en un punto dado. Estas dos resoluciones tienen mucha influencia en la calidad de las imágenes y tienen un efecto directo en la calidad de los productos resultantes.

Adicionalmente hay características técnicas de radar que son importantes y que definen el tipo de elementos que pueden ser detectados y mapeados. Estos son: 1) la longitud de onda y 2) la polarización. Estos dos aspectos definen el tipo de interacción que el radar tiene con la superficie de la Tierra y con los objetos (mecanismos de interacción), y el tipo de fenómenos que pueden ser detectados. En el caso de la longitud de onda, hay diferencias en la penetración de las ondas de radar en el dosel del bosque -por ejemplo la banda C (3 cm de longitud de onda) penetra solo en las capas superiores del dosel mientras que la banda L (25 cm de longitud de onda), penetra el dosel e incluso detecta características del terreno, como la inundación-. Para el radar Alos PALSAR WB-HH (banda L) se presentan dos mecanismos de interacción de la onda de radar con el terreno que hacen posible la detección de inundaciones. La primera es el tipo de interacción de doble rebote, donde la onda entra al dosel y se refleja en el suelo (inundado) y rebota en los troncos de los árboles, devolviéndose al radar con gran cantidad de energía y generando una imagen con valor alto de retorno, de color blanco-claro. Por otro lado para la detección de cuerpos de agua, el mecanismo básico de interacción es un mecanismo de reflexión en los que la onda se refleja en el agua y no regresa nada al radar, generando un retorno bajo de color oscuro (Figura 1).

Por otro lado las diferentes polarizaciones también tienen mecanismos de interacción diferentes. Por ejemplo, para el radar Alos PALSAR, las ondas de la polarización HV interactúa más a nivel de dosel en mecanismo llamados de volumen, sensibles a aspectos estructurales del bosque tales como biomasa,

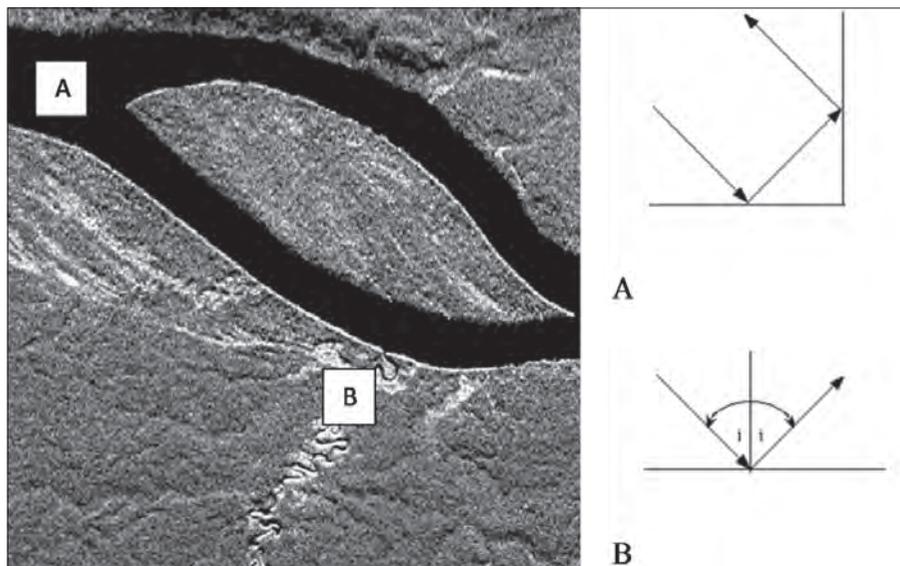


Figura 1. Imagen de radar del sistema AirSAR, Banda L, polarización HH, sobre el río Caquetá en época de inundación. Esta imagen ilustra la capacidad del radar para detectar zonas de inundación a cielo abierto (A) (río en negro) detectado por el mecanismo de reflexión de la onda de radar (mecanismo abajo) y las zonas inundadas bajo el dosel que aparece blancas-brillantes (B) detectados por el mecanismo de doble rebote de la onda de radar (mecanismo arriba).

mientras que la polarización HH tiene mecanismos de interacción de doble rebote que facilita la detección de inundación bajo dosel, como se explicó anteriormente (Figura 2).

Procesamiento. El procesamiento para corrección de las imágenes de radar debe realizarse antes de cualquier proceso de clasificación con el objeto de corregir efectos producidos por la geometría del radar y las condiciones radiométricas. La calidad de las correcciones afecta drásticamente la calidad de los productos finales. Al intentar clasificaciones de imágenes con errores en el pre-procesamiento, se pueden esperar distorsiones en los valores medios del retorno del radar y por ende confusiones entre las clases.

Las imágenes de radar Alos PALSAR se reciben directamente desde JAXA en un nivel de procesamiento básico en formato SLC (single look complex) 1.1. que permite la corrección de las imágenes para las diferentes distorsiones geométricas y radiométricas. El procesamiento de las imágenes se realizó utilizando el software Gamma especializado en el procesamiento de imágenes de radar (http://www.gamma-rs.ch/no_cache/software.html); adicionalmente se utilizaron software creados en

SarVision para filtrar el efecto de sal y pimienta o *speckle* y generar mosaicos, sobre plataforma de IDL-ENVI y software GDAL. Los siguientes procesos de corrección fueron aplicados a todas las imágenes (líneas de radar) utilizadas para generar los mapas:

1. Extracción y conversión de la imagen SAR y metadatos de imagen SLC (single look complex) nivel 1.1.
2. Calibración radiométrica absoluta: conversión de los datos iniciales en valores de intensidad-backscatter Gamma nought (γ^0), corrigiendo parcialmente el efecto de ángulo de incidencia.
3. Georreferenciación (proceso grueso y fino): se hace uso de datos del SRTM modelo digital de terreno (DEM); el modelo digital del terreno (DEM) del sistema SRTM, a 90 m. de resolución, fue utilizado para la corrección de ambos tipos de imágenes de radar.
4. Corrección geométrica del terreno (GTC): corrección geométrica con referencia a un mapa para la corrección de pendientes.
5. Corrección radiométrica del terreno (RTC): corrección de las diferencias en *backscatter*

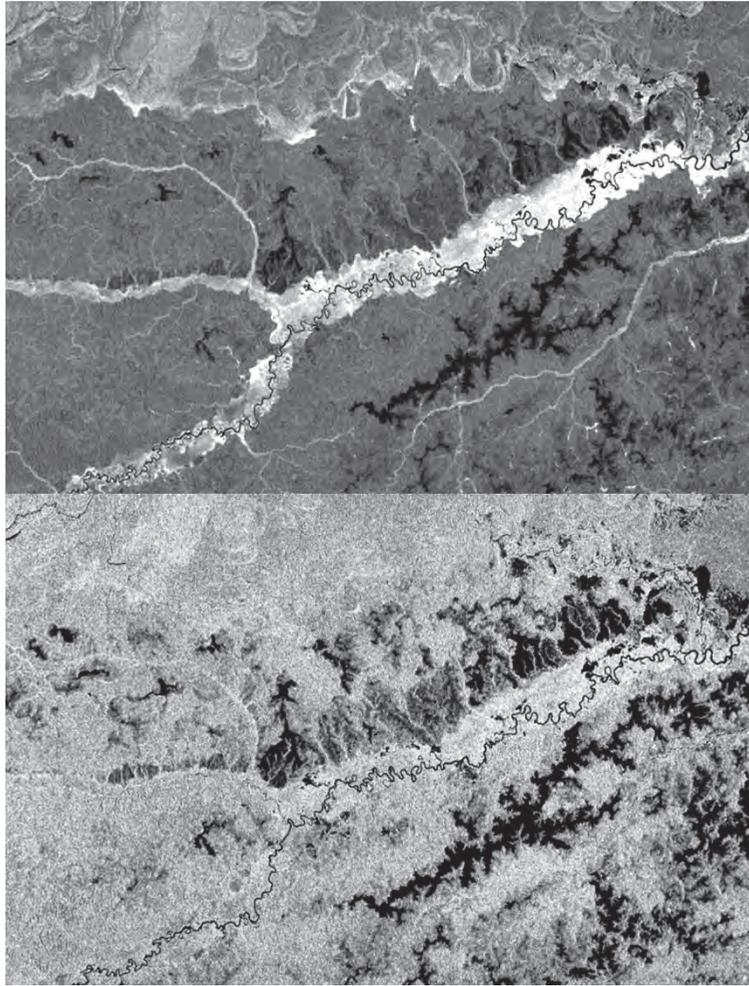


Figura 2. Imagen Alos PALSAR FBD, con dos polarizaciones HH (arriba) y HV (abajo) adquirida en julio de 2007 sobre el área de Matavén. Nótese que el área inundada bajo dosel del caño Matavén se demarca muy bien en la polarización HH, mientras que en la polarización HV no se puede ni siquiera ver (las dos imágenes son adquiridas en el mismo instante solo diferente polarización).

debidas a la pendiente; enmascarar los valores de fondo de imagen y convertir los valores de intensidad Gamma nought a escala de decibeles [dB].

6. Compilación de imágenes corregidas y co-registradas por sitio.
7. Filtrado de *speckle*.
8. Generación de mosaicos. Evaluación de calidad de calibración por mosaico.
9. Proceso de inter-calibración individual por mosaico, hasta lograr una consistencia menor a 1 dB.
10. La inter-calibración radiométrica entre las líneas de radar -que constituyen un mosaico- y entre los mosaicos, debe ser similar. Este proceso es de gran importancia para la generación de mosaicos consistentes, que servirán como base para la creación de cartografía temática.

Esto garantiza que los productos generados por las diferentes imágenes en las diferentes fechas sean comparables. La figura 3 muestra un mosaico de imágenes Alos PALSAR sobre el área central del territorio colombiano antes y después del proceso de inter-calibración.

Las correcciones en las zonas montañosas y especialmente en las zonas de pendientes empinadas, resultan en efectos visibles en las imágenes, incluso si

el DEM es de alta calidad. La figura 4 ilustra un detalle del efecto dramático de cambio sobre las imágenes de radar antes y después de una corrección de pendiente.

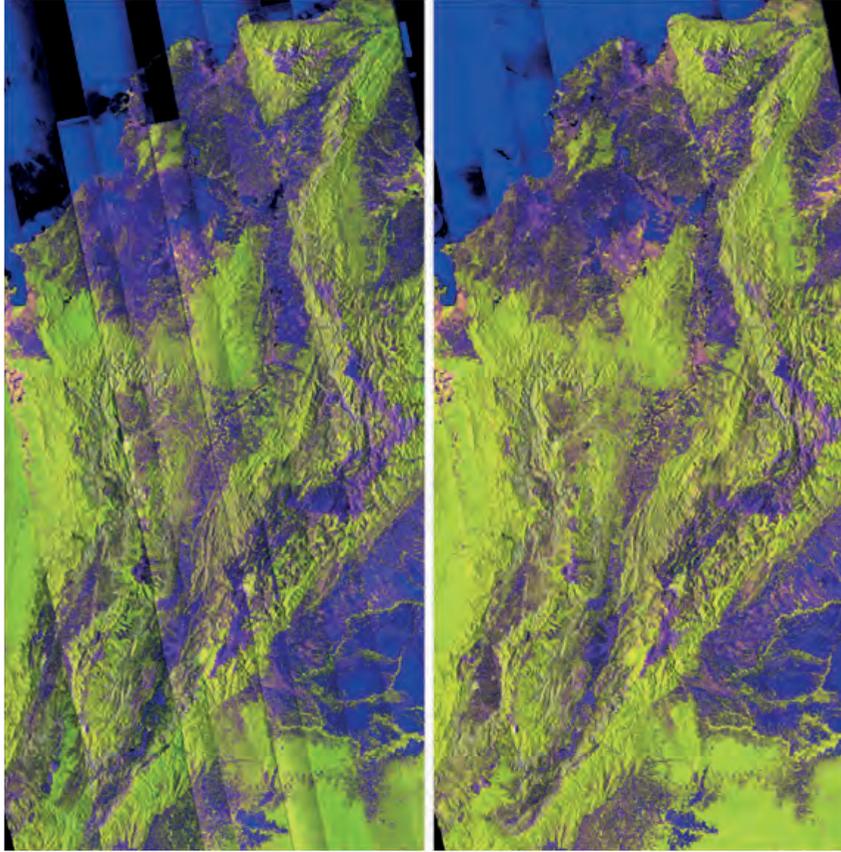


Figura 3. Imágenes Alos PALSAR para una zona en el centro de Colombia, antes y después de las correcciones radiométricas, entre las líneas de adquisición.

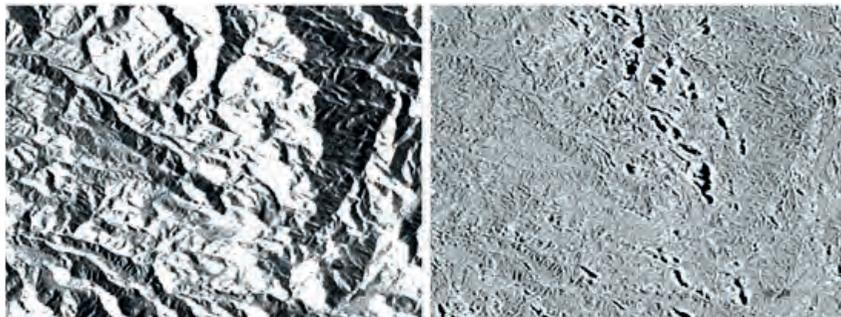


Figura 4. Detalle en una escena de una de las imágenes Alos PALSAR para ilustrar el efecto de la corrección radiométrica del terreno. Las imágenes a la derecha y a la izquierda corresponden a la misma área y tienen la misma escala. Imágenes antes (izquierda) y después de la corrección geométrica y radiométrica (derecha).

Teoría de sensores remotos de radar para el mapeo de los humedales: una aproximación ecosistémica

Desde el punto de vista ecológico la definición de los diferentes tipos de humedales y de ecosistema acuáticos está ligada a los niveles de agua, niveles freáticos, zonas de saturación de agua y sus variaciones, la vegetación y el tipo de suelo. Tanto los regímenes de inundación y el tipo de vegetación asociada tienen una influencia importante en la definición de los tipos de humedales. Los regímenes de inundación pueden variar desde permanentemente inundado (p.e. pantanos, lagos, esteros), ocasionalmente/estacionalmente inundado (p.e. várzeas) y raramente inundado (p.e. sabanas), y los tipos de vegetación pueden variar desde un bosque con dosel cerrado hasta áreas con pastos o incluso zonas sin vegetación. Por estas razones, para el soporte en la delineación de los diferentes tipos de humedales con imágenes de sensores remotos, es necesario contar con insumos que den información sobre la vegetación y las frecuencias de inundación. Las imágenes de radar son sensibles a estos dos aspectos y son unos buenos candidatos para la definición de por lo menos algunos tipos de humedales. Por ejemplo, para la delineación de un paisaje de planicie inundable en

zonas de bosque, es preciso contar con imágenes de sensores remotos adquiridas en épocas lluviosas y secas, donde se puedan apreciar las variaciones en las duraciones de las inundaciones y se puedan detectar áreas que permanezcan inundadas, incluso en épocas secas (Figura 5).

Por otro lado, al respecto de la delineación de humedales en zonas de poca vegetación como sabanas, es necesario saber las variaciones de biomasa y fenología, ya que en zonas de poca vegetación el radar puede sobreestimar la detección de inundación, porque el mecanismo de interacción de las ondas de radar con un terreno plano y seco es del mismo tipo que la interacción con el agua a cielo abierto (mecanismo de reflexión). Por ejemplo, en el caso de la altillanura colombiana de la vertiente del Orinoco, la vegetación es de sabana y muy escasa en la época de verano, por lo cual si no se hacen las correcciones necesarias incluyendo la información de la vegetación, puede producir una misma clasificación con zonas inundadas, justo cuando estas sabanas están secas completamente.

Por estas dos razones se propone una aproximación ecosistémica para el análisis de las imágenes de radar Alos PALSAR HH, que integren la información de

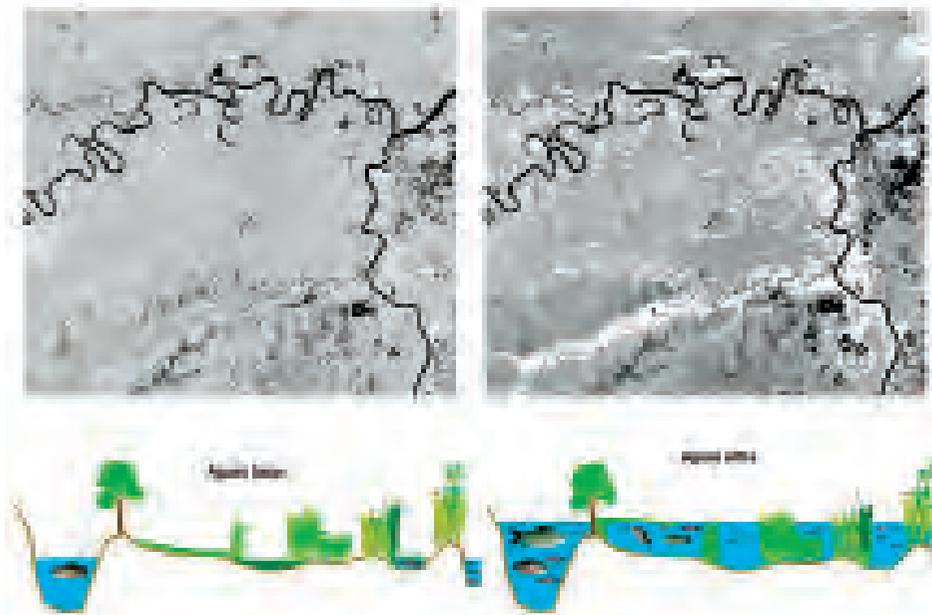


Figura 5. Imágenes de radar Alos PALSAR WB HH adquiridas en el área del Inírida-Guaviare, en época seca (izquierda) y época lluviosa (derecha). Se observa que la zona de la várzea del río Guaviare se detecta mucho más brillante en la época de lluvia. Esta zona corresponde a la planicie de inundación.

estructura de vegetación en el análisis de inundación y en la definición de los tipos de humedales. En este sentido se propuso generar dos productos (mapas) finales que fueran complementarios: uno de tipos estructurales de vegetación y otro de frecuencias de inundación, que compile la información.

Mapa de tipos estructurales de vegetación y definición de la leyenda

Para generar un mapa de tipos estructurales de vegetación se escogieron las polarizaciones con la información relevante. Para este tipo de mapas es indispensable incluir imágenes de las polarizaciones HH y HV, que son sensibles a la estructura de la vegetación, los

niveles de biomasa y las inundaciones. Estos aspectos son los más relevantes en la definición de una leyenda estructural de la vegetación basada en lo que el “radar puede ver”. En el caso de este producto específicamente se evaluaron las ocho polarizaciones e imágenes disponibles y se decidió hacer la clasificación con tres bandas:

Banda 1: FBD-HV promedio 2007-2008

Banda 2: FBD-HV promedio 2009-2010

Banda 3: FBD-HH promedio 2009-2010

El compuesto de color generado con estas tres bandas se puede ver en la figura 6.

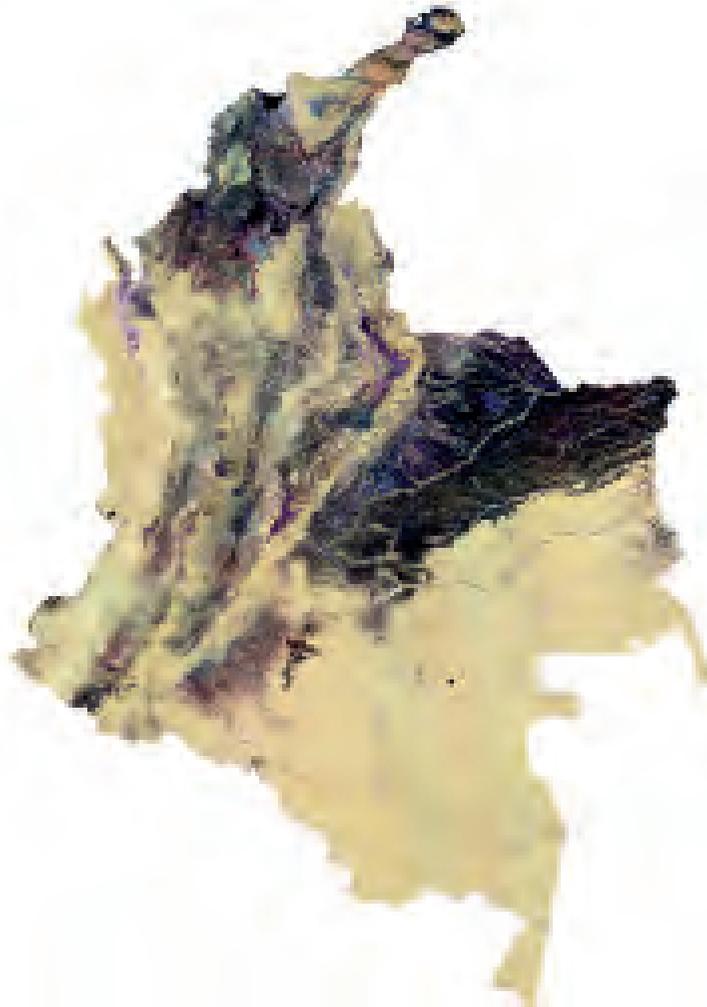


Figura 6. Compuesto de color de las tres bandas Alos FBD HV/HV/HH utilizadas en la clasificación de los tipos estructurales de vegetación en Colombia. Puede observarse que el mosaico no presenta diferencias radiométricas drásticas entre las líneas de adquisición del radar.

El proceso de clasificación de las imágenes de radar fue una combinación de un proceso no supervisado y supervisado, utilizando un algoritmo desarrollado especialmente para clasificación de imágenes de radar, que integra un proceso de clasificación de ML (maximum likelihood) con un análisis de filtrado usando Markov-random fields (Hoekman *et al.* 2010). El proceso de clasificación de las imágenes incluye varios procesos: 1) Interpretación visual de las imágenes en relación con la información disponibles (mapas, imágenes de alta resolución, fotografías e imágenes ópticas). 2) Definición de clases estructurales a clasificar. 3) Clasificación no supervisada de ventanas seccionadas sobre el mosaico en áreas donde se conoce la vegetación. 4) Selección de clases por clasificar, rotuladas con un tipo de vegetación preliminar y extracción de estadísticos de matriz de covarianza y 5) Clasificación supervisada.

La selección de áreas homogéneas de las clases por clasificar y la rotulación de polígonos para cada tipo de vegetación, es un ejercicio de gran importancia ya que dentro de cada clase de vegetación los polígonos de muestra no deben diferir significativamente a nivel estadístico y deben ser a la vez representativos de la clase. La clasificación no supervisada ayuda en la definición de las clases y da las pautas para la selección y la delineación de los polígonos. Se debe hacer un muestreo de los diferentes tipos de vegetación a lo largo y ancho de la imagen para asegurar que la clase quede bien representada. Para el conjunto de polígonos de cada clase se extraen los estadísticos necesarios para la clasificación. La media y la desviación estándar y la distribución de los píxeles se utilizan para evaluar la variabilidad en la clase: si la desviación estándar es mayor a 1 dB y la distribución de píxeles se aleja de una distribución normal, la clase debe ser remuestreada. Una vez definida la clase se extrae la matriz de covarianza que se usa como *input* para la clasificación. Estos valores estadísticos son la base para la clasificación supervisada en la que ocurre un agrupamiento de los píxeles dentro de una rutina de filtros definidos con anterioridad, bajo un análisis de campos aleatorios de Markov. Información más detallada del proceso de clasificación puede encontrarse en Hoekman *et al.* (2010). El resultado es una imagen clasificada con un número de clases de acuerdo a las

clases definidas estadísticamente y con distancias estadísticas que varían entre clases. Después de la clasificación hay un proceso de post-procesamiento que permite remover efectos adicionales, tales como el efecto de las pendientes.

Para la definición de la leyenda se hizo una interpretación de las imágenes basada en los valores del radar, el modelo digital del terreno y la interpretación sobre la vegetación de la zona interpretada sobre *Google Earth* y mapas existentes disponibles. La estratificación de los paisajes y la estructura de la vegetación es muy simple y se hace siguiendo la clasificación del sistema LCCS (Land Cover Classification System) de la FAO, descrita en Di Gregorio y Jansen (2000).

Los principales paisajes muestreados fueron: 1) paisaje de montañas, 2) paisaje en tierras bajas y 3) paisajes de tierras húmedas. Para cada uno de estos paisajes se hace una estratificación en los tipos de vegetación. La estratificación se hace utilizando una clasificación fisonómica y de formas de vida.

Algunas definiciones de vegetación utilizadas en la leyenda son:

- Bosque: cobertura de árboles > 30 %, áreas >1 ha, árboles usualmente >20 m de altura.
- Arboledas: vegetación con cobertura de árboles < 30 %.
- Matorrales: vegetación leñosa de matorrales con cobertura > 10 %.
- Herbazales: vegetación de pastos y gramíneas con cobertura de matorrales < 10 %.

Estos tipos de vegetación se encuentran sujetos a diferentes regímenes hídricos y humedad en suelos. La leyenda final se genera combinando la información de paisaje, vegetación y humedad en suelo.

Mapa de inundación y de frecuencias de inundación

Para el estudio de los pulsos de inundaciones en un territorio extenso es necesario hacer mapeo de inundaciones en un lapso de tiempo suficientemente largo que permita incluir estaciones secas y lluviosas,

y también que incluya eventos extremos tanto de lluvia como de sequía. Desde el punto de vista de los sensores remotos se hace necesario el uso de series de tiempo de imágenes que cubran un periodo significativo de tiempo. En este trabajo se utilizó una serie densa de imágenes Alos PALSAR WB y FB, disponibles para Colombia en los archivos de SarVision, gracias a la colaboración con JAXA, NASA e INPE a través del convenio Carbon and Kioto (K&C) entre la Universidad de Wageningen y JAXA. Se realizó un estudio detallado de las fechas de adquisición y de la calidad de las imágenes disponibles. Se hizo una escogencia de las imágenes con fechas más cercanas para utilizarlas en la creación de mosaicos con cubrimiento sobre todo el país. En total se completaron 22 mosaicos a 100m basados en el sistema Alos PALSAR WB con cubrimiento completo. Adicionalmente, para completar la serie densa de tiempo se realizaron siete mosaicos con imágenes de los modos *FBD-HH* y *FBS-HH*, originalmente a 50 m de resolución, remuestreados a 100 m. Estas imágenes fueron co-registradas a las imágenes *WB*.

En total se analizaron 29 mosaicos de radar polarización HH en el periodo 2007-2011. Sobre cada mosaico se realizó una clasificación para la detección de inundación a cielo abierto e inundación bajo dosel. Básicamente los pasos de análisis pueden ser resumidos en varios puntos:

- Para cada imagen de radar se definieron unos valores máximos y mínimos para las inundaciones abiertas y las inundaciones bajo dosel. Esos valores dependen de las estadísticas de cada mosaico. Se realiza una clasificación supervisada para cada mosaico y se toma esa clasificación como la base del análisis. Los valores mínimos, máximos y medios de *backscatter* fueron extraídos solamente en las áreas planas del área de estudio, para así evitar el efecto de los valores de las pendientes en las estadísticas finales.
- En caso de que se detectaran diferencias radiométricas mayores a 1 dB entre las líneas de órbitas componiendo un mosaico, y que no hubiera sido posible corregir esta diferencia, entonces se hizo la clasificación sobre cada línea de órbita radar. De esta forma cada línea mostró valores de clasificación ligeramente diferente de acuerdo a las estadísticas

calculadas para cada imagen. En general, para la inundación a cielo abierto se definió un rango entre -30 dB y -18 dB y para la inundación bajo dosel se definió un rango entre -5 dB y 9 dB. Esta clasificación se estratificó por regiones, ya que se encontró que diferencias estacionales entre el norte y sur del país causaban diferencias en estos rangos.

- Las áreas detectadas como inundadas en zonas de pendientes mayores al 5,5 % fueron filtradas al igual que las áreas correspondientes a ciudades y áreas construidas (Archivo Shape disponible). En ambos casos el mecanismo de interacción entre las ondas de radar y el terreno, llamado de ‘doble rebote’, es responsable de valores altos de retorno y genera confusión con la detección de agua bajo dosel. Por esta razón deben ser filtrados del mapa de inundación.
- Adicionalmente se hizo un análisis de los valores de retorno del radar para cada uno de los tipos de vegetación, generado con radar. La idea de este análisis es saber qué tipos de vegetación sufren de un cambio brusco en la señal de radar a lo largo del periodo de observación, en la polarización HH, y que por ende puedan estar afectadas por cambio en la humedad en el suelo o inundación o por los cambios fenológicos a niveles de biomasa de la vegetación. Por ejemplo, los valores de retorno de radar, de las áreas abiertas y las zonas de sabana con poca vegetación fueron muy bajos consistentemente, excepto para los meses de lluvia en los que los valores de HH son más altos que para los meses secos. Mientras que bosques de galería y bosques inundables en Amazonia y Chocó mostraron variaciones importantes en *el retorno a lo largo* del periodo de estudio. Estas clases de vegetación se utilizan como máscara para la definición final de las zonas de inundación.
- Además se utilizó el mapa de vegetación y el mapa de regiones para filtrar algunas clases adicionales siguiendo un enfoque ecosistémico. Por ejemplo, en la altillanura y en La Guajira hay muchas zonas planas con poca/ninguna vegetación, especialmente en la época seca, estas zonas deben ser filtradas ya que por el efecto de reflexión de la onda de radar, se genera muy poco retorno de radar y se confunde con inundación a cielo abierto.

La información contenida en los 29 mapas de inundación creados con las imágenes de los 29 mosaicos, se compiló en el mapa de frecuencias de inundación. Cada pixel de este mapa da información sobre cuántas veces este pixel fue detectado inundado en el periodo de tiempo muestreado para los dos tipos de inundación. De esta manera el mapa de frecuencias de inundación tiene dos clases principales. Inundación a cielo abierto e inundación bajo dosel. Y cada uno de esas clases puede ocurrir de uno hasta un máximo de 29 veces.

Resultados

Mosaicos de radar

En total se procesaron y corrigieron 1750 imágenes de radar Alos PALSAR-WB a 100 m de resolución y 4000 imágenes Alos PALSAR FBD a 50 y 25 m de resolución; con estas imágenes geométrica y radiométricamente balanceadas se realizaron los mosaicos de radar con cobertura sobre todo el país. La tabla 1 muestra la lista de los mosaicos Alos PALSAR con polarización HH que se realizaron con todas las imágenes disponibles. A 100 m de resolución se completaron 29 mosaicos con cobertura sobre todo el país, contando los provenientes del sistema WB (22) y los provenientes del sistema FB (7), remuestreados a 100 m. La tabla muestra las fechas aproximadas que cubre cada mosaico así como su resolución y cobertura sobre todo el país: completo (C) e Incompleto (I).

La figura 7 muestra un ejemplo de los mosaicos terminados. Tanto el mosaico HH y los mosaicos HV quedaron para uso de los Institutos Humboldt y del Ideam y formarán parte del banco de imágenes de ambas instituciones.

Mapa de vegetación

El mapa final de estructura de vegetación (Figura 8), resultado de la clasificación de las imágenes de radar, tiene cubrimiento sobre todo el territorio continental colombiano y aunque fue realizado con información combinada de 2007-2008-2009-2010, el mapa incluye la cobertura de vegetación correspondiente al año 2010. El mapa muestra consistencia en los tipos estructurales de vegetación de norte-sur y este-oeste y corresponde a los tipos de vegetación reportados en

otros mapas (Ideam, 2007). Debido a la alta calidad de la inter-calibración de las imágenes, los efectos de ángulo de incidencia son poco visibles en la clasificación final. El mapa está en formato raster Tiff, a una resolución de 50 m por pixel.

La leyenda de este mapa sigue los parámetros de descripción estructural de la vegetación que pudieron ser identificadas por el radar. En total se definieron 17 tipos estructurales de vegetación, una clase de agua y una clase de infraestructura (ciudades y zonas construidas). La leyenda se calculó para el sistema LCCS utilizando el software de FAO disponible en la publicación (Di Gregorio y Jansen 2000), para 11 de las clases. Este software permite el cálculo del código LCCS, código numérico que incluye la información que se entra en el programa. Al final el programa entrega una leyenda con una descripción estructural de la vegetación y un código alfanumérico.

La información para la definición de la leyenda se basó en información y descripciones de vegetación según observaciones en imágenes ópticas de alta resolución para diferentes zonas del país y las imágenes disponibles en *Google Earth*. Para cada clase descrita, el código LCCS incluye información del tipo estructural de vegetación, la humedad de suelo y la localización en el paisaje y el clima. La leyenda final se presenta en la tabla 2. En la última versión del mapa, en junio de 2015, se hizo un pos procesamiento al mapa de vegetación, para incluir las clases de mangles. Para este proceso se utilizó el archivo de mangles provisto por el Instituto Humboldt, y se reclasificaron las clases pertenecientes a bosques. Estas clases de mangle deberían ser controladas en campo para una mayor descripción estructural y así mismo para lograr la suficiente información para el cálculo del código LCCS correspondiente. Hasta ahora no se tiene código para esta vegetación.

El Ideam llevó a cabo un proceso de validación de las clases húmedas del mapa de vegetación utilizando el Mapa Corine Land Cover (Ideam 2007) e imágenes de alta resolución y otras fuentes de información, como fotos georreferenciadas provenientes de otros proyectos. Esta validación sigue el proceso descrito en Oloffson *et al.* (2010), en el que hay una selección de puntos al azar en ventanas escogidas estratégicamente y estratificado y proporcional al área ocupada por cada clase.

Tabla 1. Fechas aproximadas de adquisición y estado de cada uno de los mosaicos generados para la generación de una serie densa e mapas de inundación. Base del Mapa de frecuencias de inundación.

| Sistema | Nombre | Estado | Año | Mes | Resolución | | |
|---------|--------|--------|------|-----|------------|------|------|
| | | | | | 100 m | 50 m | 25 m |
| WB | C02 | C | 2006 | Dic | x | | |
| WB | C03 | C | 2007 | Feb | x | | |
| WB | C04 | C | 2007 | Mar | x | | |
| WB | C05 | C | 2007 | May | x | | |
| WB | C06 | C | 2007 | Jul | x | | |
| WB | C07 | C | 2007 | Ago | x | | |
| WB | C08 | C | 2007 | Sep | x | | |
| WB | C09 | C | 2007 | Oct | x | | |
| WB | C10 | C | 2007 | Nov | x | | |
| WB | C11 | C | 2008 | Dic | x | | |
| WB | C13 | C | 2008 | Abr | x | | |
| WB | C16 | C | 2008 | Ago | x | | |
| WB | C17 | C | 2008 | Oct | x | | |
| WB | C18 | C | 2008 | Nov | x | | |
| WB | C19 | C | 2009 | Ene | x | | |
| WB | C27 | C | 2010 | Mar | x | | |
| WB | C28 | C | 2010 | Abr | x | | |
| WB | C29 | C | 2010 | Jul | x | | |
| WB | C30 | C | 2010 | Sep | x | | |
| WB | C31 | C | 2010 | Oct | x | | |
| WB | C33 | C | 2011 | Ene | x | x | x |
| WB | C34 | C | 2011 | Mar | x | x | x |
| FBD | | C | 2007 | Jul | x | x | |
| FBD | | C | 2008 | Jun | x | x | |
| FBD | | C | 2009 | Sep | x | x | |
| FBD | | C | 2010 | Sep | x | x | |
| FBS | | C | 2010 | Dec | x | x | |
| FBS | | C | 2011 | Feb | x | x | |
| WB | C01 | I | 2006 | Nov | xx | | |
| WB | C12 | I | 2008 | Feb | xx | | |
| WB | C15 | I | 2008 | Jun | x | | |
| WB | C20 | I | 2009 | Feb | x | | |
| WB | C21 | I | 2009 | Abr | x | | |
| WB | C22 | I | 2009 | Jul | x | | |
| WB | C23 | I | 2009 | Ago | x | | |
| WB | C24 | I | 2009 | Oct | x | | |
| WB | C25 | I | 2009 | Nov | x | | |
| WB | C26 | I | 2010 | Ene | x | | |
| WB | C14 | I | 2008 | May | x | | |
| WB | C32 | I | 2010 | Dic | x | | |

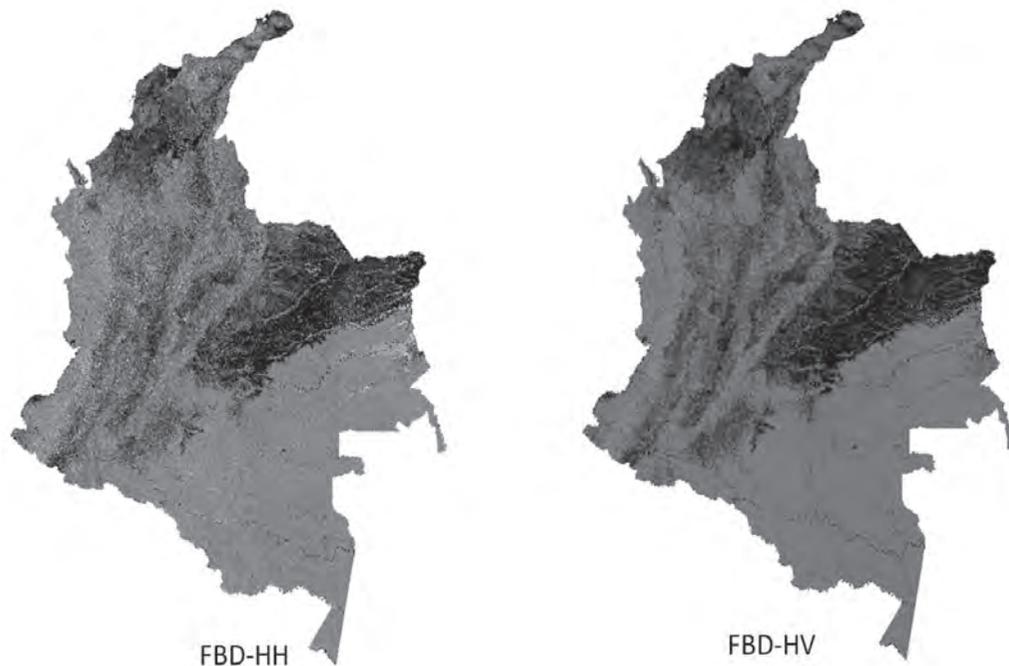


Figura 7. Ejemplo de los mosaicos de imágenes de radar FBD Polarizaciones HH y HV para el año 2008.

En este proceso se escogieron las clases de vegetación con descripción en la leyenda de inundado bajo dosel e inundado a cielo abierto y no-inundado y se validaron con las correspondientes clases en el mapa de vegetación del Ideam (2007); los resultados se pueden observar en la tabla 3. Esta matriz muestra que la precisión general es de un 92,44 % y que la clase con más errores de omisión y comisión es la clase de inundado bajo dosel. Esta relativa baja precisión en la clasificación de esta clase se puede explicar con que para el mapa de Corine Land Cover el polígono es sólido para todo el plano de inundación mientras que en los mapas derivados de SAR dentro del mismo plano de inundación, se detectan zonas inundadas y zonas no inundadas (diques). Es muy probable que los puntos analizados estén dentro del plano de inundación que no se inunda o dique.

Mapas de inundación

Para cada uno de los mosaicos de la serie densa de tiempo se realizó la clasificación de inundación según la metodología descrita anteriormente. Se generaron 29 mapas de inundación, a 100 m de resolución, con píxeles pertenecientes a tres clases: a) no inundado

(gris), b) inundados en zonas abiertas (azul) e c) inundado bajo dosel (verde). La figura 9 muestra un ejemplo de estos mapas de solo tres clases.

Mapa de frecuencias de inundación

En el mapa de frecuencias de inundación cada píxel tiene información de cuántas veces este píxel fue detectado como inundado a cielo abierto o como inundado bajo dosel, a lo largo de la serie densa de 29 mapas de inundación, clasificados para el periodo comprendido entre 2007-2011. Cada clase contiene subclases donde cada píxel tiene un valor que indica el número de veces que fue detectado como inundado; estos números van de 0 a 29. La gama de colores asignada a cada frecuencia para cada una de las clases es de azules para las inundaciones a cielo abierto y verde-roja-café para las inundaciones bajo dosel. A mayor frecuencia de inundación, más oscuro el tono. La figura 10 muestra el mapa de frecuencias de inundación final. Este mapa se encuentra en formato raster GeoTify, y sirvió de insumo para la creación del mapa de humedales. El mapa es consistente a lo largo del territorio, indicando que para cada píxel hubo información en los 29 mapas. Es decir no hay zonas con huecos de información.

Tabla 2. Leyenda LCCS (Land Cover Classification System), FAO. Calculada para el mapa de tipos estructurales de Colombia.

| Código | LCCS Cod | Descripción |
|--------|-------------------------------|---|
| 1 | 20596 - 13221 - L1L5O1O14 | Bosque alto de dosel cerrado, estratificado, que ocurre en zonas tropicales húmedas, bajas, planas o levemente onduladas. |
| 2 | 20596 - 13221 - L25L8O1O14 | Bosque alto de dosel cerrado, estratificado, que ocurre en zonas tropicales, en montañas y en zonas con pendientes |
| 3 | 20791 - 4186 O1O14 (1) | Bosque alto de dosel abierto, ocurriendo en zonas tropicales planas y montañosas. |
| 4 | | Ríos, lagunas, ciénagas y áreas inundadas temporalmente, de vegetación abierta. |
| 5 | 41024 - 33981 - L1L5O1O14 (2) | Bosque alto o medio de dosel cerrado, inundado estacionalmente, ocurriendo en zonas tropicales planas. |
| 6 | 21380 - 7285 - O1O14 | Arboladas de altura media, de dosel abierto, ocurriendo en zonas tropicales planas o en montaña. |
| 7 | 20969 - 13395 - O1O14 | Arbustales altos de dosel cerrado o plantaciones de diverso tipo, ocurriendo en zonas tropicales planas o de montaña. |
| 8 | 21089 - 4358 - O1O14 | Arbustales de dosel abierto, ocurriendo en zonas tropicales planas o de montaña. |
| 9 | 40789 - 39611 - L1L5O1O14 | Vegetación arbustiva media-baja, abierta, permanentemente inundada o inundada frecuentemente, ocurriendo en zonas tropicales planas. |
| 10 | 21348 - 218 - O1O14 | Vegetación densa de gramíneas con arbustos ocasionales, ocurriendo en zonas tropicales planas o de montaña. |
| 11 | 21348 - 3222 - O1O14 | Vegetación de sabana con arbustos bajos esparcidos, ocurriendo en zonas tropicales planas o de montaña. |
| 12 | 40864 - 30667 - O1O14 | Vegetación de sabana con arbustos bajos ocasionales, sometida a inundaciones estacionales y ocurriendo en zonas tropicales, bajas o de montaña. |
| 14 | 5003 - 13 | Ciudades |

Tabla 3. Matriz de confusión para la validación del mapa de tipos de vegetación. La confiabilidad del mapa es de un 92,44 % en general y la precisión para todas las clases, excepto inundación bajo dosel, es mayor de 90 %.

| MATRIZ DE ERROR | | Referencia | | | Total | Fiabilidad % | Comisión % |
|--------------------|----------------------------|----------------------------|-----------------------|--------------|--------------|--------------|------------|
| | | Inundación a cielo abierto | Inundación bajo dosel | No inundado | | | |
| Mapa | Inundación a cielo abierto | 1704 | 12 | 67 | 1783 | 95,57 | 4,43 |
| | Inundación bajo dosel | 2 | 1326 | 455 | 1783 | 74,37 | 25,63 |
| | No inundado | 31 | 288 | 7422 | 7741 | 95,88 | 4,12 |
| Total | | 1737 | 1626 | 7944 | 11307 | | |
| Precisión % | | 98,10 | 81,55 | 93,43 | | 92,44 | |
| Omisión % | | 1,90 | 18,45 | 6,57 | | | |

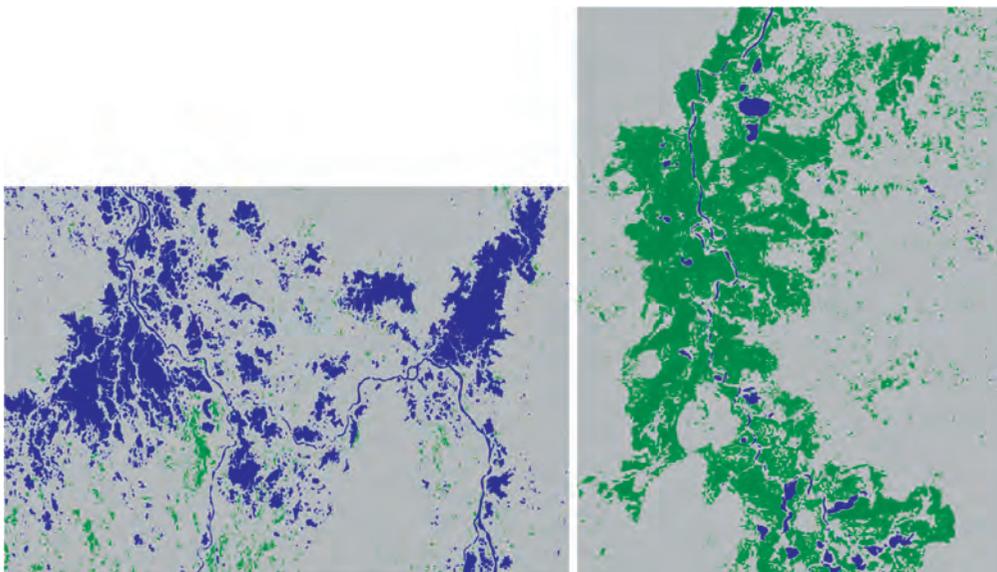


Figura 9. Ejemplos de mapas de inundación: la figura de la izquierda muestra la detección de inundación abierta (azul) detectada en área de la Mojana en Junio 2007, mientras que la figura de la derecha muestra la detección de inundación bajo dosel en el área del Atrato, para la misma fecha. Lo no inundado aparece como gris.

El mapa de frecuencias de inundación a 100 m fue validado por el grupo del Ideam (Pacheco *et al.* 2014), siguiendo el procedimiento descrito en Olofsson *et al.* (2014); la validación se realizó para 19 ventanas escogidas, de común acuerdo en diferentes zonas del país, y en total se validaron 9195 puntos. Los pixeles fueron escogidos de una manera aleatoria y estratificada en las clases de inundado, no inundado e inundado bajo dosel. Como base para la validación se utilizó el mapa de Corine Land Cover del Ideam. La precisión total calculada es de 89,35%. La clase con mayores errores de clasificación es la clase de inundación bajo dosel. Estos errores nuevamente pueden estar relacionados con la selección al azar de puntos dentro de la planicie de inundación que no se inundan, pero que en el mapa usado para la validación aparecen como un polígono sólido. Es decir en el mapa Corine Land Cover en el plano de inundación no se hace diferencia entre las áreas que se inundan y las que no se inundan, por ejemplo los diques. Adicionalmente esta validación mostro que las inundaciones a cielo abierto presentan más de un 10 % de errores de comisión. Este aspecto fue revisado más en detalle y se observó que muchos ríos en Amazonia y Orinoquia no estaban clasificados como inundados en su total extensión, y esto se debe

a la resolución de las imágenes utilizadas, que en este caso es de 100 m. En muchos casos los ríos son menos anchos que esta resolución y no aparecen en las imágenes; es también común que debido a los sedimentos en los ríos amazónicos, los valores del radar sean muy altos y así el agua a cielo abierto pueda clasificarse como algún tipo de playa o sabana. Esta información se utilizó para refinar los valores de clasificación de inundación en estas áreas y se concluyó que en la mayoría de los casos las clasificaciones deben hacerse por región.

Discusión y conclusiones

Importancia de la aproximación ecosistémica en la clasificación de las inundaciones

El aporte de esta aproximación ecosistémica para el análisis de definición de las inundaciones con imágenes de radar es de gran importancia, ya que muchos territorios aparecerían inundados si no se corrigieran adecuadamente con el mapa de vegetación. Uno de los efectos más comunes, a corregir, se presenta en las zonas planas de poca vegetación -como desiertos o sabanas- en épocas de sequía o zonas de afloramientos rocosos de poca pendiente.

Tabla 4. Matriz de confusión calculada en el proceso de validación llevado a cabo por el grupo de validación del Ideam. Resultados de validación del mapa de frecuencias de inundación a 100m. Los valores en el interior de la tabla representan el número de píxeles mientras que los valores de fiabilidad y precisión están dados en porcentaje.

| MATRIZ DE ERROR | | Referencia | | | Total | Fiabilidad % | Comisión % |
|--------------------|----------------------------|----------------------------|-----------------------|--------------|-------------|--------------|------------|
| | | Inundación a cielo abierto | Inundación bajo dosel | No inundado | | | |
| Mapa | Inundación a cielo abierto | 1487 | 35 | 139 | 1661 | 89,52 | 4,43 |
| | Inundación bajo dosel | 166 | 1148 | 355 | 1669 | 68,78 | 25,63 |
| | No inundado | 117 | 288 | 5581 | 5865 | 95,16 | 4,12 |
| Total | | 1770 | 1350 | 6075 | 9195 | | |
| Precisión % | | 84,01 | 85,04 | 91,87 | | 89,35 | |
| Omisión % | | 15,99 | 14,96 | 8,13 | | | |

En estas áreas la interacción de las ondas de radar con el terreno es de tipo de reflexión, generando el mismo efecto que las ondas de radar en el agua, detectando así el terreno seco como si estuviera inundado. Sin hacer la corrección de este efecto es muy fácil clasificar erróneamente grandes territorios tales como la Orinoquia, (especialmente la altillanura) o regiones amplias en La Guajira y La Tatacoa, como si estuvieran inundadas, cuando en la realidad son terrenos secos y sin vegetación.

En un mapa recientemente publicado por científicos de la NASA (Chapman *et al.* 2015) se clasifica a la Orinoquia en el departamento del Meta, la zona de la altillanura, como “vegetación inundada” en épocas de máxima inundación, que según ellos ocurre entre enero y marzo, época que es bien sabido que hay sequía en la Orinoquia y que solo se encuentran sabanas, secas y casi sin vegetación. Esta sobreestimación de la inundación es básicamente debido a la falta de análisis de la inundación en conjunto con la vegetación, ignorando los procesos de variaciones fenológicas y de niveles de biomasa de la vegetación en las diferentes estaciones, y el conocimiento de los regímenes de lluvia local. Cuando la vegetación de sabana en la época seca es casi ausente y el suelo está casi desnudo, justo en esos momentos el efecto de

reflexión de las ondas de radar es más pronunciado y así mismo la sobreestimación de la inundación con el radar. Es indispensable que los mosaicos clasificados en épocas secas se corrijan para este efecto usando el mapa de vegetación. En este caso la clase de vegetación de sabana se utiliza como un filtro para la detección de la clasificación. Una comparación entre los dos mapas puede observarse en la figura 11.

Si se comparan los mapas con detenimiento también es claro que muchos de los bosques inundados de la Amazonia están mejor demarcados en el mapa de frecuencias de inundación y esto es debido al uso de series de tiempo (en este caso 29 observaciones), que capturan en parte las inundaciones ocurridas a lo largo de cinco años, es decir se está muestreando el terreno a lo largo de un tiempo, lo que ayuda a la detección de zonas inundadas que ocurren en diferentes épocas y con ciclos supra anuales. Vale la pena anotar que ambos mapas utilizaron la información de imágenes Alos PALSAR-1 WB en el mismo periodo de tiempo.

Otra observación interesante es que el mapa de frecuencias de inundación producido en este ejercicio puede servir de línea base para estudios de cambio climático en un futuro. Si se monitorean

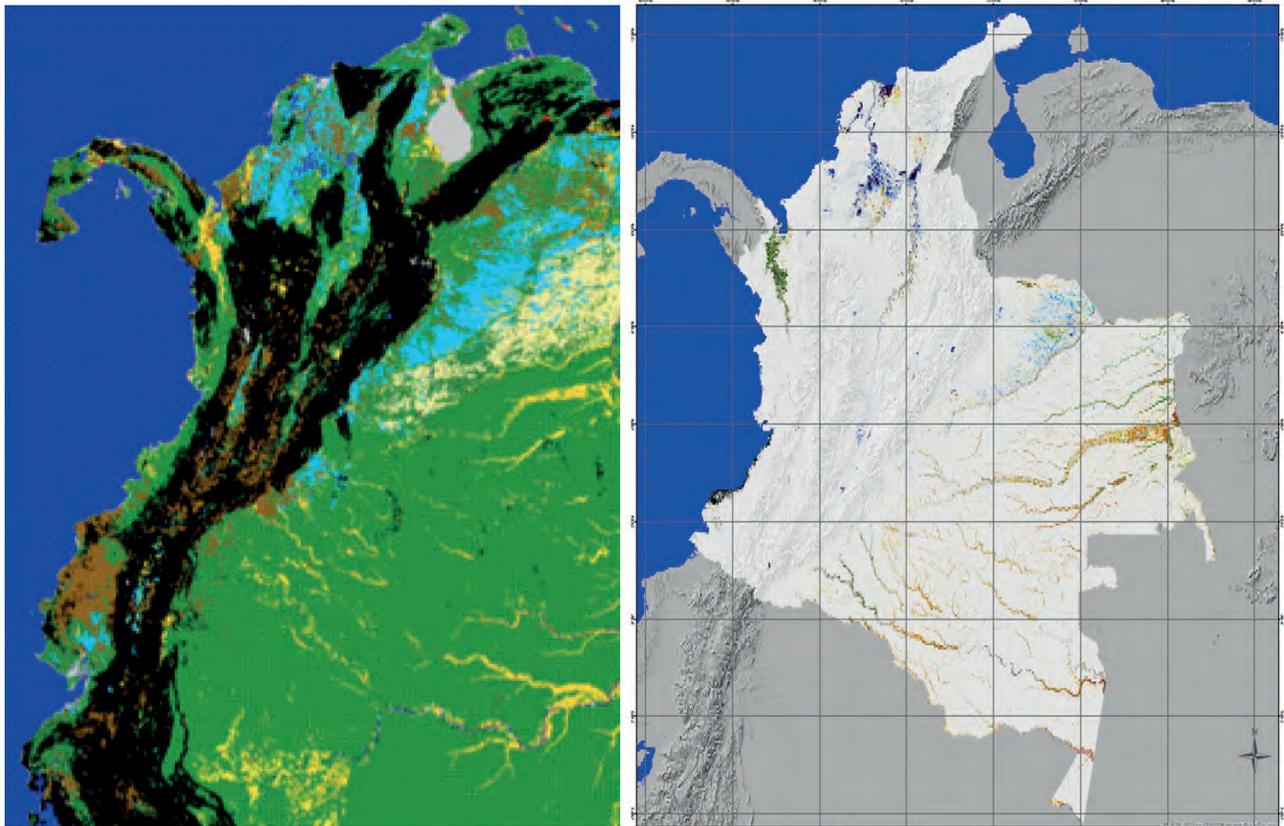


Figura 11. Comparación entre los mapas de inundación máxima (izquierda) (NASA, Chapman *et al.* 2015) y de frecuencias de inundación (derecha, este trabajo). Para el mapa de la izquierda: gris: no clasificado, azul oscuro inundación abierta; azul claro: agua abierta cuando hay máxima; verde: no inundado; amarillo: vegetación inundada; amarillo claro: vegetación inundada en época máxima, café: agricultura. El el mapa de frecuencias de inundación a la derecha, los tonos de azul corresponden áreas inundadas a cielo abierto y los tonos de amarillo-verde a las zonas inundadas bajo dosel.

las extensiones de las inundaciones a largo plazo, es posible detectar cambios en la disponibilidad y la locación del agua en zonas como la Amazonia y la Orinoquia, extensas como la del río Guaviare, pueden servir de indicador de cambio climático al evaluar cantidades de agua y sus variaciones en el tiempo, a largo plazo.

Una conclusión que surge a partir del análisis de los resultados de validación en diferentes regiones es que las clasificaciones de inundación deben hacerse por regiones geográficas con regímenes hídricos semejantes. Es decir es muy probable que los valores de clasificación de la clase de inundación a cielo abierto para la Amazonia y para la zona Atlántico difieran.

Uso de los mapas de vegetación y frecuencias de inundación para la definición de áreas inundadas y la definición de los tipos de humedales

Otro aspecto interesante en la aproximación ecosistémica es el análisis en conjunto de los mapas de vegetación y los mapas de frecuencias de inundación para el análisis de los tipos de humedales. Como se explicó anteriormente, en la definición de humedales hay un componente que tiene que ver directamente con el tiempo que un terreno está inundado y el otro aspecto es el tipo estructural de plantas que cubren el terreno. La figura 12 ilustra un detalle del mapa de vegetación y del mapa de frecuencias de inundación en la zona del Atrato en Chocó. En este detalle es evidente como la zona de bosque inundado (azul-cian)

tiene diferentes patrones en la frecuencia de inundación y de esta manera se pueden esperar diferentes tipos de vegetación o de asociaciones florísticas. Se distinguen áreas infrecuentemente inundadas (verde claras) y áreas permanentemente inundadas (café) y otras que se inundan con alguna regularidad (rojo). Igualmente hay zonas inundadas donde la vegetación es más baja (azul-cian oscuro) y que están permanentemente inundados, que corresponderían a zonas pantanosas de vegetación baja.

Desde este punto de vista, se propone una división en los diferentes tipos de humedales combinando los dos mapas; un ejemplo simple se muestra en la figura 13 (a y b). La figura a muestra una región en el

Casanare donde hay esteros, zonas de lagunas, sabanas temporalmente inundadas, ríos y bosques riparios, además de sabanas secas. La figura b muestra un área en el Atrato (Chocó), donde se distinguen zonas de bosques permanentemente inundados o bosques estacionalmente inundados, lagunas y ríos inundados permanentemente y zonas de pantanos de vegetación baja y media, los arracachales y pantanos de pastos.

Para un ejercicio más juicioso en la delimitación de los tipos de humedales se propone hacer una estratificación por zonas geográficas y por paisajes, en los que se puedan estudiar detalladamente los tipos de vegetación, la geomorfología y los regímenes de inundación.

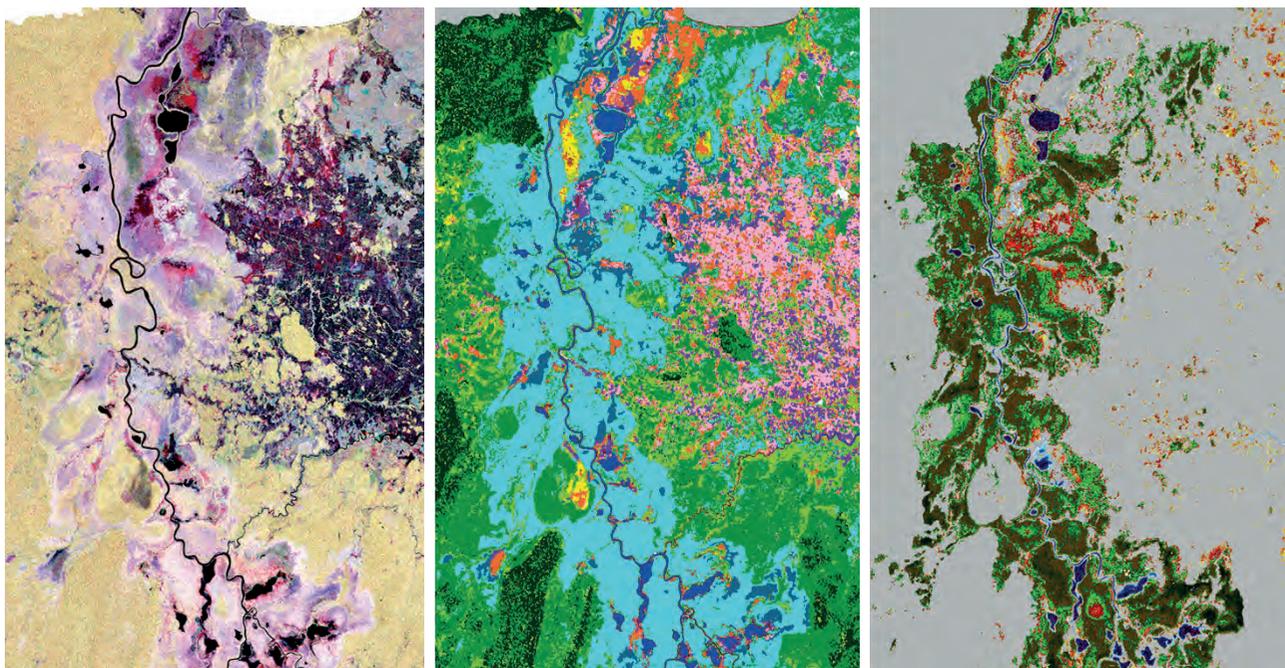


Figura 12. Ejemplo-detalle de los mapas de vegetación y el mapa de frecuencias de inundación en la región del Atrato, Chocó. Mapa de vegetación sigue la leyenda de la tabla 2 y mapa de frecuencias de inundación tonos de azul: inundación abierta (más oscuro inundado más veces); tonos amarillo-verde-rojo inundación bajo dosel (hacia rojo/café inundado más veces “pantanos”).

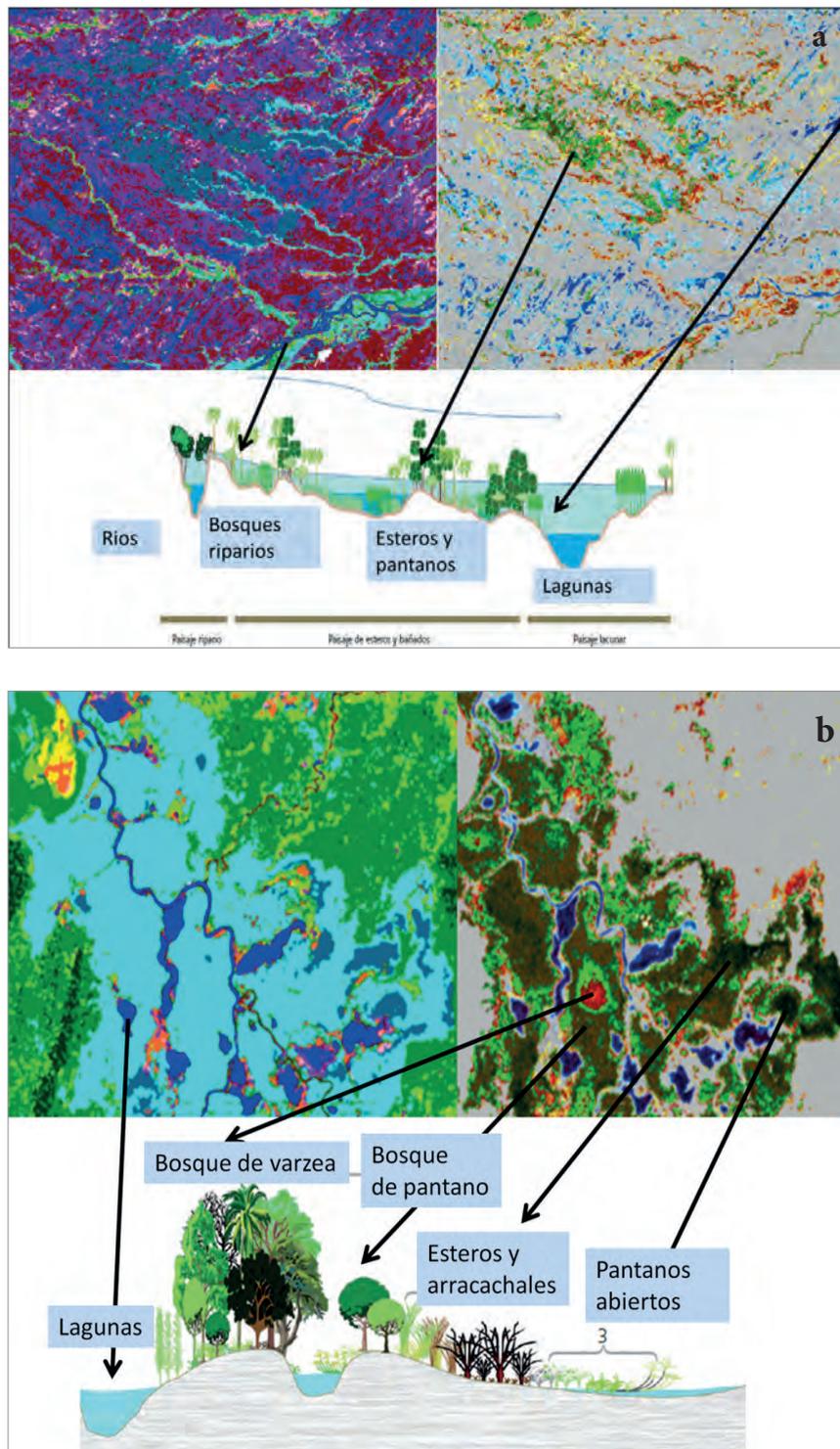


Figura 13 (a y b). Detalles de los mapas de vegetación y de frecuencias de inundación generados con radar Alos PALSAR. La combinación de la información de vegetación y la información de frecuencias de inundación ayuda a la definición de los tipos de humedales. Por ejemplo. Áreas permanentemente inundadas son zonas de pantano que pueden estar cubiertas de bosques, de palmas (esteros), o de Aráceas (arracachales) o por pastos y gramíneas.

Agradecimientos

Se agradece a JAXA a través del convenio K&C-Universidad de Wageningen y a Dirk H. Hoekman por las imágenes de radar proporcionadas para este trabajo. Este trabajo se realizó en el marco del contrato Instituto Humboldt-Ideam-SarVision 1313014368PS realizado dentro del convenio de cooperación No. 13-13-014-093CE-IAVH-(008 de 2013) entre el Ideam y el Instituto Humboldt, y el marco inter-administrativo No.13-014 (FA.005 de 2013) entre el Fondo Adaptación y el Instituto Humboldt.

Bibliografía

- Chapman, B., K. McDonald, M. Shimada, A. Rosenqvist, R. Schroeder y L. Hess. 2015. Mapping Regional Inundation with Spaceborne L-Band SAR. *Remote Sensing* 7: 5440-5470.
- Cowardin, L. M., V. Carter, F. C. Golet y T. E. LaRoe. 1979. Classification of Wetlands and deepwater habitats of the United States. Fish and Wildlife Service, Office of Biological Services, FWS/OBS:79/31.
- Di Gregorio y L. J. M. Jansen. 2000. Land cover classification system (LCCS): Classification Concepts and user Manual, FAO. 179 pp.
- Hess, L. L., J. M. Melack, E. M. Novo, C. C. F. Barbosa y M. Gastil. 2003. Dual-season mapping of wetland inundation and vegetation for the central Amazon region. *Remote Sensing of Environment* 87: 404-428.
- Hess, L. L., J. M. Melack, D. y S. Simonett. 1990. Radar detection of flooding beneath the forest canopy: A review. *International Journal of Remote Sensing* 11: 1313-1325.
- Hess, L. L., J. M. Melack, S. Filoso y Y. Wang. 1995. Delineation of inundated area and vegetation along the Amazon floodplain with the SIR-C synthetic aperture radar. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters* 33: 896-904.
- Henry J. B., P. Chastanet, K. Fellah y Y. L. Desnos. 2006. ENVISAT multi-polarised ASAR data for flood-mapping. *International Journal of Remote Sensing* 27: 921-1929,
- Hoekman D. H., M. Vissers y T. Tran. 2010. Unsupervised full-polarimetric SAR data segmentation as a tool for classification of agricultural areas” *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing (JSTARS)* 3 (4): 605-617.
- Horritt, M. S., D. C. Mason y A. J. Luckman. 2001. Flood boundary delineation from synthetic aperture radar imagery using a statistical active contour model. *International Journal of Remote Sensing* 27: 1921-1929.
- Ideam. 2010. Leyenda Nacional de Coberturas de la Tierra. Metodología Corine Land Cover adaptada para Colombia Escala 1:100.000. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Bogotá, D. C. 72 pp.
- Olofsson, P., G. M. Foote, M. Herold, S. V. Stehman, C. E. Woodcock y M. A. Wulder. 2014. Good practices for estimating area and assessing accuracy of land change. *Remote Sensing of Environment* 148: 42-57.
- Semeniuk, C. A. y V. Semeniuk. 1995. A geomorphic approach to global wetland classification”. *Vegetation* 118: 103-124.
- Secretaría de la Convención de Ramsar. 2004. Manual Ramsar para el uso racional de los humedales, Secretaría de la Convención de Ramsar, Gland (Suiza). 124 pp.

Marcela Quiñones
Sarvision
Holanda
quinones@sarvision.nl

Martin Vissers
Sarvision
Holanda
vissers@sarvision.nl

Ana María Pacheco-Pascaza
Universidad de Leicester
Leicester, Inglaterra
ampp2@leicester.ac.uk

Carlos Flórez
Instituto de Investigación de Recursos Biológicos
Alexander von Humboldt
Bogotá, Colombia
carlos.florez@gmail.com

Lina M. Estupiñán-Suárez
Instituto de Investigación de Recursos Biológicos
Alexander von Humboldt
Bogotá, Colombia
lestupinan@humboldt.org.co

César Aponte
Instituto de Investigación de Recursos Biológicos
Alexander von Humboldt
Bogotá, Colombia
caponte@humboldt.org.co

Úrsula Jaramillo Villa
Instituto de Investigación de Recursos Biológicos
Alexander von Humboldt
Bogotá, Colombia
ujaramillo@humboldt.org.co

Claudia Huertas
Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis
Bogotá, Colombia
clauhuertas@gmail.com

Dirk Hoekman
Universidad de Wageningen
Wageningen, Holanda
dirk.hoekman@wur.nl

Un enfoque ecosistémico para el análisis de una serie densa de tiempo de imágenes de radar Alos PALSAR, para el mapeo de zonas inundadas en el territorio continental colombiano

Citación del artículo. Quiñones, M., M. Vissers, A. M. Pacheco-Pascaza, C. Flórez, L. M. Estupiñán-Suárez, C. Aponte, U. Jaramillo, C. Huertas y D. Hoekman. 2016. Un enfoque ecosistémico para el análisis de una serie densa de tiempo de imágenes de radar Alos PALSAR, para el mapeo de zonas inundadas en el territorio continental colombiano. *Biota Colombiana* 17 (Suplemento 1 - Humedales): 63-85. DOI: 10.21068/c2016s01a04

Recibido: 24 de junio de 2015
Aprobado: 17 de marzo de 2016

Análisis espacial cuantitativo de la transformación de humedales continentales en Colombia

Quantitative spatial analysis of Colombian continental wetlands transformation

Jorge E. Patiño

Resumen

Los humedales están entre los ecosistemas más productivos del mundo, pero su importancia todavía no es ampliamente reconocida. Aunque son ecosistemas sujetos constantemente a cambios naturales, la acción humana ha acelerado las tasas de cambio de forma significativa y se estima que más de la mitad del área de humedales en el mundo se perdió durante el último siglo. En Colombia se verificó esta tendencia y se estimó que casi una cuarta parte de la superficie de humedales ha sido transformada a otro tipo de coberturas terrestres. Este estudio cuantifica las áreas de humedal que se han transformado por intervención antrópica, identifica los disturbios responsables de esa transformación y explora la asociación con otros factores socioeconómicos usando datos espaciales y métodos cuantitativos. Los resultados indican que la mayor parte de áreas de humedal transformadas en el país están dedicadas a la ganadería y la agricultura, y en menor medida a la minería, la urbanización, la construcción de vías y obras civiles. Las relaciones entre la transformación de humedales y los factores de cambio varían a lo largo del territorio, lo cual debe tenerse en cuenta para la gestión y conservación de los humedales del país.

Palabras clave. Cambio de humedales. Factores socioeconómicos. Impulsores de cambio. Regresión ponderada geográficamente.

Abstract

Wetlands are among the most productive ecosystems in the world, but its importance is not yet widely recognized. Although these ecosystems are constantly subject to natural changes, human activity has accelerated change rates significantly and it is estimated that more than half the area of wetlands in the world was lost during the last century. This trend was verified in Colombia and almost a quarter of wetlands surface has been converted to other land covers. Using spatial data and quantitative methods, this study quantifies the transformation of wetland areas in the country, identifies the drivers of this transformation and explores the association with other socioeconomic factors. Results indicate that cattle raising and agriculture are the main drivers of wetland change in the country, and to a lesser extent mining, urbanization, and infrastructure. The relationships of wetland transformation with change drivers vary throughout the territory, which should be considered for wetland management and conservation policies in the country.

Keywords. Change drivers. Geographical weighted regression. Socioeconomic factors. Wetland change.

Introducción

Un humedal es un tipo de ecosistema que se presenta donde las condiciones geomorfológicas e hidrológicas permiten la acumulación de agua durante un tiempo suficiente para la formación de suelos hídricos y la proliferación de vegetación hidrófila y de otros organismos adaptados a estas condiciones (Jackson *et al.* 2014, Vilaridy *et al.* 2014). Los humedales están entre los ecosistemas más productivos del mundo, dan sustento directo a millones de personas y proveen bienes y servicios más allá del límite visible del cuerpo de agua, entre los que se destacan el mejoramiento de la calidad del agua, la regulación de crecientes y amortiguación de inundaciones, el soporte de altos valores de diversidad biológica y de productividad secundaria, y la provisión de hábitats para la vida silvestre (Yuan y Zhang 2010).

De acuerdo con Jackson *et al.* (2014), desde una perspectiva de tiempo geológico, los humedales se crean, cambian de lugar y desaparecen constantemente, y casi todos los humedales en el mundo tienen menos de 12000 años de antigüedad. Aunque algunas áreas de concentración de humedales, como la Amazonía, pueden ser más antiguas, los humedales en sí están en constante cambio debido a la dinámica fluvial y de sedimentos. Los principales impulsores del cambio natural de los humedales son la subsidencia, la sedimentación, la eutrofización, la erosión, la glaciación, el cambio climático, los cambios en el nivel freático, el aumento de la temperatura y los cambios en el nivel del mar.

A la dinámica natural de cambio en los humedales se le suma el impacto que tienen sobre ellos las actividades humanas. Los humedales son objeto de altas presiones ya que frecuentemente son considerados como áreas que prestan servicios de poco valor (Ideam 2010, Turner *et al.* 2000), y el cambio en ellos se ha acelerado significativamente en las últimas décadas como consecuencia de las actividades humanas (Ramachandra *et al.* 2005, Hussien Aragaw 2014). Para el año 2005 se estimaba que aproximadamente el 50 % de la superficie de humedales del mundo había desaparecido en el último siglo (Zedler y Kercher 2005), y esta degradación se considera un problema ambiental

grave, con impactos importantes en la sostenibilidad ambiental global (Chen y Liu 2015). Colombia no es ajena a esta tendencia; la Ciénaga Grande de Santa Marta, uno de los humedales más importantes del país y declarada humedal RAMSAR en 1998, reserva de la Biosfera en 2000 y área de importancia internacional para la conservación de aves en 2001, ha sido objeto de intervenciones importantes desde 1950 hasta el presente (Vilaridy *et al.* 2011). Grandes áreas de humedal de las planicies inundables del valle medio del río Magdalena han sido transformadas por la expansión pecuaria (Márquez 2001, Garzón-Yepes y Gutiérrez-Camargo 2013); muchos humedales del valle del río Sinú se desecaron con el fin de desarrollar agricultura extensiva desde 1960 (Camargo 2012); para el valle del río Cauca se reportó una pérdida del 88 % de los humedales entre 1950 y 1980 (Restrepo y Naranjo 1987 citado en Beach y Luzzadder-Beach 2012); y en el Altiplano de Bogotá se reportó una pérdida del 97 % de área de humedales en el siglo XX (Wielgus y Franco 1997, Ramírez *et al.* 2013). Aunque la lista anterior no es exhaustiva, permite tener una idea de la tendencia general de la pérdida de áreas de humedal en el país, incentivada por los gobiernos nacionales de la segunda mitad del siglo XX con el apoyo de instituciones internacionales como el International Bank for Reconstruction and Development (hoy Banco Mundial) para estimular el desarrollo económico (Camargo 2012).

El estudio de la transformación de humedales es un tema que ha venido ganando importancia en las últimas décadas. El reconocimiento del impacto del cambio climático, y en particular del aumento del nivel de mar, sobre los humedales costeros, un número de documentos cada vez mayor acerca de la importancia ecológica de los humedales en general, así como el reciente aumento en la disponibilidad de herramientas de monitoreo basadas en percepción remota, han contribuido a la proliferación de estudios de cambio de humedales. En general, la evaluación de cambios en humedales involucra el uso de datos de una misma región en diferentes fechas para cuantificar el cambio observado en el paisaje (Klemas 2013). La mayoría de las veces este análisis se elabora a partir de cartografía temática de coberturas de la tierra,

obtenida a través de foto-restitución y levantamientos de campo, o a través del uso de sensores remotos y procesamiento de imágenes satelitales.

En Colombia el estudio de los humedales, su delimitación y estado actual, se vio impulsado por los graves efectos que causó la ola invernal en los años 2010 y 2011. A raíz de este fenómeno surgió la necesidad de conocer la ubicación de los humedales para apoyar las políticas de ordenamiento territorial y prevención de desastres en los departamentos y municipios del país. Por otro lado, Colombia, al ser signatario de la convención Ramsar, tiene el compromiso de elaborar el inventario nacional de humedales del país. El Instituto Humboldt, con el apoyo de las instituciones del SINA y el Fondo Adaptación construyó el mapa de identificación de humedales a partir de la información oficial disponible a escala 1:100.000 de suelos, geomorfología y coberturas de la tierra, y comenzó el estudio de las transformaciones a las que están siendo sometidos los humedales del país.

En 2014 se realizó una evaluación de impulsores de cambio de humedales en gran parte del territorio nacional (Ricaurte *et al.* 2014). Ese estudio abordó el análisis de las actividades con mayor impacto sobre los humedales e intentó un primer análisis de cambios a partir de mapas oficiales de coberturas del terreno en escala 1:100000 publicados en 2005 y 2012 (SIAC 2015). Sus resultados son muy importantes en lo referente al análisis y mapeo de impulsores de cambio. Sin embargo, el enfoque usado para la de detección de cambios tiene una limitación importante: el mapa de coberturas publicado en 2005 fue elaborado con un mosaico de imágenes satelitales capturadas entre los años 2000 a 2002 y el publicado en 2010 incluye información satelital de los años 2005 a 2009 (Ideam 2012). Así, algunas zonas del país tienen información separada tres años en el tiempo, mientras que otras pueden llegar a tener nueve años de diferencia, lo que dificulta el cálculo de la magnitud del cambio, puede enmascarar algunas tendencias y limita el periodo de tiempo analizado a menos de una década.

En este estudio se aborda la identificación de las zonas de humedal que han sido intervenidas en Colombia, usando información de la versión más actualizada

del mapa de humedales (Instituto Humboldt, versión de abril de 2015) y del mapa de coberturas del terreno de 2010 (Ideam 2010, 2012). A partir del análisis de la información cartográfica y el uso de análisis espacial cuantitativo (Fotheringham *et al.* 2002, Anselin 2003, Charlton y Fotheringham 2009), el presente estudio busca responder a las siguientes preguntas: ¿Cuánta superficie de humedales se ha perdido en la extensión continental del país? ¿Qué actividades económicas están aprovechando las áreas transformadas? ¿Qué otros factores socioeconómicos están relacionados con la transformación? ¿Cómo varía la importancia de los impulsores de cambio en el territorio nacional? Los resultados de este trabajo son útiles para entender la transformación de los humedales y los factores relacionados, además de ser una herramienta importante para mejorar su gestión en el país.

Material y métodos

Las variables usadas con más frecuencia para cuantificar la transformación de los paisajes de humedal son el área de las coberturas de humedal y el porcentaje de la misma en todo el paisaje analizado, registradas en dos fechas diferentes, y el cambio se cuantifica en términos del área de humedal transformada a otras coberturas en el periodo de tiempo analizado (Song *et al.* 2011, Yu *et al.* 2011, Jiang *et al.* 2012, Ottinger *et al.* 2013). Debido a las limitaciones mencionadas de los mapas oficiales de coberturas del terreno, en este trabajo se analiza la transformación de todas las áreas que fueron mapeadas como zonas de humedal. Para estas zonas se cuantifica el área de coberturas del terreno de origen natural y el área de las coberturas del terreno asociada a la intervención humana o que ha sufrido procesos de degradación de tierras o incendios forestales.

Datos

Las hectáreas de humedal se tomaron del mapa de humedales del Instituto Humboldt (2015), que identificó cinco categorías de humedal: 1) Humedal permanente abierto: la presencia de agua es constante y no hay árboles. 2) Humedal permanente bajo dosel: la presencia de agua es constante pero la

lámina de agua está cubierta por el dosel de los árboles. 3) Humedal temporal: la presencia de agua no es constante pero ocurre con cierta periodicidad. 4) Potencial medio de humedal: características edafológicas o geomorfológicas identifican el área con una probabilidad media de ser humedal. La inundación tiene periodos de retorno interanuales. 5) Potencial bajo de humedal: características edafológicas o geomorfológicas identifican el área con una probabilidad baja de ser humedal. La inundación tiene periodos de retorno inter anuales. El mapa de coberturas de la tierra de 2010 (Ideam 2012) se usó para identificar las diferentes coberturas de la tierra en las zonas de humedal y cuantificar las áreas intervenidas por actividades humanas de forma agregada y diferenciada por categoría de humedal.

Se creó una malla cuadrada regular de 10 km que cubre todo el territorio continental del país para mapear el grado de transformación de una manera objetiva e independiente de los límites administrativos. Para cada celda de la malla se cuantificó el área de humedal, el área de coberturas intervenidas dentro de humedales y el porcentaje de área intervenida sobre el área total de la celda.

Los límites municipales se usaron como unidad espacial de análisis para la implementación de modelos de regresión lineal y explorar las posibles relaciones entre la magnitud de la transformación de humedales y algunos factores socioeconómicos. Los municipios son las unidades espaciales más pequeñas para las cuales se cuenta con información socioeconómica con cobertura nacional completa. Los límites municipales se tomaron de la cartografía base del país en escala 1:100.000 actualizada a 2014 cedida por el Instituto Geográfico Agustín Codazzi (Igac). Para las unidades municipales se calculó el área de humedal, el área transformada de humedal y el porcentaje del área del municipio que corresponde a humedal transformado.

Por otro lado, se procesó información espacial de índices de presión por ganadería, agricultura y minería de Ricaurte *et al.* (2014) para asociarla a los municipios; y se complementó con información de productividad, violencia, educación y desarrollo a partir de bases de datos oficiales del país producidas

en diferentes entidades, tales como el Departamento Administrativo Nacional de Estadísticas (Dane), el Departamento Nacional de Planeación (DNP) y el Igac entre otras, que fue compilada y organizada en el trabajo de Cusva-Verdugo (2014).

Métodos

La figura 1 muestra el diagrama de flujo general del análisis de transformaciones. El análisis se hizo en dos etapas: 1) cuantificación de las coberturas intervenidas en zonas de humedal y mapeo del grado de transformación en malla regular de 10 km de lado, y 2) análisis de regresión lineal multivariada teniendo en cuenta efectos espaciales para unidades municipales. Estas etapas se describen a continuación.

Cuantificación de áreas de humedal transformadas

La cuantificación de áreas de humedal transformadas se hizo a partir de la intersección del mapa de humedales con el mapa de coberturas de la tierra. El mapa de humedales fue generado en formato raster con un tamaño de celda de 25 m. Este fue vectorizado conservando el atributo de la clase de humedal y luego intersectado con el mapa de coberturas de la tierra. El resultado de la intersección se editó para seleccionar sólo las coberturas que pueden asociarse con alguna intervención de origen antrópico (Tabla 1), y se cuantificó el área de coberturas intervenidas para cada clase de humedal y para cada actividad.

El mapa de las áreas seleccionadas como intervenidas se intersectó nuevamente con la malla regular de 10 km de lado, para mapear el grado de transformación a lo largo del país de forma independiente de los límites administrativos. Por otro lado se hizo la intersección del mismo mapa con los límites municipales y se cuantificó el área de coberturas intervenidas dentro de humedales en cada municipio (área transformada) y el porcentaje de área transformada sobre el total del área municipal.

Análisis de regresión lineal

El análisis de regresión multivariada lineal se realizó usando los municipios como unidad espacial de análisis. Para esto se compiló información socioeconómica municipal de variables relacionadas

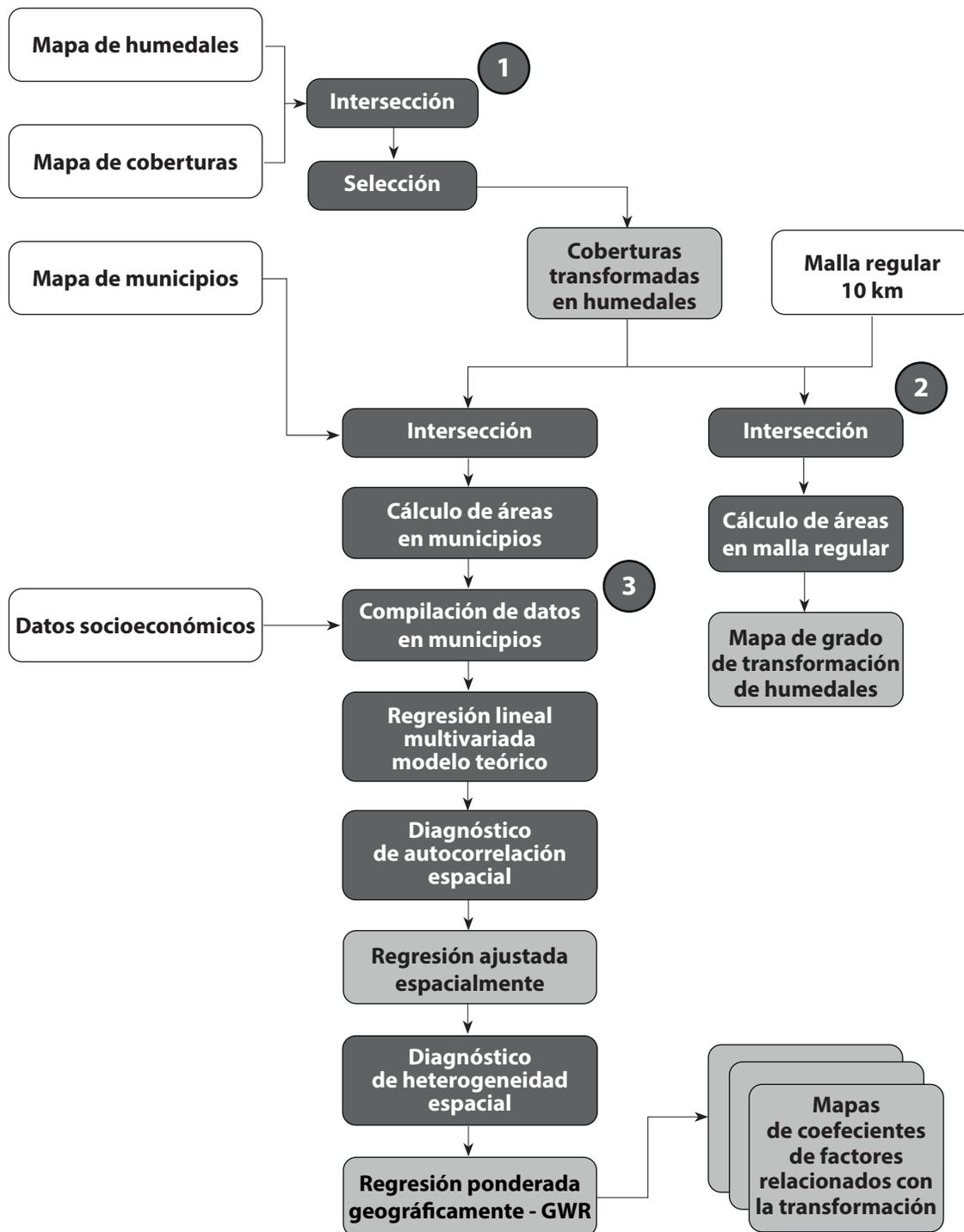


Figura 1. Diagrama de flujo de la metodología.

Tabla 1. Coberturas transformadas en humedal y actividades asociadas.

| Legenda en mapa de coberturas Ideam (2010) | Actividad asociada |
|---|---------------------------|
| 1.1.1. Tejido urbano continuo | Urbanización |
| 1.1.2. Tejido urbano discontinuo | Urbanización |
| 1.2.1. Zonas industriales o comerciales | Urbanización |
| 1.2.2. Red vial, ferroviaria y terrenos asociados | Obras civiles |
| 1.2.3. Zonas portuarias | Obras civiles |
| 1.2.4. Aeropuertos | Obras civiles |
| 1.2.5. Obras hidráulicas | Obras civiles |
| 1.3.1. Zonas de extracción minera | Minería |
| 1.3.1.2. Explotación de hidrocarburos | Minería |
| 1.3.1.6. Explotación de sal | Minería |
| 1.4.1. Zonas verdes urbanas | Urbanización |
| 1.4.2. Instalaciones recreativas | Urbanización |
| 2.1.1. Otros cultivos transitorios | Agricultura |
| 2.1.2.1. Arroz | Agricultura |
| 2.1.2.2. Maíz | Agricultura |
| 2.1.3.1. Algodón | Agricultura |
| 2.1.4.1. Cebolla | Agricultura |
| 2.1.4.2. Zanahoria | Agricultura |
| 2.1.5.1. Papa | Agricultura |
| 2.2.1.1. Otros cultivos permanentes herbáceos | Agricultura |
| 2.2.1.2. Caña | Agricultura |
| 2.2.1.2.1. Caña de Azúcar | Agricultura |
| 2.2.1.2.2. Caña Panelera | Agricultura |
| 2.2.1.3. Platano y banano | Agricultura |
| 2.2.2.1. Otros cultivos permanentes arbustivos | Agricultura |
| 2.2.2.2. Café | Agricultura |
| 2.2.2.3. Cacao | Agricultura |
| 2.2.3.1. Otros cultivos permanentes arbóreos | Agricultura |
| 2.2.3.2. Palma de aceite | Agricultura |
| 2.2.4. Cultivos agroforestales | Agricultura |
| 2.2.5. Cultivos confinados | Agricultura |
| 2.3.1. Pastos limpios | Ganadería |
| 2.3.2. Pastos arbolados | Ganadería |
| 2.3.3. Pastos enmalezados | Ganadería |
| 2.4.1. Mosaico de cultivos | Agricultura |
| 2.4.2. Mosaico de pastos y cultivos | Agropecuaria |
| 2.4.3. Mosaico de cultivos, pastos y espacios naturales | Agropecuaria |
| 2.4.4. Mosaico de pastos con espacios naturales | Ganadería |
| 2.4.5. Mosaico de cultivos con espacios naturales | Agricultura |

Cont. **Tabla 1.** Coberturas transformadas en humedal y actividades asociadas.

| Leyenda en mapa de coberturas Ideam (2010) | Actividad asociada |
|---|---------------------------|
| 3.1.3. Bosque fragmentado | Deforestación |
| 3.1.3.1. Bosque fragmentado con pastos y cultivos | Deforestación |
| 3.1.3.2. Bosque fragmentado con vegetación secundaria | Deforestación |
| 3.1.5. Plantación forestal | Forestal |
| 3.1.5.2. Plantación de latifoliadas | Forestal |
| 3.2.3. Vegetación secundaria o en transición | Deforestación |
| 3.2.3.1. Vegetación secundaria alta | Deforestación |
| 3.2.3.2. Vegetación secundaria baja | Deforestación |
| 3.3.3. Tierras desnudas y degradadas | Desertificación |
| 3.3.4. Zonas quemadas | Zonas quemadas |

con producción, violencia, educación y desarrollo, además de variables relacionadas a la presión sobre los humedales por ganadería, agricultura y minería. El análisis de regresión se hizo siguiendo el procedimiento recomendado por Anselin (2005) para verificar y corregir efectos espaciales, que consta de los siguientes pasos: implementación de un modelo de regresión multivariada con mínimos cuadrados ordinarios (MCO); verificación de normalidad de los errores y diagnóstico de dependencia espacial (autocorrelación); implementación de un modelo de regresión ajustada espacialmente: verificación de presencia de autocorrelación residual y de heterogeneidad espacial; e implementación de un modelo de regresión ponderada geográficamente (GWR, por sus siglas en inglés) para explorar la variación espacial en las relaciones.

El porcentaje de área transformada de humedal en cada municipio se modeló en función de las variables territoriales y socioeconómicas usando un modelo de regresión lineal multivariada con MCO. Con este modelo se indaga si la transformación de humedales en el país también podría estar relacionada con otros factores socioeconómicos, y también se usó para explorar si las relaciones son estacionarias, es decir, que se explican de la misma forma a lo largo del territorio, o si presentan variación espacial. El porcentaje de área de humedal transformada en cada municipio se usó como variable de respuesta en el modelo. A esta variable se le aplicó una transfor-

mación logarítmica para mejorar el comportamiento del modelo y cumplir con una de las suposiciones básicas de una regresión lineal: la normalidad de los errores, que indica que el modelo no está sesgado. Todo el análisis de regresión lineal, tanto la regresión lineal por MCO como la ajustada espacialmente y la GWR, se implementaron en el programa de análisis estadístico R (R Core Team 2013).

Para la identificación de variables relacionadas a los factores mencionados se usó una estrategia de selección con base en regresiones paso a paso de un conjunto grande de variables. Se consideró que una variable es una buena candidata para entrar al modelo si: 1) tiene soporte teórico o un comportamiento coherente con lo reportado en la literatura académica e informes técnicos, 2) la relación con la transformación es estadísticamente significativa, y 3) que la información que aporta al modelo no es redundante.

Las variables explicativas incluidas y su comportamiento esperado en el modelo teórico son las siguientes:

IPA_p: índice de presión por agricultura (Ricaurte *et al.* 2014) ponderado por el área del municipio. Se espera una asociación positiva que indique que a mayor presión por agricultura, mayor incidencia de la transformación.

IPG_p: índice de presión por ganadería (Ricaurte *et al.* 2014) ponderado por el área del municipio. Se

espera una relación positiva que indique que a mayor presión por ganadería, mayor transformación.

IPM_p: índice de presión por minería (Ricaurte *et al.* 2014) ponderado por el área del municipio. Se espera también una relación positiva.

IRCA: índice de riesgo de calidad de agua por municipio. Fuente: DNP 2012 (Cusva-Verdugo 2014). También se espera una asociación positiva.

DV₂: densidad de vías sin pavimentar de dos carriles que son transitables todo el año. Fuente: cartografía básica IGAC 1:100.000. También se espera una asociación positiva: a mayor densidad de vías de este tipo, mayor transformación.

IncUR: incidencia (en porcentaje) del índice de pobreza multidimensional en la zona urbana del municipio, datos de 2005. Fuente: Cusva-Verdugo (2014). Se espera una relación positiva que indique que a mayor pobreza, mayor depredación de los recursos y por lo tanto mayor transformación.

IncRU: incidencia (en porcentaje) del índice de pobreza multidimensional en la zona rural del municipio, datos de 2005. Fuente: Cusva-Verdugo (2014). La relación esperada es igual a la descrita para la variable anterior.

Ln_DF: Desplazamiento forzado, datos de personas expulsadas del municipio desde 2000 hasta 2010. Se aplicó transformación logarítmica para reducir el rango y asegurar un mejor comportamiento del modelo. Fuente: Acción Social, Presidencia de la República de Colombia (2011). Reporte General por Ubicación Geográfica: Total de hogares y personas incluidas en el RPUD según lugar de expulsión - Datos por municipio, citado por Cusva-Verdugo (2014). Según reportes de prensa el desplazamiento forzado es a veces una de las etapas iniciales de la transformación de humedales, por lo que se espera también una asociación positiva.

Ln_PIB: Producto Interno Bruto municipal. Se aplicó transformación logarítmica para reducir el rango y asegurar un mejor comportamiento del modelo. Fuente: Dane (2014). Valor agregado de grandes ramas de actividad económica año 2011 y 2012, citado por Cusva-Verdugo (2014). También se espera una asociación positiva con la transformación.

Variables de régimen espacial. Se incluyeron variables tipo *dummy* (que pueden tomar sólo dos valores: 1 para cuando se expresa pertenencia a una región y 0 para lo contrario) para dar cuenta de la posible variación espacial de las relaciones en el modelo. Para este efecto se usó la división en vertientes hidrográficas del país del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia (Ideam 2015). Luego de la exploración con la regresión paso a paso se identificaron como estadísticamente significativas las variables de pertenencia a las vertientes del Caribe (V_Caribe), Cauca (V_Cauca), Amazonia (V_Amazonia), Pacífico (V_Pacífico) y Magdalena Medio (V_Magd).

El modelo teórico de regresión lineal por MCO se analizó para verificar que no hubiera problemas de multicolinealidad o redundancia, verificar la normalidad de los errores y determinar la presencia de autocorrelación espacial. Para el chequeo de multicolinealidad se calculó el factor de incremento de la varianza para cada variable explicativa. La normalidad de los errores se analizó con un gráfico Cuantil-Cuantil y se usaron los tests de la I de Moran y de los Multiplicadores de Lagrange para determinar la presencia de autocorrelación espacial (Anselin, 2005), y se implementó un modelo de retardo espacial para dar cuenta de este efecto. El modelo de retardo espacial se analizó para determinar la presencia de heterogeneidad espacial usando el test de Breusch-Pagan (Anselin 2005). La presencia de heterogeneidad espacial indicaría que las relaciones entre la variable de respuesta y las variables explicativas del modelo no son homogéneas en el espacio, sino que la magnitud y el sentido de esas relaciones varían en el espacio.

La regresión ponderada geográficamente permite verificar si las relaciones entre la variable de respuesta y las variables explicativas varían en el espacio, y lo hace por medio del cálculo y ajuste de los coeficientes de la regresión para cada unidad espacial de análisis usando un número de vecinos más próximos determinados por un ancho de banda (Fotheringham *et al.* 2002). Esta regresión se implementó usando un ancho de banda determinado automáticamente en el programa R con la función *gwr.sel* del paquete *spgwr* (Bivand 2013) y una

ponderación de tipo Gaussiana. Esta función encuentra un ancho de banda para la selección de unidades usadas para el ajuste local optimizando el error de las regresiones y selecciona el ancho de banda que minimiza el error cuadrado medio del modelo. Los resultados de la regresión ponderada geográficamente se exportaron a formato *shapefile* para crear los mapas de variación de los coeficientes del modelo con el programa QGIS (QGIS Development Team 2015).

Resultados

Áreas de humedal transformado

La tabla 2 muestra el área total de humedales del país por tipos y el área transformada, y la tabla 3 muestra las áreas de humedal transformado en el país, diferenciando por clase de humedal. Las actividades asociadas a la transformación de áreas de humedal que tienen mayor incidencia son la ganadería, la

Tabla 2. Áreas de humedal “mapeadas” y transformadas por categorías de humedal.

| Categorías de humedal | Área total (ha) | Área transformada (ha) | (%) |
|-------------------------------|-----------------|------------------------|-------|
| Humedal permanente abierto | 2.560.791 | 9.645 | 0,38 |
| Humedal permanente bajo dosel | 1.588.211 | 109.361 | 6,89 |
| Humedal temporal | 17.816.934 | 2.075.535 | 11,65 |
| Potencial medio | 5.010.178 | 2.206.798 | 44,05 |
| Potencial bajo | 3.717.808 | 2.931.317 | 78,85 |
| Todos los humedales | 30.361.266 | 7.332.656 | 24,15 |

Tabla 3. Áreas de humedal “mapeadas” y transformadas por tipo de humedal.

| Actividad | Todos los humedales | | Humedal permanente abierto | | Humedal permanente bajo dosel | | Humedal temporal | | Potencial medio | | Potencial bajo | |
|---|---------------------|------|----------------------------|------|-------------------------------|------|------------------|------|-----------------|------|----------------|------|
| | (ha) | (%) | (ha) | (%) | (ha) | (%) | (ha) | (%) | (ha) | (%) | (ha) | (%) |
| Agricultura | 560.123 | 7,6 | 130 | 1,3 | 8.551 | 7,8 | 156.282 | 7,5 | 131.570 | 6 | 263.591 | 9 |
| Agropecuaria | 1.127.612 | 15,4 | 982 | 10,2 | 18.811 | 17,2 | 311.874 | 15 | 402.080 | 18,2 | 393.865 | 13,4 |
| Deforestación | 1.086.996 | 14,8 | 726 | 7,5 | 51.053 | 46,7 | 456.495 | 22 | 339.887 | 15,4 | 238.836 | 8,1 |
| Desertificación | 81.112 | 1,1 | 52 | 0,5 | 104 | 0,1 | 19.285 | 0,9 | 3.534 | 0,2 | 58.138 | 2 |
| Forestal | 14.232 | 0,2 | 1 | 0 | 343 | 0,3 | 7.195 | 0,3 | 1.224 | 0,1 | 5.468 | 0,2 |
| Ganadería | 4.099.134 | 55,9 | 3.938 | 40,8 | 29.506 | 27 | 1.023.674 | 49,3 | 1.268.717 | 57,5 | 1.773.298 | 60,5 |
| Infraestructura | 7.824 | 0,1 | 3 | 0 | 1 | 0 | 967 | 0 | 1.334 | 0,1 | 5.518 | 0,2 |
| Minería | 20.861 | 0,3 | 2.544 | 26,4 | 75 | 0,1 | 4.460 | 0,2 | 6.060 | 0,3 | 7.722 | 0,3 |
| Urbanización | 164.206 | 2,2 | 5 | 0,1 | 60 | 0,1 | 7.307 | 0,4 | 7.899 | 0,4 | 148.934 | 5,1 |
| Zonas quemadas | 170.555 | 2,3 | 1.264 | 13,1 | 857 | 0,8 | 87.996 | 4,2 | 44.492 | 2 | 35.947 | 1,2 |
| Total | 7.332.656 | 100 | 9.645 | 100 | 109.361 | 100 | 2.075.535 | 100 | 2.206.798 | 100 | 2.931.317 | 100 |
| (%) del total de humedal intervenido | | 100 | | 0,1 | | 1,5 | | 28,3 | | 30,1 | | 40 |

agricultura y la deforestación, en ese orden. Esta última refleja el comienzo de la ampliación de la frontera agrícola y pecuaria.

Grado de transformación de humedales

La figura 2 muestra el grado de transformación de humedales en el territorio colombiano de forma independiente de los límites administrativos. El valor asignado a cada celda es el porcentaje de área de humedal que fue transformado a otras coberturas con respecto al área total de la celda.

De acuerdo con estos resultados, se observa mayor incidencia de transformación de humedales en la costa pacífica en los departamentos de Nariño y Cauca; a lo largo de las llanuras aluviales del río Cauca a lo largo del departamento del Valle del Cauca; en la zona de la Sabana de Bogotá; a lo largo del piedemonte oriental de la cordillera Oriental; y en la región de Urabá, la Depresión Momposina y parte de los departamentos de la costa atlántica.

Implementación de modelos de regresión

Con respecto a la selección de variables incluidas en los modelos de regresión, Ricaurte *et al.* (2014) afirma que las actividades productivas como la ganadera, la agricultura y la minera generan altos impactos sobre la estabilidad ecológica de los humedales en Colombia, por lo que estas variables no deben faltar en un modelo teórico de transformación de humedales en el país. En cuanto a la inclusión de otras variables asociadas a factores socioeconómicos que inciden en la transformación de humedales, en la literatura académica el cambio en las áreas de humedal también se ha relacionado con el incremento en el producto interno bruto (PIB) y la densidad de población (Lin *et al.* 2007, Song *et al.* 2010, Zhao *et al.* 2010, Jiang *et al.* 2014, Yuan *et al.* 2014) así como al desarrollo de infraestructura vial y la construcción de otras obras civiles (Nielsen *et al.* 2008, Jiang *et al.* 2012, Klemas 2013).

En la implementación del modelo de regresión el gráfico Cuantil-Cuantil no indicó problemas de normalidad en los errores, pero el resultado de los

tests de la I de Moran y de los Multiplicadores de Lagrange indicó la presencia de autocorrelación espacial en la variable dependiente, por lo que se corrió una regresión ajustada espacialmente del tipo retardo espacial con una matriz de contigüidad tipo *Rook*, en la que se considera que dos polígonos son vecinos si comparten un borde.

El resultado del test de Breusch-Pagan sobre el modelo de retardo espacial indicó la presencia de heterogeneidad espacial en los datos que aún no había sido capturada por las variables *dummy* de régimen espacial. Lo anterior justificó el uso de una regresión ponderada geográficamente para explorar la variación espacial en las relaciones entre los factores usados en el modelo teórico y la incidencia de transformación de humedales.

Modelos de regresión lineal

La tabla 4 presenta los coeficientes e indicadores de ajuste de los modelos MCO y de retardo espacial implementados. La tabla 5 presenta los resultados del modelo GWR. La figura 3 muestra el histograma de los residuales del modelo MCO, así como el gráfico Cuantil-Cuantil, donde se observa que los residuales de este modelo se ajustan aproximadamente a una distribución normal. Los indicadores de ajuste del R^2 ajustado (modelo MCO), el pseudo- R^2 (modelo de retardo espacial) y el R^2 global (GWR), así como el criterio de información de Akaike (AIC) indican el mejor ajuste del modelo GWR en comparación con los otros modelos. La figura 4 presenta los mapas de variación del R^2 local y de los coeficientes de las variables del modelo GWR.

Discusión

El análisis de transformaciones presentado en este estudio se basa en la cuantificación de áreas de humedal transformadas a otras coberturas. Otros cambios que son muy importantes en cuanto a los servicios ecosistémicos que proveen los humedales no se analizan en este trabajo por no contar con datos suficientes de cobertura nacional que permitan cuantificar esos aspectos de la transformación.

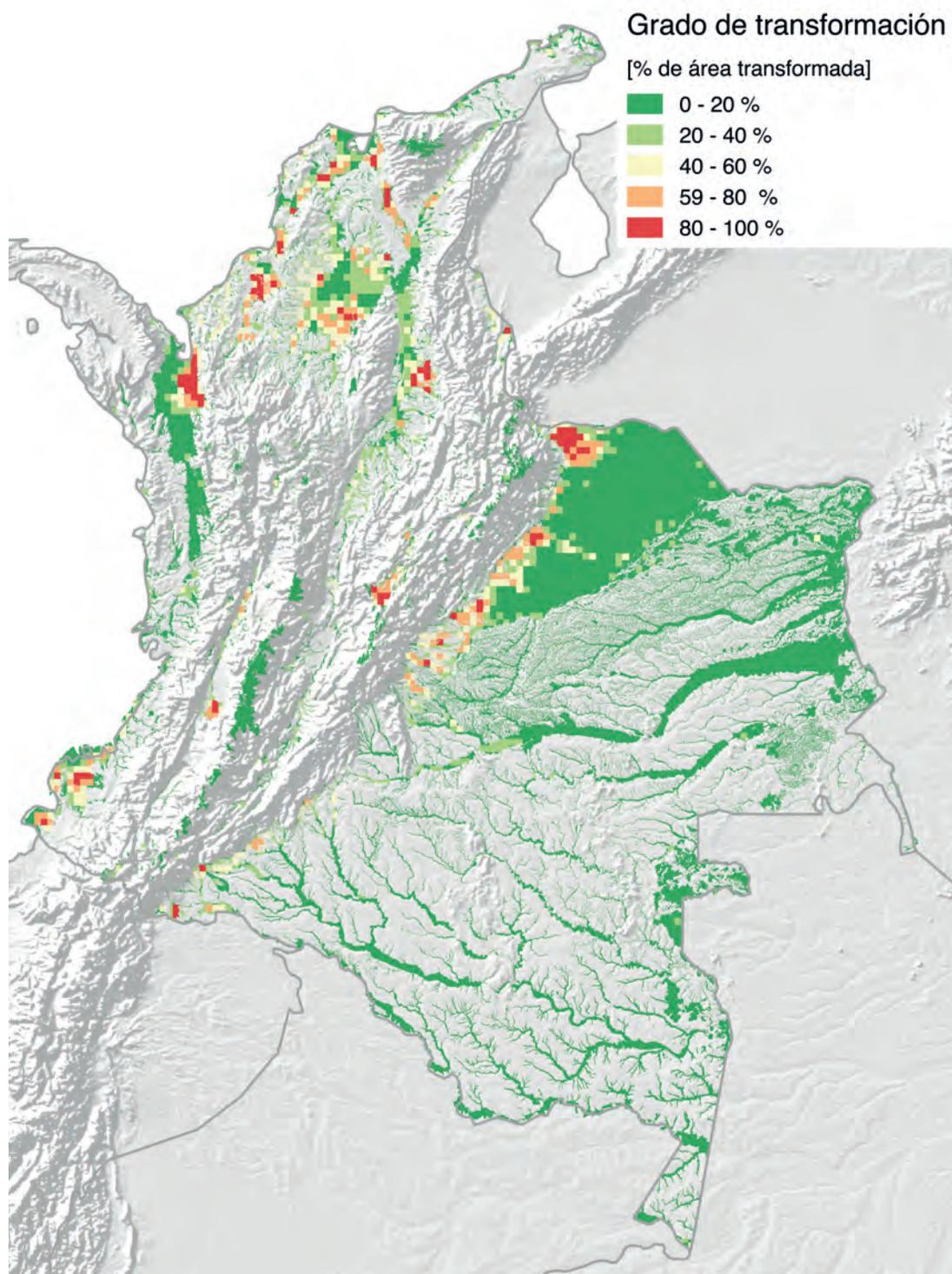


Figura 2. Mapa del grado de transformación de humedales en Colombia. Clasificación en intervalos con el método de intervalos iguales.

Tabla 4. Coeficientes de los modelos de regresión lineal multivariada y del modelo de regresión con retardo espacial. Variable de respuesta: Logaritmo natural del porcentaje de área de humedal transformada. Unidad espacial de análisis: municipios, N = 1120.

| | Modelo MCO | Modelo de retardo espacial |
|---|-------------|----------------------------|
| Constante | -1,8730 *** | -1,6175 *** |
| IPA_p | 0,3760 *** | 0,2813 *** |
| IPG_p | 0,6868 *** | 0,4160 *** |
| IPM_p | 5,1192 ** | 4,2513 *** |
| IRCA | 0,0036 *** | 0,0026 ** |
| DV_2 | 1,8120 * | 0,9625 • |
| IncUR | 0,0191 *** | 0,0077 *** |
| IncRU | -0,0136 *** | -0,0054 ** |
| Ln_DF | -0,1009 *** | -0,0670 *** |
| Ln_PIB | 0,2597 *** | 0,1525 *** |
| V_Caribe | 1,2203 *** | 0,4536 *** |
| V_Cauca | -0,7087 *** | -0,3896 *** |
| V_Amazonia | 0,6832 *** | 0,5519 *** |
| V_Pacifico | 0,3857 *** | 0,3222 *** |
| V_Magd | 0,2276 ** | 0,1821 ** |
| Rho ¹ | | 0,6522 *** |
| R ² ajustado | 0,52 | |
| Pseudo R ² | | 0,66 |
| AIC | 2981,3 | 2596,1 |
| Estadístico F | 86,11 *** | |
| Estadístico Wald | | 647,08 *** |
| Test LM para autocorrelación residual | | 2,19 (no significativo) |
| Test Breusch-Pagan para heterogeneidad espacial | | 35,69 *** |

Nota: Códigos de significancia estadística, valores-p: *** = 0,001; ** = 0,01; * = 0,05; • = 0,1. ¹Rho: retardo espacial de la variable dependiente, valor promedio de los vecinos en cada observación.

Tabla 5. Coeficientes estimados para el modelo GWR. Variable de respuesta: logaritmo natural del porcentaje de área de humedal transformada. Unidad espacial de análisis: municipios, n = 1120. Ancho de banda: 65638,35. Kernel tipo Gauss.

| | Mínimo | 1er Cuantil | Mediana | 3er Cuantil | Máximo | Global |
|-----------------------|-----------|-------------|-----------|-------------|----------|---------|
| Constante | -4,86E+00 | -1,54E+00 | -8,83E-01 | -1,20E-01 | 1,52E+01 | -1,6325 |
| IPA_p | -1,97E+00 | 6,29E-02 | 2,57E-01 | 4,91E-01 | 1,54E+00 | 0,1938 |
| IPG_p | -1,92E+00 | 1,95E-01 | 5,82E-01 | 1,08E+00 | 2,28E+00 | 0,7492 |
| IPM_p | -9,98E+03 | -1,29E+00 | 3,17E+00 | 5,20E+00 | 5,32E+03 | 2,5768 |
| IRCA | -2,02E-02 | -6,55E-04 | 2,51E-03 | 4,31E-03 | 1,59E-02 | 0,0021 |
| DV_2 | -8,49E+01 | -3,47E+00 | 3,37E-02 | 2,18E+00 | 5,22E+02 | 0,8453 |
| IncUR | -4,36E-02 | 7,51E-03 | 1,56E-02 | 1,96E-02 | 7,41E-02 | 0,0318 |
| IncRU | -7,93E-02 | -2,89E-02 | -1,62E-02 | -4,36E-03 | 1,74E-02 | -0,0175 |
| Ln_DF | -4,16E-01 | -1,35E-01 | -5,25E-02 | 1,15E-02 | 4,93E-01 | -0,1042 |
| Ln_PIB | -2,14E-01 | 7,04E-02 | 2,52E-01 | 3,59E-01 | 5,07E-01 | 0,2699 |
| R ² global | 0,72 | | | | | |
| AIC | 2537,2 | | | | | |

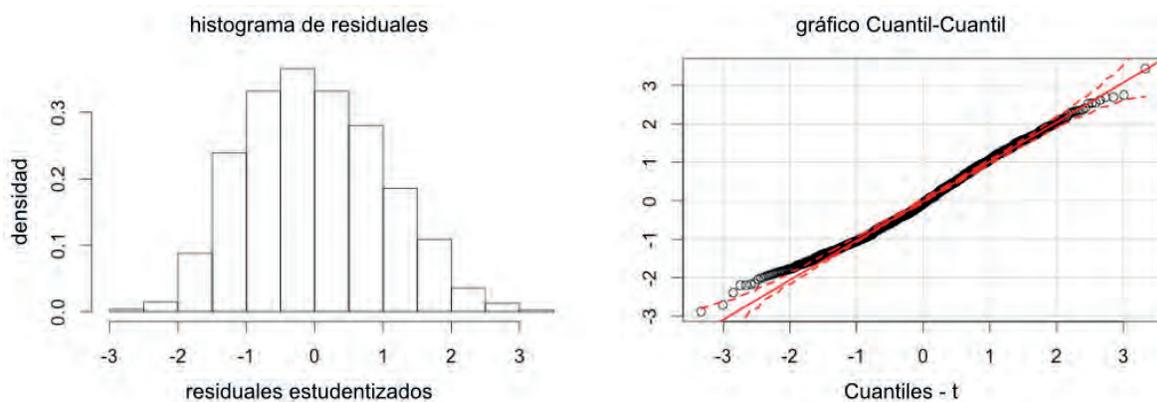


Figura 3. Histograma y gráfico Cuantil-Cuantil de los residuales del modelo MCO.

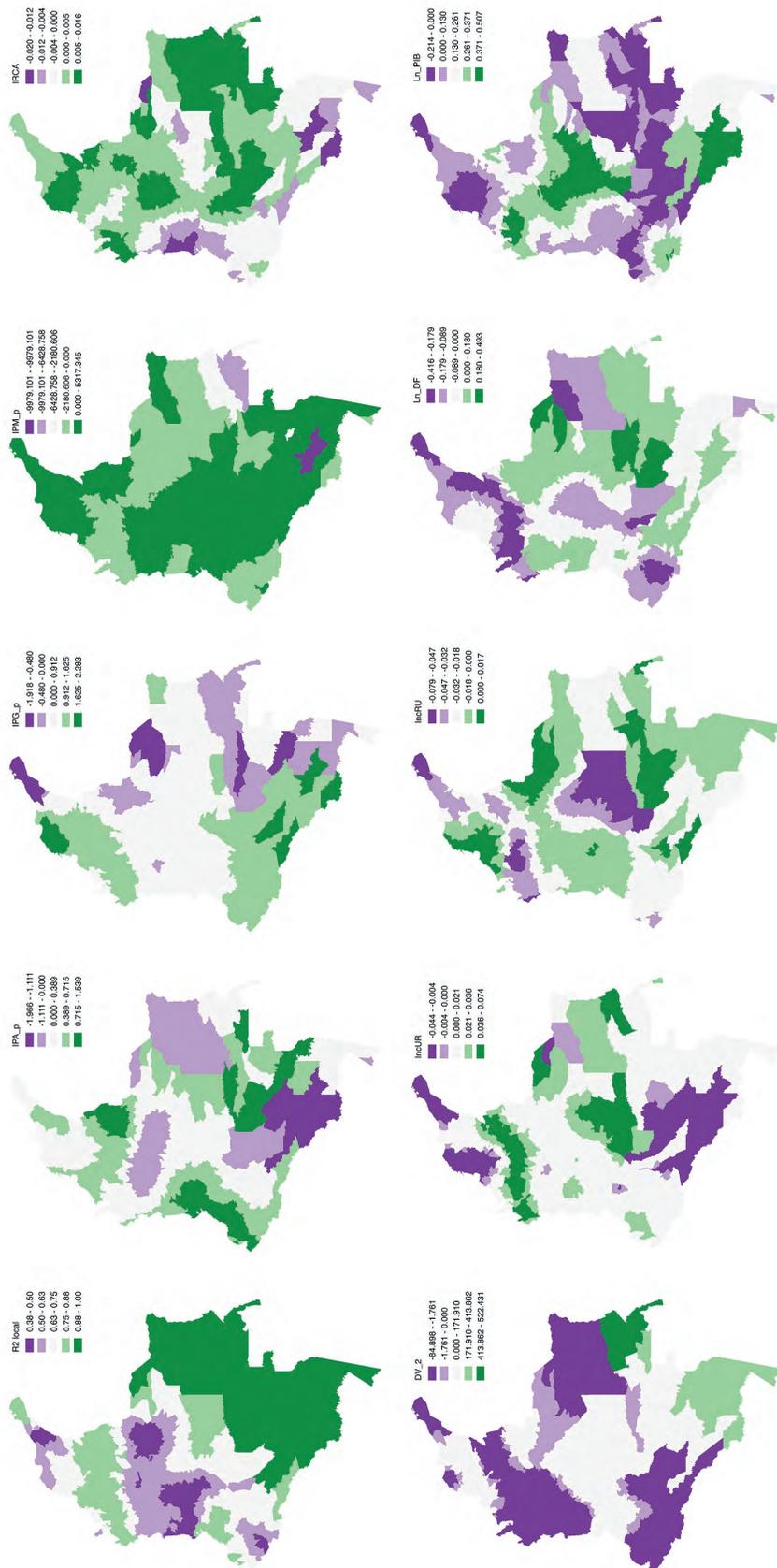


Figura 4. Mapas de los resultados del modelo GWR. Muestran la variación del R² local (esquina superior izquierda) y de los coeficientes de las variables explicativas del modelo. Clasificación en intervalos con el método de quiebres naturales.

Éstos incluyen la alteración de la calidad del agua, la disminución de la biodiversidad, y los efectos acumulativos de procesos de transformación e intervención en el gradiente altitudinal de las cuencas, como la construcción de diques y embalses, que impactan sobre la capacidad de regulación de inundaciones de los humedales localizados aguas abajo de las zonas intervenidas. Sin embargo, la cuantificación de áreas de humedal transformadas es el aspecto más usado alrededor del mundo para cuantificar el cambio en humedales (Li *et al.* 2010, Carle 2011, Disperati y Pasquale Viridis 2015), y permite obtener resultados comparables con otras regiones del mundo.

Alrededor del 24 % de las zonas que tienen características de humedal o evidencias de que fueron humedal en el pasado reciente han sido transformadas en el país. Casi la totalidad de la transformación ha afectado a las clases de humedal temporal, potencial medio y potencial bajo, con más del 98 % del total de la superficie de humedal transformada. Las principales actividades humanas responsables de la pérdida de áreas de humedal en Colombia están relacionadas a la actividad agropecuaria: ganadería, agricultura y deforestación para ampliación de la frontera agrícola. La suma de las áreas intervenidas por estas actividades alcanza más del 90 % de toda el área transformada de los humedales del país. Esto concuerda en gran medida con los principales impulsores de cambio de los humedales en otras partes del mundo (Rebelo *et al.* 2009, Niu *et al.* 2012, Rodríguez-Eraso *et al.* 2013), aunque en Colombia sobresale la ganadería, que da cuenta por sí sola del aprovechamiento de más del 50 % de las áreas de humedal transformadas en el país, con más de cuatro millones de hectáreas de humedal transformado que hoy tienen coberturas asociadas al pastoreo.

Al analizar los humedales diferenciando por clase se repite la misma tendencia, excepto en el caso de los humedales permanentes bajo dosel, que presentan su mayor afectación por deforestación: 47 % (51.053 ha de 109.361 ha transformadas). Esto se explica en parte por la demanda que tienen los productos maderables de los bosques inundables, que han sido sometidos a

la explotación no controlada durante varias décadas en las selvas húmedas del Chocó y la región de Urabá. Se resalta también la afectación por minería en la clase de humedal permanente abierto, la cual es la segunda actividad con mayor impacto en la pérdida de área de esta clase de humedal: 2544 ha (26 %).

Lo anterior supone grandes retos políticos para el país, ya que en Colombia la ganadería y la minería son actividades económicas con una rentabilidad muy alta (Gómez-Vivas 2013, Superintendencia de Sociedades 2013). La ganadería se ha extendido a zonas donde, a pesar de no ser aptas para la actividad, se cree que es más rentable que la conservación de los espacios naturales. Así, las evaluaciones ecológicas-económicas de los humedales cobran importancia, y es necesario que sean evaluaciones de largo plazo y que en la valoración se incluyan todos los servicios que estos ecosistemas proveen para tener una idea realista de lo que se puede perder al inducir el cambio hacia otras actividades que se suponen con alta rentabilidad en el corto plazo (Ramachandra *et al.* 2005).

El mapa del grado de transformación de humedales muestra mayor incidencia de este fenómeno en la zona del piedemonte llanero, en la cuenca del Magdalena-Cauca y en la costa Caribe. Esto indica que los humedales de la Amazonia y Orinoquia son los que han sufrido menor transformación, lo que podría atribuirse en parte a la baja densidad de población en esas zonas y a la ausencia de infraestructura vial, que dificulta el acceso a las mismas, y podría haber ayudado a mantenerlas al margen de los impulsores de transformación. La accesibilidad de la población a los paisajes naturales ha sido usada frecuentemente para explicar el impacto antrópico en los ecosistemas en otras partes del mundo (Sheng *et al.* 2012).

Los resultados del análisis de regresiones deben ser leídos con cuidado. Los modelos implementados no pretenden predecir la intensidad del fenómeno, sino más bien ayudar a explicar sus posibles causas y la variación de las relaciones a lo largo del territorio. Los modelos implementados (Tablas 4 y 5) indican que existen relaciones estadísticamente significativas entre la intensidad de la transformación y las variables

asociadas a la agricultura, ganadería, minería, calidad del agua y densidad de vías, como se esperaba de acuerdo con la cuantificación de áreas transformadas y a la literatura académica sobre el tema. La intensidad de la transformación también presenta relaciones estadísticamente significativas con indicadores de pobreza (incidencia de pobreza multidimensional urbana y rural), violencia (desplazamiento forzado) y desarrollo (producto interno bruto), pero la intensidad de esas relaciones, así como la dirección, no son homogéneas a lo largo del territorio. El hecho de que estas relaciones sean estadísticamente significativas no implica que exista relación causa-efecto, pero sí ayuda a comprender mejor el fenómeno.

En la estrategia de selección de variables para el modelo se incluyeron variables de temperatura media y precipitación media en el municipio, pero ninguna de estas dos variables mostró relaciones significativas con la pérdida de área de humedal. Varios autores han relacionado también el cambio de humedales con el cambio climático global reflejado en cambios de temperatura y precipitación (Zhang *et al.* 2011, Jiang *et al.* 2014, Wang *et al.* 2014). Sin embargo, los datos climáticos para Colombia no indican que haya habido un cambio significativo de la temperatura media en las zonas rurales durante los años de los que se tiene registro.

Los indicadores de ajuste de los modelos, el R^2 ajustado del modelo MCO, el pseudo- R^2 del modelo de retardo espacial y el R^2 global del modelo GWR, que varían entre 0,5 y 0,7, indican que las variables usadas explican más de la mitad de la variabilidad del porcentaje de área de humedal transformada en cada municipio, pero todavía dejan un porcentaje importante de la variabilidad del fenómeno sin explicar. El modelo GWR intenta dar cuenta de la heterogeneidad espacial del fenómeno y la variación de las relaciones con las variables explicativas a lo largo del territorio. El criterio de información de Akaike (AIC) indica también un mejor ajuste del modelo GWR comparado con los otros modelos.

De acuerdo con los resultados del modelo GWR, las relaciones con todas las variables explicativas son no estacionarias, es decir, en algunos lugares tienen

signo positivo, lo que indica que a mayor valor de la variable, mayor incidencia de transformación; mientras que en otros lugares tienen signo negativo, indicando una relación opuesta entre la variable explicativa y la variable de respuesta. Al examinar los mapas de coeficientes, es interesante la relación casi opuesta de las variables de incidencia de pobreza urbana y rural (IncUR e IncRU, respectivamente). La pobreza urbana tiene relación positiva con la transformación de humedales en la mayor parte del territorio nacional, mientras que la pobreza rural muestra una relación negativa en la mayor parte del país. Estas relaciones, aparentemente contradictorias, podrían ser explicadas por la forma como se mide el fenómeno de la pobreza y las grandes diferencias que existen entre ser catalogado como pobre en las zonas urbanas y rurales del país. Estos resultados estarían indicando que la población rural pobre se relaciona con el entorno natural de una forma distinta que la población urbana, siendo esta última la que tiene mayor impacto negativo sobre los humedales.

La relación con la variable de desplazamiento forzado, indicativa de la incidencia del conflicto armado en el país, también tiene resultados contrarios a lo esperado. En algunas zonas del país el desplazamiento forzado es una de las etapas iniciales de la transformación de los humedales, como ha sido reportado para el caso de la Ciénaga Grande de Santa Marta (www.semana.com/nacion/articulo/destruccion-de-la-cienaga-grande-no-se-detiene/423477-3). Pero el modelo indica que la relación entre desplazamiento forzado y transformación de humedales no es igual en todo el país. En gran parte del territorio la relación es negativa, lo que podría indicar que en muchas zonas lo que ha ocurrido es que la violencia ha expulsado a campesinos y colonos de muchas áreas naturales y ha ayudado a disminuir la presión sobre los ecosistemas. Rodríguez-Eraso *et al.* (2013) mencionan que la emigración es una de las causas de recuperación del bosque de transición. Este fenómeno en particular merece una investigación más profunda para ser explicado satisfactoriamente.

Otro resultado interesante del modelo es la relación entre el PIB municipal y la transformación de humedales. Si se supone que un PIB alto indica mayor

desarrollo, este resultado indica que en gran parte del territorio nacional el desarrollo ha impactado de manera negativa los humedales: valores más altos de transformación relacionados con valores altos de PIB. El modelo indica esta situación en gran parte del centro del país, que incluye casi la totalidad de la zona andina (excepto algunos municipios del sur occidente del país), buena parte de la costa atlántica y de la costa pacífica, y áreas muy extensas al sur de la Amazonía y en parte de la Orinoquía. Lo anterior puede ser el reflejo de la forma tradicional como se han gestionado los humedales y del poco entendimiento que se tiene sobre los servicios que aportan a la sociedad (Ramachandra *et al.* 2005).

Conclusiones

Este análisis permitió verificar que la ganadería y la agricultura son las actividades con mayor impacto negativo sobre los humedales en el país. La mayor parte de la transformación se ha dado sobre los humedales temporales, los de potencial medio y los de potencial bajo, que da cuenta del 98 % de la transformación. Se verificó también el impacto de la minería, en particular sobre los humedales permanentes abiertos. Otras actividades humanas responsables de la transformación, aunque en menor medida, están relacionadas con la construcción de obras civiles y de infraestructura, la urbanización, y las plantaciones forestales. Áreas con procesos de degradación de tierras avanzados, así como las zonas quemadas, que pueden ser producto de fenómenos naturales o de la actividad antrópica, también hacen parte de las áreas mapeadas como humedal que hoy no tienen coberturas naturales.

El mapa del grado de transformación de humedales es una herramienta útil para el monitoreo y la gestión de los humedales a escala nacional. Éste puede considerarse como la línea base o la foto de la transformación actual. Este mapa podrá ser actualizado cada vez que se genere una nueva versión del mapa de coberturas de la tierra y compararse con el resultado aquí presentado para estimar tendencias y velocidades de transformación a lo largo del país.

El análisis cuantitativo y los resultados de los modelos de regresión implementados son una herramienta útil de cara a la gestión diferenciada de los humedales del país. Este ejercicio indica que las relaciones de la transformación con los impulsores de cambio y otros factores correlacionados no es estacionaria, sino que cambia a lo largo del territorio. Una política inteligente de gestión y conservación de humedales deberá tener en cuenta esta realidad y proponer diferentes acciones en diferentes partes del territorio de acuerdo con el comportamiento local del fenómeno.

También se resalta el hecho de que la transformación de humedales está relacionada con variables asociadas a pobreza, violencia y al desarrollo, aún después de controlar los otros factores relacionados al fenómeno. Más desarrollo no implica *per sé* una mejor gestión de los recursos naturales, como lo indica la asociación positiva entre el PIB y el área transformada en gran parte del país. Las relaciones entre pobreza y violencia con la disminución del área de humedales son complejas y merecen ser estudiadas con mayor profundidad.

Agradecimientos

Este estudio fue realizado en el marco del convenio interadministrativo suscrito entre el Fondo Adaptación y el Instituto Alexander von Humboldt (No. 008 de 2012). Los insumos usados para el análisis aquí presentado son el resultado del gran esfuerzo de cooperación y coordinación institucional que se dio en el marco del convenio mencionado entre el Igac, el Ideam, el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible y el Instituto Alexander von Humboldt.

Bibliografía

- Anselin, L. 2003. Spatial externalities, spatial multipliers, and spatial econometrics. *International Regional Science Review* 26: 153-166.
- Anselin, L. 2005. Exploring spatial data with GeoDa: A Workbook (Revised). Center for Spatially Integrated Social Science. Urbana, IL. 226 pp.
- Beach, T., y S. Luzzadder-Beach. 2012. Pre-Columbian People and the Wetlands in Central and South America. Pp: 83-103. *En*: F. Menotti & A. O'Sullivan (Eds.).

- The Oxford Handbook of Wetland Archaeology. Oxford University Press.
- Bivand, R. 2013. Package "spgwr". Geographically weighted regression. CRAN Repository.
- Camargo, A. 2012. Landscapes of Fear: Water Grabbing, Wetland Conservation, and the Violence of Property in Colombia. *En: International Conference on Global Land Grabbing II. Land Deals Politics Initiative.*
- Carle, M. V. 2011. Estimating wetland losses and gains in Coastal North Carolina: 1994-2001. *Wetlands* 31: 1275-1285.
- Charlton, M. y A. S. Fotheringham. 2009. Geographically weighted regression. Maynooth, Co Kildare, Ireland. 14 pp.
- Chen, M. y J. Liu. 2015. Historical trends of wetland areas in the agriculture and pasture interlaced zone: A case study of the Huangqihai Lake Basin in northern China. *Ecological Modelling* 318: 168-176.
- Cusva-Verdugo, A. 2014. Informe de gestión referente a la actualización y análisis de información socioeconómica municipal, diseño y desarrollo de indicadores que permitan realizar los análisis relacionales descriptivos con información cartográfica disponible de humedales a escala 1:100.000. Informe Técnico. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D. C., Colombia. 89 pp.
- Disperati, L. y S. G. Pasquale Viridis. 2015. Assessment of land-use and land-cover changes from 1965 to 2014 in Tam Giang-Cau Hai Lagoon, central Vietnam. *Applied Geography* 58: 48-64.
- Fotheringham, A. S., C. Brunson y M. Charlton. 2002. Geographically Weighted Regression: The Analysis of Spatially Varying Relationships. Wiley. 284 pp.
- Garzón-Yepes, N. V. y J. C. Gutiérrez-Camargo. 2013. Deterioro de humedales en el Magdalena Medio: un llamado para su conservación. Fundación Alma. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D.C., Colombia. 145 pp.
- Gómez Vivas, M. 2013. Costos y los indicadores de productividad en la ganadería Colombiana. *En: Foro Empresarialización y Competitividad Ganadera. Oficina de Investigaciones Económicas de Fedegan. Bogotá, D. C., Colombia.*
- Hussien Aragaw, K. 2014. Assessment of spatio-temporal changes of wetlands using GIS and RS techniques in Dawa Chefa Area in the Northern Central Ethiopian Highlands. Trabajo de grado. Mekelle University, College of Social Sciences and Languages, Department of Geography and Environmental Studies, Post Graduate Study Programm. 81 pp.
- Ideam. 2010. Leyenda nacional de coberturas de la tierra. Metodología Corine Land Cover adaptada para Colombia. Escala 1:100.000. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Bogotá D. C., Colombia. 72 pp.
- Ideam. 2012. Mapa de Coberturas de la Tierra. Metodología Corine Land Cover Adaptada para Colombia. Escala 1:100.000, Periodo 2005-2009. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Bogotá D.C., Colombia.
- Ideam. 2015. Estudio Nacional del Agua 2014. Bogotá D.C., Colombia. 496 pp.
- Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. 2015. Mapa de Humedales Interiores de Colombia, Avances en la Identificación. Escala de trabajo 1: 100.000. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D.C., Colombia.
- Jackson, C. R., J. A. Thompson y R. K. Kolka. 2014. Wetland Soils, Hydrology and Geomorphology. Pp. 23-60. *En: D. Batzer & R. Sharitz (Eds.). Ecology of Freshwater and Estuarine Wetlands (2nd Ed.). University of California Press. Berkeley, CA.*
- Jiang, W., W. Wang, Y. Chen, J. Liu, H. Tang, P. Hou y Y. Yang. 2012. Quantifying driving forces of urban wetlands change in Beijing City. *Journal of Geographical Sciences* 22: 301-314.
- Jiang, P., L. Cheng, M. Li, R. Zhao y Q. Huang. 2014. Analysis of landscape fragmentation processes and driving forces in wetlands in arid areas: A case study of the middle reaches of the Heihe River, China. *Ecological Indicators* 46: 240-252.
- Klemas, V. 2013. Remote sensing of emergent and submerged wetlands: an overview. *International Journal of Remote Sensing* 34: 6286-6320.
- Li, X., X. Deng, y S. Huang. 2010. Evolution of land use policies and its effects on wetlands change in Tianjin Binhai New Area, China. *Procedia Environmental Sciences* 2: 945-952.
- Lin, T., X. Z. Xue y C. Y. Lu. 2007. Analysis of coastal wetland changes using the DPSIR model: A case study in Xiamen, China. *Coastal Management* 35: 289-303.
- Márquez, G. 2001. De la abundancia a la escasez: la transformación de ecosistemas en Colombia. Pp. 321-452. *En: G. Palacio (Ed.). La Naturaleza en Disputa. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, D. C.*
- Nielsen, E. M., S. D. Prince y G. T. Koeln. 2008. Wetland change mapping for the U.S. mid-Atlantic region using an outlier detection technique. *Remote Sensing of Environment* 112: 4061-4074.
- Niu, Z., H. Zhang, X. Wang, W. Yao, D. Zhou, K. Zhao, N. Li, H. Huang, C. Li, J. Yang, C. Liu, L. Wang, Z. Li, Z. Yang, F. Qiao, Y. Zheng, Y. Chen, Y. Sheng, X. Gao,

- W. Zhu, W. Wang, H. Wang, Y. Weng, D. Zhuang, J. Liu, Z. Luo, X. Cheng, Z. Guo y P. Gong. 2012. Mapping wetland changes in China between 1978 and 2008. *Chinese Science Bulletin* 57: 2813-2823.
- Ottinger, M., C. Kuenzer, G. Liu, S. Wang y S. Dech. 2013. Monitoring land cover dynamics in the Yellow River Delta from 1995 to 2010 based on Landsat 5 TM. *Applied Geography* 44: 53-68.
- QGIS Development Team. 2015. QGIS 2.8 Wien. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. Recuperado a partir de <http://www.qgis.org>
- R Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria. Recuperado a partir de <http://www.r-project.org/>
- Ramachandra, T. V., R. Rajinikanth y V. G. Ranjini. 2005. Economic valuation of wetlands. *Journal of Environmental Biology* 26: 439-447.
- Ramírez, F., T. L. Davenport y J. Kallarackal. 2013. Bogotá's Urban Wetlands: Environmental Issues. Pp. 1-8. En: G. Lavigne & C. Cote (Eds.). Colombia: Social, Economic and Environmental Issues. Nova Science Publishers.
- Rebelo, L. M., C. M. Finlayson y N. Nagabhatla. 2009. Remote sensing and GIS for wetland inventory, mapping and change analysis. *Journal of Environmental Management* 90: 2144-2153.
- Ricaurte, L. F., J. Gutiérrez, S. M. Borja, J. Cepeda-Valencia, L. J. Arroyave, M. H. Olaya-Rodríguez, y D. Lara. 2014. Evaluación y mapeo de los impulsores de cambio directos sobre los humedales a escala 1:100.000 en las cuencas priorizadas por el Fondo Adaptación. Informe Técnico. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogota D. C. 100 pp.
- Rodríguez-Eraso, N., D. Armenteras-Pascual y J. R. Alumbrosos. 2013. Land use and land cover change in the Colombian Andes: dynamics and future scenarios. *Journal of Land Use Science* 8: 154-174.
- Semana. 2015. Destrucción de la Ciénaga Grande no se detiene. *Revista Semana*. Recuperado a partir de <http://www.semana.com/nacion/articulo/destruccion-de-la-cienaga-grande-no-se-detiene/423477-3>
- Sheng, S., C. Xu, S. Zhang, S. An, M. Liu y X. Yang. 2012. Hot spots of wetland vegetation reduction in relation to human accessibility: Differentiating human impacts on natural ecosystems at multiple scales. *Environmental Earth Sciences* 65: 1965-1975.
- SIAC. 2015. Mapa de Coberturas Nacionales. Recuperado 29 de abril de 2015, a partir de <https://www.siac.gov.co/contenido/contenido.aspx?catID=905&conID=1450>
- Song, K., J. Zhao, W. Ouyang, X. Zhang y F. Hao. 2010. LUCC and landscape pattern variation of wetlands in warm-rainy Southern China over two decades. *Procedia Environmental Sciences* 2: 1296-1306.
- Song, G., C. Fu y E. Yong. 2011. The analysis of ecosystem service value's change in Yueqing Bay wetland based on RS and GIS. *Procedia Environmental Sciences* 11: 1365-1370.
- Superintendencia de Sociedades. 2013. Desempeño del sector de minería e hidrocarburos 2008 - 2012. Informe técnico. Superintendencia de Sociedades. Bogota D.C., Colombia. 32 pp.
- Turner, R. K., J. C. J. M. van den Bergh, T. Soderqvist, A. Barendregt, J. van der Straaten, E. Maltby y E. C. van Ierland. 2000. Ecological-economic analysis of wetlands: Scientific integration for management and policy. *Ecological Economics* 35: 7-23.
- Vilardy, S. P., J. A. González, B. Martín-López y C. Montes. 2011. Relationships between hydrological regime and ecosystem services supply in a Caribbean coastal wetland: a social-ecological approach. *Hydrological Sciences Journal* 56: 1423-1435.
- Vilardy, S. P., Ú. Jaramillo, C. Flórez, J. Cortés-Duque, L. Estupiñán, J. Rodríguez, O. Acevedo, W. Samacá, A. C. Santos, S. Peláez y C. Aponte. 2014. Principios y criterios para la delimitación de humedales continentales. Una herramienta para fortalecer la resiliencia y la adaptación al cambio climático en Colombia (1ª ed.). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D. C. 100 pp.
- Wang, Y., J. Knight, L. P. Rampi y R. Cao. 2014. Mapping wetland change of Prairie Pothole region in Bigstone County from 1938 year to 2011 year. Pp. 4343-4346. En: IEEE (Ed.). 2014 IEEE Geoscience and Remote Sensing Symposium Quebec City, QC, Canadá.
- Wielgus, J. y A. M. Franco. 1997. Development pressures on waterbird habitat in high-Andean wetlands. En W. (Giesen (Ed.), Wetlands International. *Wetlands, Biodiversity and Development* 1: 2-78.
- Yu, Y., A. Suo y N. Jiang. 2011. Response of ecosystem service to landscape change in Panjin coastal wetland. *Procedia Earth and Planetary Science* 2: 340-345.
- Yuan, H. y R. Zhang. 2010. Changes in wetland landscape patterns on Yinchuan Plain, China. *International Journal of Sustainable Development & World Ecology* 17: 236-243.
- Yuan, L. H., W. G. Jiang, Z. L. Luo, X. H. He y Y. H. Liu. 2014. Analysis of wetland change in the Songhua River Basin from 1995 to 2008. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* 17: 012125.

- Zedler, J. B. y S. Kercher. 2005. Wetland Resources: Status, Trends, Ecosystem Services, and Restorability. *Annual Review of Environment and Resources* 30: 39-74.
- Zhang, R., C. Tang, S. Ma, H. Yuan, L. Gao, y W. Fan. 2011. Using Markov chains to analyze changes in wetland trends in arid Yinchuan Plain, China. *Mathematical and Computer Modelling* 54: 924-930.
- Zhao, H., B. Cui, H. Zhang, X. Fan, Z. Zhang y X. Lei. 2010. A landscape approach for wetland change detection (1979-2009) in the Pearl River Estuary. *Procedia Environmental Sciences* 2 (5): 1265-1278. doi.org/10.1016/j.proenv.2010.10.137

Jorge E. Patiño
Grupo “Research in Spatial Economics”
Universidad EAFIT
Medellín, Colombia.
Instituto de Investigación de Recursos Biológicos
Alexander von Humboldt
jpatinoq@eafit.edu.co

Análisis espacial cuantitativo de la transformación de humedales continentales en Colombia

Cítese como: Patiño, J. E. 2016. Análisis espacial cuantitativo de la transformación de humedales continentales en Colombia. *Biota Colombiana* 17 (Suplemento 1 - Humedales): 85-105. DOI: 10.21068/c2016s01a05

Recibido: 14 de mayo de 2015
Aprobado: 20 de febrero de 2016

Estado y factores de cambio de los servicios ecosistémicos de aprovisionamiento en humedales relacionados con aguas subterráneas en Iberoamérica y España

Provisioning ecosystem services and direct drivers change in wetlands related to groundwater in Iberoamerica and Spain

Teresita Betancur, Emilia Bocanegra, Emilio Custodio, Marisol Manzano y Gerson Cardoso da Silva

Resumen

Los humedales se han reconocido como hábitats para sostener los procesos ecológicos de los ecosistemas. Son proveedores de bienes y servicios ecosistémicos para el bienestar humano. Muchos humedales están relacionados con las aguas subterráneas y dependen parcial o totalmente de ellas. Así, algunas acciones que se realizan sobre el suelo, el territorio o los acuíferos pueden producir impactos significativos sobre los humedales, sus funciones y sus servicios, poniendo en riesgo su existencia. El proyecto UNESCO-IGCP 604: “Wetlands related to groundwater in Iberoamérica”, realizado entre 2011 y 2014, tuvo como propósito generar conocimiento acerca de la interacción entre aguas subterráneas, humedales y seres humanos en Iberoamérica y España, mediante la evaluación de las características hidrológicas, los servicios que prestan estos ecosistemas y los factores que inducen cambios en dichos servicios. En el marco de este proyecto, se recopiló información en 13 países para evaluar 64 casos de estudio. Por ser uno de los ecosistemas más vulnerables ante la presión por factores de cambio inducidos por el hombre (especialmente en relación con la extracción de materiales, la contaminación y el uso del territorio), dada la relevancia de los servicios de aprovisionamiento, en este artículo se hace referencia especial a los resultados obtenidos en relación con ellos.

Palabras clave. Cambio ambiental. Ecosistemas del Milenio. Evaluación cualitativa de servicios ambientales. Hidrogeología.

Abstract

Wetlands have been recognized as very important habitats to support the ecological processes in ecosystems. They supply goods and ecosystem services for human well-being. Many wetlands are related to groundwater and depend from of them. This explains that some actions taken in aquifers affect the function of wetlands and can threaten their existence. The UNESCO-IGCP Project 604: Wetlands Related to Groundwater in Iberoamerica, has the objective to generate knowledge about the interaction between groundwater, wetlands and human activitiess in Ibero-America and Spain, by evaluating their main hydrological characteristics, the services these ecosystems provide to humans and the factors that may induce changes in such services. In the framework of this Project, researchers from 13 countries have provided information on the characteristics of 64 wetlands, on the aquifers linked to them, and a summary of their services. In this paper, the results obtained relative to provision of ecosystemic services have been summarized, as well as the main factors that could produce changes in them. The special reference to this type of services is due to the fact that the human socio-economical activities may have a greater impact on them and produce the most important changes and impacts, especially in what refers to materials extraction, pollution, and land use.

Key words. Environmental change. Environmental services assessment. Hydrogeology. Milenum Ecosystems.

Introducción

Dentro de las directrices de las políticas de biodiversidad, cada nación determina y establece jerarquías en términos de la identificación de sistemas y priorización de medidas para la conservación y protección de ecosistemas estratégicos, a la vez que reconoce las necesidades que en materia de conocimiento debe afrontar para apoyar y soportar con criterios científicos la toma de decisiones.

Los humedales han sido reconocidos como cunas de biodiversidad y como sistemas dotados de un valor hidrológico, cultural y paisajístico que los convierte en foco de atención en torno a los cuales se han firmado tratados y convenios para su conservación y preservación, como es el caso de la convención Ramsar (2010).

La condición ecológica de los humedales como cunas de biodiversidad está estrechamente relacionada con sus características hidrológicas, al ser estas las que determinan el hidroperíodo, definido como el patrón estacional del nivel del agua del humedal. Tras identificar a la precipitación, la escorrentía y el flujo base como las fuentes que mantienen las características principales de cuerpo de agua de un humedal, se va evidenciando la importancia y la frecuencia de la relación agua superficial - agua subterránea en torno a estos cuerpos de carácter léntico.

Cuando se hace referencia a los humedales, las funciones de aprovisionamiento, regulación y cultura se convierten en beneficios y en servicios para el ser humano tanto o más que en otros muchos ecosistemas.

El proyecto IGCP604, llevado a cabo a través de un diálogo de cooperación internacional promovido por Unesco entre varios países de Iberoamérica y España, constituye el marco de referencia para este artículo, debido a que dicho proyecto sirvió para establecer las bases conceptuales de la evaluación de los servicios de los humedales relacionados con el agua subterránea, al recopilarse y analizarse dentro de él las características hidrológicas, el estado de los servicios ecosistémicos y los factores de cambio para 64 humedales de 13 países.

Teniendo en cuenta que en el marco del desarrollo socioeconómico las mayores presiones sobre los ecosistemas -y entre estos sobre los humedales- se generan al momento de tomar de ellos los productos que pueden suministrar bienestar al ser humano, este artículo se centra en la evaluación de los servicios de aprovisionamiento o abastecimiento que brindan los humedales dependientes del agua subterránea. Estos servicios suelen ser los más conocidos y mejor documentados y por ello la evaluación de los factores que inducen cambios en los mismos deben ser los más estudiados, particularmente aquellos que tengan que ver con la explotación de recursos, los cambios en el uso del territorio y la contaminación.

Contexto conceptual

El ciclo hidrológico, entendido como el movimiento continuo del agua en la hidrosfera, conecta los reservorios atmosférico, superficial y subterráneo, incluyendo la biosfera como elemento común de especial interés. Desde y hacia la atmósfera los movimientos de agua están determinados por la precipitación, la evaporación y la transpiración. Como resultado de la infiltración y la recarga, se genera la humedad del suelo y se conforma la zona saturada de las unidades hidrogeológicas. Mediante flujos subsuperficiales y subterráneos, el agua puede regresar a la superficie para incorporarse a los caudales que de nuevo, en algún momento, regresan a la atmósfera. Al representar el flujo base, un aporte de los acuíferos a los cuerpos superficiales de agua, el mismo constituye un factor importante en el sostenimiento de muchos ecosistemas acuáticos y terrestres. Así pues, para poder establecer medidas de manejo y protección efectivas, es necesario entender el ciclo hidrológico y las relaciones entre sus componentes con una visión integral.

La biodiversidad y los recursos naturales son fundamentales para el mantenimiento del bienestar humano y para el desarrollo económico y social. En consecuencia con esto, la biodiversidad es un bien de valor inestimable para la supervivencia de las generaciones presentes y futuras.

Humedales relacionados con el agua subterránea

Los humedales relacionados con el agua subterránea están generalmente localizados en lugares donde el nivel freático está cerca de la superficie del terreno. En todos ellos, la presencia de agua constituye un factor determinante en el desarrollo de los suelos, la vegetación y el paisaje (Custodio 2010).

Hay muchos tipos de humedales relacionados con el agua subterránea. Esta interacción varía en función de las características geológicas e hidrológicas del sistema y puede cambiar espacialmente para un mismo humedal según su extensión y también a través del tiempo. Muchas veces su identificación, caracterización y delimitación no son tareas fáciles, al constituir en muchas ocasiones ámbitos de transición entre ecosistemas acuáticos y terrestres. Los humedales incluyen también sistemas en los que no se registra una lámina superficial de agua, pero el nivel freático está lo suficientemente próximo a la superficie del terreno como para condicionar la aparición de suelos y de vegetación que dependen del agua subterránea. Son los llamados criptohumedales, que pueden diferenciarse de los ecosistemas terrestres o acuáticos eventualmente adyacentes y que dan lugar a cambios cualitativos del paisaje. El Instituto Alexander von Humbolt (Vilardy *et al.* 2014) ha concretado una metodología para la delimitación de humedales en Colombia y, dentro de los resultados valora la ocurrencia de los criptohumedales asociados al suelo.

Aguas subterráneas

Las aguas subterráneas constituyen más del 97 % del agua líquida dulce disponible en el planeta y cada vez representan más la única fuente segura para abastecimiento humano y para satisfacer las demandas de actividades económicas, especialmente de la agricultura. El programa para la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de Naciones Unidas -MEA- ha reconocido que el incremento en el uso del agua subterránea en todo el mundo (MEA 2005, Wada *et al.* 2012, Margat y van der Gun 2013), representa un peligro para los humedales relacionados con ellas. Bajo esta perspectiva, las evaluaciones hidrológicas cobran importancia ya que a través de ellas es posible cuantificar esta posible afección. Este artículo no

pretende profundizar en estos aspectos ya que hay muchos trabajos disponibles en la literatura científica sobre este respecto, como por ejemplo Winter *et al.* (1998), Mitsch y Gosselink (2000), Townley y Trefry (2000), McEwan *et al.* (2006), Schot y Winter (2006), Custodio (2010) y Ramsar (2010), entre otros.

Servicios ecosistémicos y humedales

El concepto de servicio ecosistémico ha sido objeto de discusión y análisis durante las últimas décadas. Daily (1997) definió los servicios ecosistémicos como las condiciones y procesos a través de los cuales los ecosistemas naturales y las especies conforman, sostienen y satisfacen la vida humana. En el mismo año, Costanza *et al.* (1997) se refieren a ellos como los beneficios que las poblaciones humanas derivan directa o indirectamente de las funciones de los ecosistemas. Esta acepción fue retomada en 2005 por Naciones Unidas en el programa sobre la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MEA, 2005), por Boyd y Banzhaf (2007) y por Fisher *et al.* (2008), entre otros muchos.

En MEA (2005) se consideran tres categorías de servicios: abastecimiento, regulación y culturales. Los **servicios de abastecimiento** son los productos obtenidos directamente de la estructura biótica, hidrológica y geológica de los ecosistemas. Los **servicios de regulación** son los beneficios obtenidos de manera indirecta del funcionamiento de los ecosistemas. Los **servicios culturales** son los beneficios intangibles o no materiales que las personas obtienen a través de las experiencias estéticas, educativas, turismo o de enriquecimiento espiritual, entre otras.

Saber cuáles son los factores que provocan cambios en el funcionamiento de los ecosistemas y en los servicios que éstos prestan, es fundamental para diseñar medidas de manejo e intervenciones que potencien impactos positivos y minimicen los impactos negativos. En este contexto, un “impulsor” es cualquier factor que altere algún aspecto de un ecosistema (MEA 2005). Los principales impulsores de cambios en el funcionamiento y los servicios de los humedales son la explotación intensiva de recursos,

los cambios de uso del suelo, la modificación del ciclo hidrológico, la contaminación, los efectos asociados a cambios y el cambio climático y global. Cada uno de estos factores de cambio se describen brevemente así:

- La explotación intensiva de recursos incluye la extracción de agua del humedal y de las masas de agua a las que está vinculado, la explotación biológica y la obtención de minerales, en sus diversas formas.
- Los cambios en el uso de suelo tratan de los efectos sobre los humedales relacionados con los aspectos de reforestación y deforestación, agricultura, ganadería y urbanización, entre otros.
- El factor de modificación del ciclo hidrológico toma en cuenta tanto aquellos cambios en la red de flujo de la cuenca del humedal que influyen sobre la hidrología de éste, como los cambios en los flujos de entradas, salidas y variación de almacenamiento del propio humedal.
- La contaminación del humedal se asocia fundamentalmente a la contaminación difusa agrícola y atmosférica y a procesos puntuales de origen urbano e industrial.
- Los efectos asociados a cambios contemplan cambios en la calidad mineral y biológica del agua y otros efectos en el suelo.
- Los factores de interés vinculados al cambio climático y global son las variaciones en la precipitación y en la temperatura y el aumento del nivel del mar.

Bajo estas líneas generales, entre los años 2011 y 2014 y en el marco del proyecto IGCP 604: “Wetlands related to groundwater in Iberoamerica”, se estableció un marco conceptual y metodológico dentro del cual se diseñaron procedimientos para identificar el estado y la tendencia de los servicios de los humedales vinculados a las aguas subterráneas en Iberoamérica y España y para reconocer los impulsores de cambio que pueden incidir sobre ellos y la tendencia de los cambios observados y/o previstos (Bocanegra *et al.* 2012).

Se ha asistido en las últimas décadas a cambios drásticos en los ecosistemas, y también a modificaciones profundas en los sistemas sociales que, además de generar presiones sobre los ecosistemas, limitan las oportunidades de respuesta y adaptación de estos. A la vez que crecen las demandas -específicamente para abastecimiento- de los servicios que prestan, disminuye la capacidad de muchos de ellos para satisfacer tales demandas.

El marco conceptual del MEA (2005) considera que el bienestar humano es el foco central de la evaluación, aunque reconoce que la biodiversidad y los ecosistemas también tienen valores intrínsecos y que los hombres deben tomar decisiones en relación con los ecosistemas basándose tanto en consideraciones de bienestar como en el valor intrínseco de los humedales. Los humedales están entre los ecosistemas del planeta más amenazados en los últimos 50 años; la utilización humana de la mayoría de los servicios que proveen se está incrementando y están siendo degradados.

Desde un punto de vista económico, la pérdida o el deterioro de humedales y/o acuíferos contribuye a la destrucción de un bien natural que significa una pérdida económica y patrimonial que la sociedad actual o futura deberá pagar. Hacer compatibles los usos humanos y la conservación es una tarea difícil porque hay diferentes actores involucrados y con frecuencia en competencia. La legislación, si existe, suele ser escasa, y el conocimiento científico resulta insuficiente en la mayoría de los casos. Los órganos gestores y la participación en ellos de los usuarios proporcionan las condiciones para que la administración pública y los otros actores involucrados interactúen para lograr una gestión integrada de los recursos hídricos, cada uno desarrollando sus responsabilidades a través de los medios adecuados. Para garantizar la protección, conservación y restauración de los humedales, la consideración pública de su importancia y el aprovechamiento sostenible de sus recursos, se han propuesto diversas figuras de protección a nivel internacional, tales como los sitios Ramsar, Reserva de la Biosfera (MAB) de Unesco y otras figuras de alcance nacional o local (Bocanegra *et al.* 2014).

Métodos

La metodología del Proyecto UNESCO-IGCP 604 incluyó la realización de las siguientes tareas (Manzano *et al.* 2013):

- 1) Elaboración de un marco conceptual para emprender el estudio de las relaciones aguas subterráneas-humedales-bienestar humano de forma sistemática. Dicho marco se plasmó en tres fichas temáticas en las que se recopiló la información necesaria sobre humedales vinculados a aguas subterráneas. La primera ficha está dedicada a datos generales básicos tales como localización, clasificación, dimensiones, estacionalidad, geología, hidrología, morfología, existencia o no de medidas de protección y de gestión, etc. La segunda ficha está dedicada al inventario de los servicios del humedal y a una evaluación cualitativa de la funcionalidad y la tendencia de evolución actual de los mismos. La tercera ficha está dedicada a identificar los principales impulsores de cambios en el funcionamiento de cada humedal y a evaluar, de forma cualitativa, el grado de influencia y la tendencia actual de evolución de cada impulsor.
- 2) Las tres fichas se distribuyeron por correo electrónico a decenas de investigadores, gestores y usuarios de humedales en Iberoamérica, España y Portugal, recopilándose 64 fichas correspondientes a humedales de 13 países, tomando el humedal en el sentido amplio de la convención Ramsar.
- 3) Para abordar la elaboración numérica de la información, los datos de las tres fichas de esos 64 humedales se sintetizaron en tres fichas únicas.

El presente trabajo se realiza sobre la base de la síntesis de la caracterización hidrológica de los humedales, del estado y tendencias de evolución de los servicios de abastecimiento (Figura 1) y del impacto y tendencias de evolución de los factores que impulsan cambios en dichos humedales, en relación con tres aspectos específicos: explotación intensiva de recursos, cambios en el uso del territorio y contaminación (Figura 2).

La metodología de MEA (2005) propone usar universalmente un código estilo semáforo con el fin de poder comparar resultados de trabajos realizados en sitios muy diversos. En relación con el estado de

los servicios ecosistémicos, dicho código propone emplear el color verde para representar un servicio “alto” (el servicio actúa a un nivel alto, lo cual es bueno), amarillo para la categoría “medio” y rojo para un servicio “bajo” (el servicio actúa a un nivel bajo, lo cual es malo). Respecto a los factores impulsores de cambios, el código de colores se aplica así: a) alto rojo (el factor perturba a un nivel alto, lo cual es malo); b) moderado amarillo; c) bajo verde (el factor perturba a un nivel bajo, lo cual es bueno).

Resultados y discusión

Aun cuando 64 humedales parece un número pequeño de casos de estudio para generalizar la descripción acerca de las características físicas e hidrológicas de los humedales en Iberoamérica y España, cabe aclarar que la recolección de información documentada constituye una tarea ardua, ante la cual se debe sacrificar la cantidad a favor de la calidad. No obstante, una mirada general (Figura 3), ya da cuenta de la variedad notoria de sistemas existentes. Los ambientes climáticos considerados involucran zonas húmedas o áridas y cálidas o frías, con distintos tipos de cobertura vegetal e incluso algunos salares. Respecto a la génesis de los humedales, prevalecen los de llanura costera y llanura de inundación y en menor número los de origen tectónico o erosivo, entre otros. En relación con las fuentes de agua que soportan el humedal, aparte de los aportes freáticos o desde acuíferos profundos, la precipitación y la escorrentía directa alimentan la mayoría de los sistemas. Todos los humedales considerados son permanentes, aun cuando en algunos de ellos existen zonas que se secan estacionalmente. Como era de esperar, la totalidad de los casos de estudio reportan distintos grados de alteración en la funcionalidad. El conocimiento que se ha logrado de los humedales considerados está soportado generalmente en modelos hidrológicos e hidrogeológicos conceptuales. En muy pocos casos se han desarrollado modelos numéricos o se han practicado estudios de validación mediante técnicas hidrogeoquímicas o de isótopos ambientales.

El estado de los servicios de abastecimiento y sus tendencias se muestran en la figura 4.

| | Nombre y país | ABASTECIMIENTO | | | | | | REGULACIÓN | | | | CULTURALES | | | | | |
|----|---------------------------------|---|--|---|--|--|---|---|--------------------|---------------------|-----------------------|----------------------------|------------|------------|---------------------------|---|---------------------------|
| | | Abastecimiento de agua de buena calidad | Abastecimiento de agua para distintos usos | Producción natural de recursos alimentarios | Producción artificial de recursos alimentarios | Producción de materias primas biológicas | Producción de materias primas minerales | Especies naturales de interés medicinal | Regulación hídrica | Depuración de aguas | Control de la erosión | Regulación climática local | Turísticos | Educativos | Paisajísticos y estéticos | Identidad cultural y sentido de pertenencia | Religiosos y espirituales |
| 1 | Bahía Samborombon, Argentina | ↘ | ↘ | → | | ↘ | ↘ | | ↘ | ↘ | | | → | → | → | → | |
| 2 | Delta río Paraná, Argentina | | | | | | | ↗ | | | | | → | → | → | → | |
| 3 | Iberá, Argentina | ↘ | ↗ | ↘ | ↗ | → | | | ↘ | | → | → | ↗ | ↗ | ↗ | ↗ | ↗ |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 16 | Ciénaga Ayapel, Colombia | ↘ | → | ↘ | → | | ↗ | | ↘ | | ↘ | → | ↗ | ↗ | ↗ | → | |
| 17 | Ciénaga, Colombia | ↘ | ↘ | ↘ | → | | | | ↘ | | → | → | ↗ | ↗ | ↗ | → | |
| 18 | Ciénaga San Silvestre, Colombia | ↘ | ↘ | ↘ | ↗ | ↘ | ↗ | | ↘ | | | | ↗ | ↗ | ↘ | ↘ | ↘ |
| 19 | La Caimanera, Colombia | | | ↘ | | ↘ | | ↗ | ↘ | ↘ | | ↘ | ↗ | ↗ | ↗ | ↘ | |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 62 | Yucalpetén, México | → | | ↘ | ↗ | → | | | ↗ | ↗ | ↘ | ↘ | → | ↗ | ↘ | ↗ | → |
| 63 | Apoyo, Nicaragua | | → | → | → | → | → | ↗ | | ↗ | | ↗ | ↗ | ↗ | → | ↗ | ↗ |
| 64 | Humedales del Este, Uruguay | | | | | | → | | | | | | ↗ | | | | |

| Estado del servicio | | Tendencia del servicio | |
|---------------------|---|------------------------|----------------------|
| Alto | ↗ | ↗ | Mejora del servicio |
| Medio | ↗ | ↗ | Tendencia a mejorar |
| Bajo | → | → | Tendencia estable |
| Inexistente | ↘ | ↘ | Tendencia a empeorar |
| Desconocido | ↘ | ↘ | Empeora el servicio |

Figura 1. Estructura y contenido de la ficha de síntesis del inventario de servicios de abastecimiento de los humedales, su estado actual y su tendencia de evolución (es una presentación de parte del inventario).

| | Nombre y país | Explotación intensiva de recursos | | | | | | | | | | | Cambios de uso del suelo | | | | | | Contaminación | | | | | | | | |
|----|---------------------------------|-----------------------------------|--------------|---------------------|--------------------------|----------|--------|-----------|---------------------|-------|--------------|-------|--------------------------|-------|-------|---------------|---------------|-------------------|---------------|-----------------------------------|-----------------------|---------------------|--------------|----------------------|-------|-----------------|--------------------|
| | | Extracción de agua | | | Explotación biológica | | | | Explotación mineral | | | | Cambios de uso del suelo | | | | | | | | | | | | | | |
| | | Del humedal | De afluentes | Subterránea próxima | Subterránea de la cuenca | Cultivos | Bosque | Ganadería | Pesca | Otros | Combustibles | Sales | Suelos | Rocas | Otros | Deforestación | Reforestación | Manejo del bosque | | Sustitución de especies vegetales | Agricultura extensiva | Ganadería extensiva | Urbanización | Vías de comunicación | Otros | Difusa agrícola | Difusa atmosférica |
| 1 | Bahía Samborombón, Argentina | → | → | → | | → | → | | | | → | → | | → | | | | | | → | → | | | → | → | → | → |
| 2 | Delta río Paraná, Argentina | | | | ↗ | → | → | ↗ | | → | → | → | | | | | | | | | | ↗ | | | ↗ | ↗ | ↗ |
| 3 | Iberá, Argentina | ↗ | | → | ↗ | → | → | → | | | | | | | → | → | | → | → | → | → | → | | | | | → |
| 16 | Ciénaga Ayapel, Colombia | → | → | → | ↗ | ↗ | ↗ | ↗ | | | | | | → | | | | | | → | | | | → | | | |
| 17 | Ciénaga, Colombia | → | → | → | ↗ | ↗ | ↗ | ↗ | | | | | | → | | | | | | → | | | | → | | | |
| 18 | Ciénaga San Silvestre, Colombia | ↗ | | | ↗ | ↗ | ↗ | ↗ | | | ↗ | | | ↗ | | | | | | ↗ | ↗ | ↗ | | | | | |
| 19 | La Caimanera, Colombia | | | | | ↗ | ↘ | | | | | | | ↗ | → | ↗ | | ↗ | ↗ | ↗ | ↗ | ↗ | | ↗ | | ↗ | |
| 62 | Yucalpetén, México | | ↗ | ↗ | | ↗ | → | | | | | | | ↗ | ↗ | → | → | → | → | → | ↗ | ↗ | | ↗ | → | → | ↗ |
| 63 | Apoyo, Nicaragua | → | → | ↗ | ↗ | ↘ | ↘ | → | | | | ↘ | | ↘ | ↘ | → | → | ↘ | ↘ | → | → | → | | ↘ | | → | |
| 64 | Humedales del Este, Uruguay | | | | ↗ | → | → | | | | → | → | | ↗ | ↗ | | | ↗ | → | ↗ | ↗ | | | | | | |

| Impacto | | Tendencia | |
|-------------|---|-----------|-----------------------|
| Alto | ↗ | ↑ | Aumenta rápidamente |
| Moderado | ↗ | ↗ | Aumenta |
| Bajo | → | → | Estable |
| Inexistente | ↘ | ↘ | Disminuye |
| Desconocido | ↘ | ↘ | Disminuye rápidamente |

Figura 2. Estructura y contenido de la ficha de síntesis de inventario de impulsores de cambios en el funcionamiento de los humedales y sus servicios (es una presentación de parte del inventario).

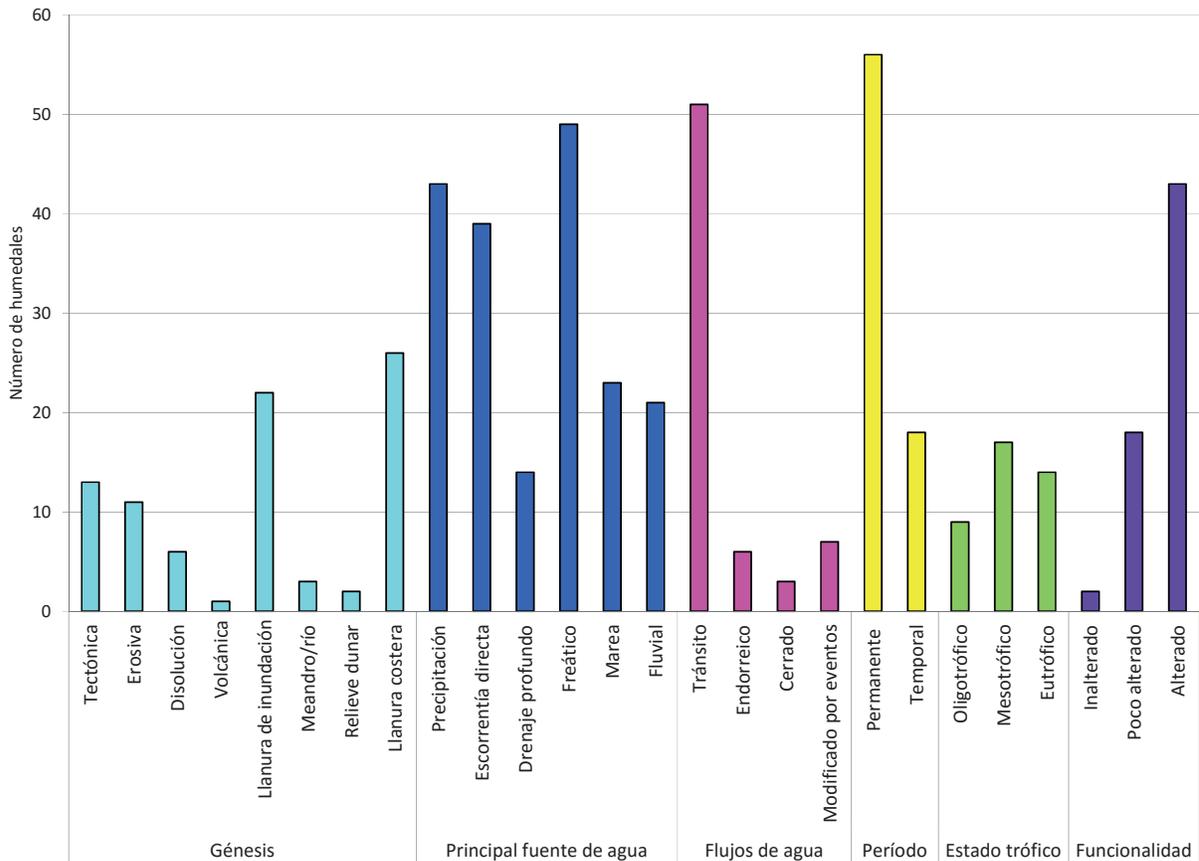


Figura 3. Características hidrológicas generales de los humedales estudiados.

La provisión de agua de buena calidad (P1) y para diversos fines (P2) son servicios que tienen un estado alto o medio en 18 y 28 humedales respectivamente, la tendencia más significativa es a mantener igual o empeorar el estado de dichos servicios.

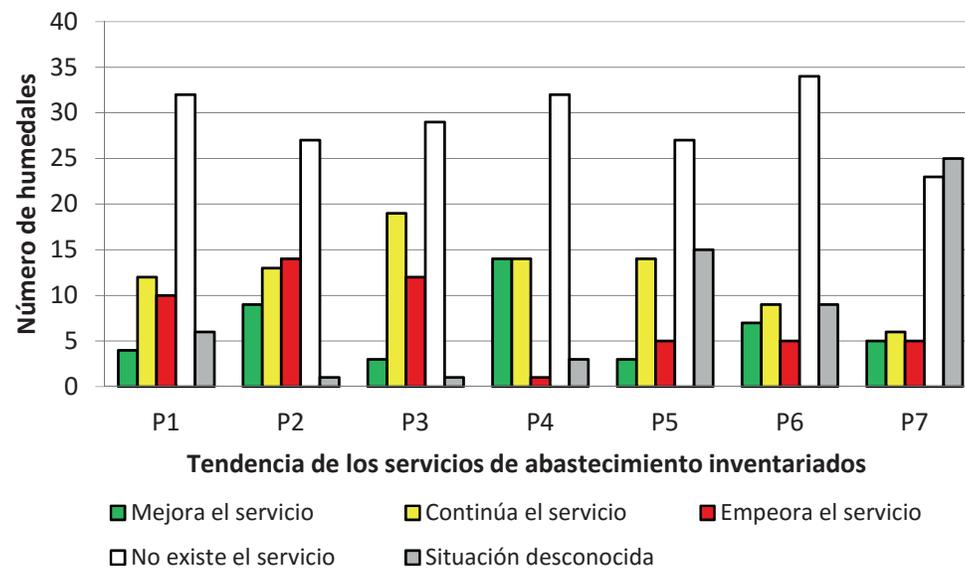
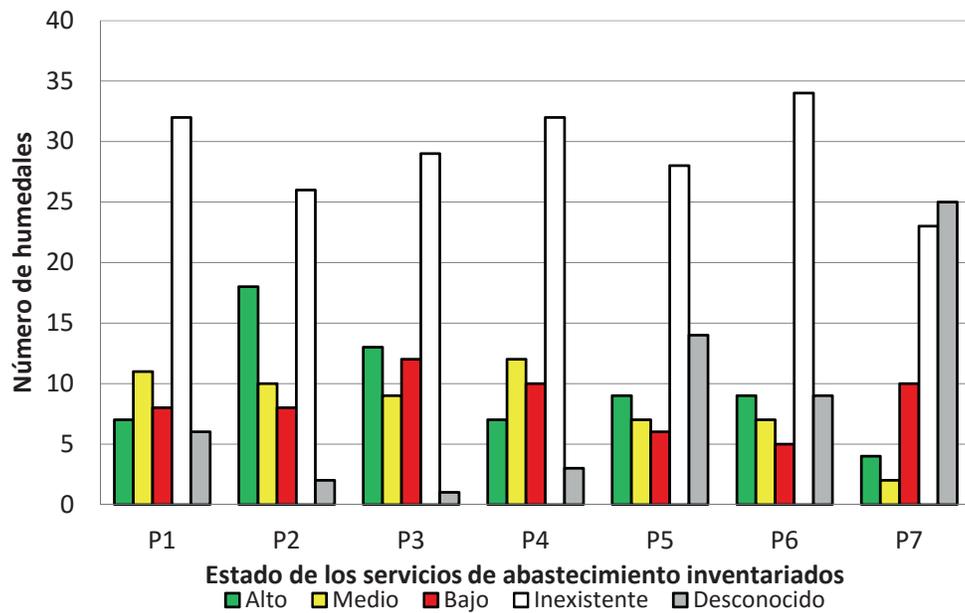
La producción natural de recursos alimentarios (P3) y la producción artificial (P4) tienen estado alto o medio en unos 20 humedales. Se aprecia una diferencia significativa en las tendencias de estos servicios, ya que mientras P3 tiende a continuar o empeorar su estado, P4 tiende a continuar o mejorar.

La producción de materias primas biológicas (P5) y de materias primas minerales (P6) son servicios con estado alto o medio en un número similar de humedales, unos 16; la tendencia prioritaria de P5

es estable, mientras que para P6 los distintos tipos de tendencia considerados aparecen en un número similar de humedales.

Las especies naturales de interés medicinal (P7) están en estado alto o medio sólo en seis humedales. Hay un equilibrio entre mejorar, continuar o empeorar el servicio.

El conocimiento que se tiene acerca del estado de los servicios y de sus tendencias parece está suficientemente documentado (Betancur *et al.* 2013), con excepción de a) las sustancias de interés medicinal cuya existencia se desconoce en 25 casos de estudio y b) la producción de materias primas biológicas y minerales, que son desconocidas en 25 y 15 humedales respectivamente.



| Servicios de abastecimiento | |
|--|----|
| Provisión de agua de buena calidad | P1 |
| Provisión de agua para cualquier uso | P2 |
| Producción natural de alimentos | P3 |
| Producción artificial de alimentos | P4 |
| Producción de materias primas biológicas | P4 |
| Producción de materias primas minerales | P6 |
| Especies naturales de interés medicinal | P7 |

Figura 4. Estado de los servicios de abastecimiento evaluados y tendencia evolutiva de mismos.

Es de resaltar el hecho que existe un gran número de humedales que aparentemente no proporcionan servicios de abastecimiento. Esta situación podría obedecer a dos razones muy distintas: 1) que las personas que recolectaron los datos y confeccionaron las fichas desconozcan la situación de dichos servicios, lo que es muy plausible ya que algunos servicios son difíciles de evaluar si no existen indicadores concretos o si no se posee una mínima formación en relación con el concepto de servicios ecosistémicos y 2) que muchos humedales se encuentran en zonas poco pobladas, sin usuarios potenciales de esos servicios. La primera razón sugiere que es necesario tanto formar a las personas involucradas en las tareas de estudio y gestión de los humedales, como poner en marcha programas de adquisición de información relevante para evaluar todos los servicios que provee un humedal concreto. La segunda razón sugiere que dichos humedales gozan de condiciones favorables para su conservación, en la medida que el aprovechamiento futuro de los productos de abastecimiento pueda planificarse, previendo y controlando posibles impactos negativos por efecto de la extracción.

Los principales factores que inducen cambios en los servicios de abastecimiento se muestran en la figura 5. Entre los factores relacionados con la explotación intensiva de recursos, tanto la extracción de agua subterránea próxima al humedal (RO3) como en la cuenca (RO4) afectan a más de la mitad de los humedales inventariados, con un impacto alto o medio. En cuanto a la explotación biológica, principalmente los cultivos (RO5), con 34 humedales afectados, y en menor medida la ganadería (RO7) y la pesca (RO8), son factores de impacto significativo en el funcionamiento de los humedales.

Entre los factores relacionados con cambios en el uso del suelo, la agricultura extensiva (LU5) y la urbanización (LU7) aparecen como los principales impulsores de cambio e involucran a más del 50% de los humedales; le siguen la reforestación (LU1) y la agricultura extensiva (LU6), que afectan a unos 25 humedales en cada caso.

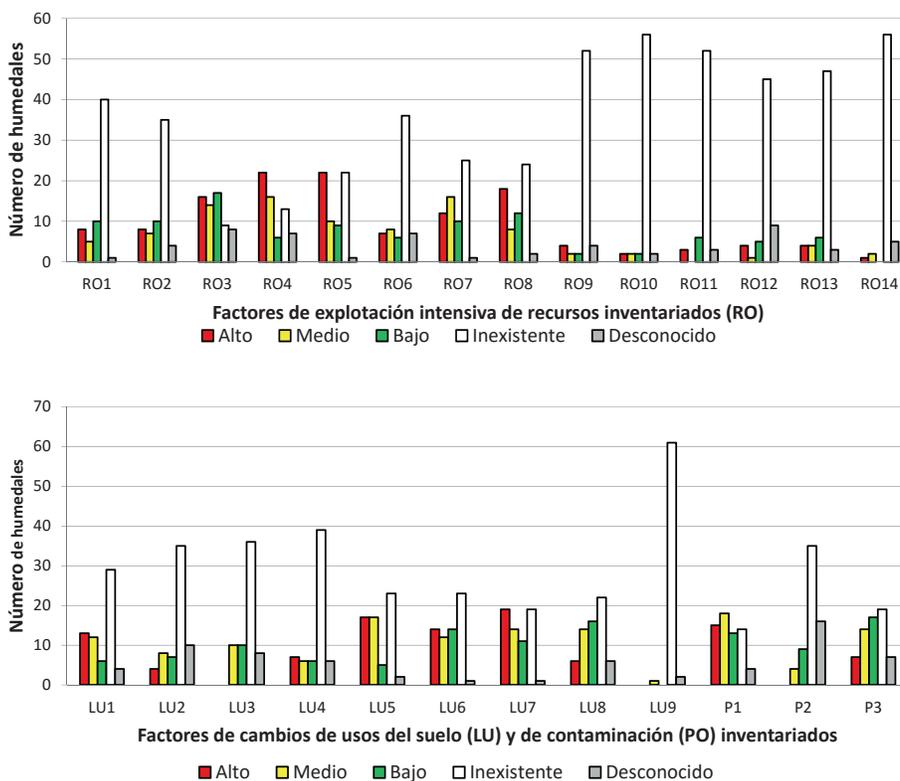
Entre los factores de contaminación, la actividad agrícola (P1) es el principal factor de cambio de los servicios de los humedales, afectando a más de la mitad de los humedales inventariados.

Existe un elevado número de humedales, entre 35 y 40, que aparentemente no se ven afectados por la extracción de agua del humedal y/o de sus afluentes, así como por la explotación de bosques. La mayoría de los humedales inventariados no están afectados por ninguno de los diversos factores relacionados con la explotación intensiva de recursos minerales.

Entre los impulsores relacionados con cambios en el uso del suelo considerados, la deforestación, la reforestación, el manejo de bosques y la sustitución de especies vegetales no aparecen en un número alto de humedales, entre 30 a 40. En cuanto a los factores de contaminación, la asociada a procesos de difusión atmosférica no está presente en 35 humedales.

El estado de los impulsores de cambio de los servicios y sus tendencias se conoce en la mayoría de los humedales inventariados, aunque con deficiencias y vacíos, según se ha comentado ya que las personas han informado de acuerdo con su conocimiento empírico en los aspectos que conocen y en los que no conocen han hecho una extrapolación con base en su propia formación. Debido a que los conceptos relativos a ecología y servicios ecosistémicos son muy ajenos a la formación de geólogos e ingenieros, es muy frecuente que no sepan identificar ciertos servicios ni evaluarlos y por ello un “no existe” significa en muchos casos “se desconoce”. En el proyecto IGCP 604 se ha usado estrictamente la metodología propuesta por MEA para evaluar el estado de los servicios y su evolución, y los impulsores que producen cambios y su tendencia. A futuro se deberán realizar nuevas evaluaciones usando conjuntos de indicadores concretos para cada servicio/impulsor de cambio, e implementar metodologías de valoración de los servicios.

En resumen, parece ser que son las actividades relacionadas con la agricultura - tanto en términos de explotación, uso del territorio y contaminación - las que inducen mayores cambios sobre el humedal, al contrario de la extracción minera, que sería la que menos está afectando los servicios. Igualmente vale la pena resaltar el hecho que hasta ahora los efectos de la extracción de agua desde el humedal o desde los afluentes pueden controlarse y debe prestarse más atención al beneficio del agua subterránea.



| Factores de cambio de los servicios de los humedales | | | Nº |
|--|-----------------------------------|--------------------------|------|
| Explotación intensiva de recursos | Extracción de agua | Del humedal | RO1 |
| | | De afluentes | RO2 |
| | | Subterránea próxima | RO3 |
| | | Subterránea de la cuenca | RO4 |
| | Explotación biológica | Cultivos | RO5 |
| | | Bosque | RO6 |
| | | Ganadería | RO7 |
| | | Pesca | RO8 |
| | | Otros | RO9 |
| | Explotación mineral | Combustibles | RO10 |
| | | Sales | RO11 |
| | | Suelos | RO12 |
| | | Rocas | RO13 |
| | | Otros | RO14 |
| Cambios de uso del suelo | Deforestación | LU1 | |
| | Reforestación | LU2 | |
| | Manejo del bosque | LU3 | |
| | Sustitución de especies vegetales | LU4 | |
| | Agricultura extensiva | LU5 | |
| | Ganadería extensiva | LU6 | |
| | Urbanización | LU7 | |
| | Vías de comunicación | LU8 | |
| Contaminación | Difusa agrícola | P1 | |
| | Difusa atmosférica | P2 | |
| | Puntual urbana/industrial | P3 | |

Figura 5. Principales impulsores de cambios de los servicios de abastecimiento de los humedales.

Conclusiones

En este trabajo se identifican y evalúan de forma preliminar los servicios de abastecimiento que proporcionan un número representativo de humedales vinculados a las aguas subterráneas de Iberoamérica y España y que contribuyen al bienestar humano. Diversos científicos, gestores y usuarios de humedales de casi todos los países del área de estudio han suministrado información acerca de 64 humedales. Aun cuando el número de casos inventariados es relativamente pequeño, la representatividad de los resultados se sustenta en el hecho de estar apoyados en evidencias documentales, aportadas por los actores responsables del reporte de la información. La metodología propuesta inicialmente por MEA y adoptada en este proyecto, justifica en principio la evaluación cualitativa; esta se obtiene muchas veces con el concurso de profesionales, que si bien no son expertos en temáticas relacionadas con los servicios, impulsores e impactos, tienen experiencia en los aspectos físicos e hidrogeológicos. Futuras evaluaciones darán cuenta del uso de indicadores concretos para cada servicio/impulsor de cambio, y podrán implementar metodologías de valoración de los servicios.

La provisión de agua de buena calidad y para diversos fines, son servicios que tienen un estado alto o medio en un buen número de humedales. No obstante el papel importante que representan estos servicios para el bienestar humano y las actividades socioeconómicas, la tendencia más significativa es a continuar o empeorar el estado de dichos servicios. Esto se relaciona con la disminución de la cantidad de agua disponible en muchos humedales como consecuencia de factores como la explotación intensiva de agua subterránea próxima al humedal y de la cuenca, los cambios en los usos del territorio, que incluyen agricultura y ganadería extensivas, y la contaminación agrícola, entre otros.

La producción natural de recursos alimenticios y la producción artificial son también servicios que presentan un estado alto o medio en buen número de humedales. Se aprecia una diferencia significativa en las tendencias de estos servicios. La producción natural de recursos alimenticios tiende a continuar

o empeorar, probablemente debido a la explotación biológica intensiva a través de la pesca, mientras que la producción artificial de alimentos tiende a continuar o mejorar, siendo la causa más probable el creciente uso del territorio cercano y del agua de los humedales para cultivar.

Los principales impulsores de cambios en el funcionamiento de los 64 humedales estudiados y en sus servicios, que tienen un impacto alto o medio, son en orden decreciente de impacto (sólo los que afectan a 32 o más humedales): *Extracción de agua subterránea (como impulsor de explotación intensiva de recursos)* > *Agricultura extensiva (como impulsor de cambios en el uso del territorio)* > *Urbanización (como impulsor de cambios en el uso del territorio)* > *Contaminación difusa agrícola (como impulsor de contaminación)* > *Cultivos tradicionales (como impulsor de explotación biológica)*.

Muchos servicios han sido reportados como no existentes en muchos de los humedales. Esto se puede interpretar de dos maneras: 1) para que una función natural de un ecosistema se transforme en servicio, debe existir un usuario que se beneficie de dicha función, pero muchos de los humedales inventariados están en áreas protegidas o en áreas poco pobladas en cuyo entorno cercano no viven seres humanos y por tanto no hay usuarios humanos ni servicios a los mismos; 2) también podría tratarse de un resultado falso, derivado del que las personas que confeccionaron las fichas, siendo expertas en otros aspectos, desconocían los conceptos relativos a los servicios de los ecosistemas o de algunos de ellos.

Cabe destacar que adicionalmente a los resultados concretos de este estudio, su validez e importancia se resalta en la medida en que a partir del marco conceptual y metodológico se puedan adelantar iniciativas de nuevos estudios. Por un lado estudios para avanzar en el conocimiento de los sistemas que ya se vienen estudiando y de otro para emprender la priorización, delimitación y definición de alcances en la evaluación de ecosistemas estratégicos que se identifiquen en distintas localidades. La modelación conceptual sustentada en el conocimiento y monitoreo

hidrológico, hidroquímico, hidrogeoquímico e isotópico ambiental, es la ruta para abordar y consolidar el conocimiento científico de estos ecosistemas estratégicos, con el apoyo final cuando es razonable y viable de la modelación matemática, bien sea con modelos sencillos o con modelos numéricos de flujo y de transporte de masa cuando sea posible y conveniente. La evaluación y la aplicación de técnicas de valoración de los servicios deben constituir una meta hacia la que se apunte al futuro. La operatividad de los organismos de gestión a distintas escalas, involucrando entes gubernamentales y la participación de actores clave constituyen una necesidad imperiosa para lograr la sostenibilidad ambiental. No hay una ruta única a seguir. Cada nación traza y trazará su recorrido a partir de la elaboración de una línea base de conocimiento, posiblemente a escala regional, que podría partir del ejercicio de superposición de los mapas de humedales y sistemas hidrogeológicos, para proseguir con la caracterización del conocimiento que se tenga en materia de servicios, factores de cambio y medidas de gestión.

Agradecimientos

Este trabajo es parte del proyecto IGCP 604 Groundwater and Wetlands in Ibero-America (<http://www.mdp.edu.ar/hidrogeologia/IGCP604/index.php>), soportado por Unesco. Se agradece la colaboración de todos los profesionales que han contribuido voluntariamente al inventario de humedales.

Bibliografía

Betancur, T., E. Bocanegra, M. Manzano, E. Custodio y G. Cardoso da Silva. 2013. Acerca del estado del conocimiento respecto a las interacciones aguas subterráneas - humedales - bienestar humano en Iberoamérica y la Península Ibérica. Pp. 255–262. *En: González, N., E. E. Kruse, M. M. Trovatto y P. Laurencena (Eds.). Temas actuales sobre la hidrología subterránea. Editorial de la Universidad Nacional de La Plata (Eduulp). La Plata.*

Bocanegra, E., M. Manzano, T. Betancur, E. Custodio y G. Cardoso da Silva. 2012. Caracterización preliminar de las interacciones aguas subterráneas - humedales - ser humano en Iberoamérica. Pp: 5. *En: Actas XI Congreso Latinoamericano de Hidrogeología. Cartagena de Indias, Colombia.*

Bocanegra, E., M. Manzano, E. Custodio, T. Betancur y G. Cardoso da Silva. 2014. Análisis de las acciones de gestión en humedales que brindan servicios altos al bienestar humano en Iberoamérica. Pp: 8. *En: Actas V Congreso Colombiano de Hidrogeología. Medellín, Colombia.*

Boyd, J. y S. Banzhaf. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63 (2-3): 616 - 626.

Custodio, E. 2010. Las aguas subterráneas como elemento básico de la existencia de numerosos humedales. *Ingeniería del Agua* 17 (2): 119-135.

Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. V. O'Neill, J. Paruelo, R. G. Raskin, P. Suttonkk y M van den Belt. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.

Daily, G. C. 1997. Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems. Island Press. Washington, D.C. 375 pp.

Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MEA). 2005. Los ecosistemas y el bienestar humano: humedales y agua. Informe de síntesis. World Resources Institute, Washington, D.C. 68 pp.

Fisher, B., K. R. Turner y P. Morling. 2008. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68 (3): 643 - 653.

McEwan, K., I. Jolly y K. Holland. 2006. Groundwater-surface water interactions in arid/semi-arid wetlands and the consequences of salinity for wetland ecology. Informe Técnico. CSIRO Land and Water. Burnside. 36 pp.

Manzano, M., E. Bocanegra, E. Custodio, T. Betancur y G. Cardoso da Silva. 2013. Una aproximación a los servicios al bienestar humano de los humedales vinculados a las aguas subterráneas con Iberoamérica. Pp: 953-966. *En: Libro de Resúmenes del X Simposio de Hidrogeología. Granada, España.*

Margat J. y J. van der Gun. 2013. Groundwater around the world: A geographic synopsis. Unesco-PHI. IGRAC. CRC Press-Taylor and Francis Group, London, UK. 376 pp.

Mitsch, W. J. y J. G. Gosselink. 2000. Wetlands. Tercera Edición. John Wiley. New York. 920 pp.

Ramsar. 2010. Ramsar handbooks for the wise use of wetlands. Cuarta edición. Ramsar Convention Secretariat. Gland. 60 pp.

Schot, P. y T. Winter. 2006. Groundwater-surface water interactions in wetlands for integrated water resources management. *Journal of Hydrology* 320 (3-4): 261–263.

Townley, L. R. y M. G. Trefry. 2000. Surface water-groundwater interaction near shallow circular lakes:

- Flow geometry in three dimensions. *Water Resources Research* 36 (4): 935-948.
- Vilardy, S., U. Jaramillo, C. Flórez, J. Cortes-Duque, L. Estupiñán, J. Rodríguez, O. Acevedo, W. Samacá, A. Santo, S. Peláez y C. Aponte. 2014. Principios y criterios para la delimitación de humedales continentales. Una herramienta para fortalecer la resiliencia y la adaptación al cambio climático en Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D. C. 86 pp.
- Wada, Y., L. P. H. van Beek y F. F. Bierkens. 2012. Nonsustainable groundwater sustaining irrigation: A global assessment. *Water Resources Research* 48 (6): 1-18.
- Winter, T. C., J. W. Harvey, O. L. Franke y W. M. Alley. 1998. Groundwater and surface water a single resource. Circular 1139. U.S. Geological Survey. Denver. 79 pp.

Teresita Betancur
 Universidad de Antioquia,
 Medellín, Colombia
teresita.betancur@udea.edu.co

Emilia Bocanegra
 Universidad Nacional de Mar del Plata,
 Mar del Plata, Argentina
ebocaneg@mdp.edu.ar

Emilio Custodio
 Universidad Politécnica de Cataluña,
 Barcelona, España
Emilio.Custodio@upc.edu

Marisol Manzano
 Universidad Politécnica de Cartagena,
 Cartagena, España
marisol.manzano@upct.es

Gerson Cardoso da Silva
 Universidad Federal de Río de Janeiro,
 Río de Janeiro, Brasil
gerson@acd.ufrj.br

Estado y factores de cambio de los servicios ecosistémicos de aprovisionamiento en humedales relacionados con aguas subterráneas en Iberoamérica y España

Citación del artículo. Betancur, T., E. Bocanegra, E. Custodio, M. Manzano y G. Cardoso da Silva. 2016. Estado y factores de cambio de los servicios ecosistémicos de aprovisionamiento en humedales relacionados con aguas subterráneas en Iberoamérica y España. *Biota Colombiana* 16 (Suplemento 1- Humedales): 106-119. DOI: 10.21068/c2016s01a06.

Recibido: 25 de mayo de 2015

Aprobado: 1 de marzo de 2016