



Revista de Biología Tropical

ISSN: 0034-7744

rbt@cariari.ucr.ac.cr

Universidad de Costa Rica

Costa Rica

Blanco-Libreros, Juan Felipe; Estrada-Urrea, Edgar Andrés; Pérez-Montalvo, Ricardo
José; Taborda-Marín, Alexander; Álvarez-León, Ricardo
Influencia antrópica en el paisaje de las poblaciones de *Pelliciera rhizophorae* (Ericales:
Tetrameristaceae) más sureñas del Caribe (Turbo, Colombia)
Revista de Biología Tropical, vol. 64, núm. 1, marzo, 2016, pp. 79-94
Universidad de Costa Rica
San Pedro de Montes de Oca, Costa Rica

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=44943437008>

- Cómo citar el artículo
- Número completo
- Más información del artículo
- Página de la revista en redalyc.org

redalyc.org

Sistema de Información Científica

Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal

Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso abierto

Influencia antrópica en el paisaje de las poblaciones de *Pelliciera rhizophorae* (Ericales: Tetrameristaceae) más sureñas del Caribe (Turbo, Colombia)

Juan Felipe Blanco-Libreros¹, Edgar Andrés Estrada-Urrea¹, Ricardo José Pérez-Montalvo¹, Alexander Taborda-Marín¹ & Ricardo Álvarez-León²

1. Instituto de Biología, Universidad de Antioquia. Calle 67 No 53 - 108 Medellín, Colombia; juan.blanco@udea.edu.co, edgar.estrada@udea.edu.co, ricardoperezmontalvo@gmail.com, alextaborda@gmail.com
2. Fundacion Verdes Horizontes. Manizales, Colombia; ricardoalvarezleon@gmail.com

Recibido 03-XI-2014. Corregido 22-IX-2015. Aceptado 22-X-2015.

Abstract: Anthropogenic influence on the landscape of *Pelliciera rhizophorae* (Ericales: Tetrameristaceae) Southern-most Caribbean populations (Turbo, Colombia). *Pelliciera rhizophorae* is a Neotropical and monotypic species currently listed as vulnerable by the International Union for the Conservation of Nature due to its narrow geographic range across the American tropics; it consists of disperse and small populations, usually encroached by human settlements. This study reports two undocumented populations recently found in the Urabá Gulf (Colombia), the Caribbean Southern-most location, and the human-domination on the surrounding landscapes. Five mangrove areas or neighborhoods (punta Yarumal, punta Las Vacas, río El Tres, río Currulao, and punta Coquito) were studied along the Southeastern coast of the Urabá Gulf, over an extension of 40.7 km². Mangrove neighborhood total area, patch mean area, percent of anthropogenic edge, and distance to the largest human settlement (Turbo City) where measured using high-resolution and color aerial photographs taken in 2009, covering the full extent of the study area. In 2011 and 2013, human disturbance and forest structure parameters were measured in each neighborhood, along transects extending inland from the mangrove edge. The Anthropogenic Disturbance Index (ADI) consisted of a sum of the scores (range: 0-3; none to very evident) for four variables: human and livestock footprints, selective logging, solid wastes, and infrastructure. Mangrove species identity and diameter were measured using the Point Centered Quadrat method along transects within each neighborhood, to calculate Importance Value Index (IVI). Distance to Turbo City explained the increase in mangrove patch mean area, and the decrease in both percent of anthropogenic edge and ADI. The *Laguncularia racemosa* IVI was higher in the vicinity of Turbo as a consequence of logging of *Rhizophora mangle*. *P. rhizophorae* was only found in two neighborhoods, one close to Turbo City within a military facility and the other in the most distant location. These results suggested that the presence of this mangrove species and its conservation status, as indicated by IVI and tree density, are strongly affected by human transformation of mangrove habitat and its surrounding landscape, and, it is possibly affected by direct human uses such as selective logging of *R. mangle*, and human and livestock trampling. Since all threats are correlated with proximity to a major human settlement, no-take natural reserves seem to be the only effective action to protect the remnant populations of this vulnerable species in Colombia and the Caribbean basin. Rev. Biol. Trop. 64 (1): 79-94. Epub 2016 March 01.

Key words: anthropogenic landscapes, mangrove deforestation, *Pelliciera rhizophorae*, Urabá Gulf, vulnerable species (VU).

El mangle piñuelo (*Pelliciera rhizophorae* Planchón & Triana 1862), es una especie neotropical monotípica, catalogada actualmente en estado de conservación vulnerable (VU B2ab iii) en la lista roja de especies amenazadas de

la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). Esto se debe al reducido número de poblaciones (< 20) de baja densidad y poca extensión (< 200 km²) a lo largo de la costa Caribe, y al estrecho ámbito geográfico

a lo largo del Pacífico americano (Ellison, Farnsworth, & Moore, 2010). Recientemente se ha encontrado que las poblaciones están aisladas o distanciadas grandemente en términos genéticos tanto en la costa Pacífica como en la Caribe (Castillo-Cárdenas, Toro-Perea, & Cárdenas-Henao, 2005a; 2005b; Castillo-Cárdenas & Toro-Perea, 2012; Castillo-Cárdenas, Díaz-Gonzales, Cerón-Souza, Sanjur, & Toro-Perea, 2015). Adicionalmente, la pérdida del 27 % de su hábitat (i.e. manglares) desde 1980 (FAO, 2007), debido a la transformación o conversión antropogénica del paisaje ha incrementado el grado de amenaza en muchas áreas de su ámbito geográfico, particularmente en el Caribe (Ellison et al., 2010). Los anteriores factores ocasionan que las poblaciones sean altamente vulnerables a la extinción catastrófica, con una baja probabilidad de recuperación por recolonización a partir de poblaciones vecinas.

P. rhizophorae fue considerada casi exclusiva del Pacífico centroamericano (West, 1956; Chapman, 1974; Jiménez, 1984) hasta que se encontraron numerosas poblaciones en el Pacífico colombiano (i.e. islas y costas de los departamentos de Nariño, Cauca, Valle y Chocó) y unas pocas en el Caribe (e.g. bahías de Cartagena y Barbacoas, y Canal de Dique) durante los años ochenta (Winograd, 1983; Calderón-Sáenz, 1982; 1983; 1984; Prah, 1987; Sánchez-Páez et al., 1997a; 1997b). Posteriormente, se informó la presencia de nuevas poblaciones en áreas poco exploradas del Caribe tales como Bluefields en Nicaragua (Roth & Grijalva, 1991), Bocas del Toro y bahía Las Minas en Panamá (Duke, Pinzón, Zuleika, Prada, & Martha, 1997; Dangremond & Feller, 2014), y bahía de Cispatá y el golfo de Urabá en Colombia (Sánchez-Páez et al., 1997b; CORPOURABA, 2003; Jiménez-Escobar & Rangel-Churio, 2012; Blanco, Estrada, Ortiz, & Urrego, 2012; Álvarez-León, Avendaño-Remolina, & San Juan-Muñoz, 2014; Urrego, Molina, & Suárez, 2014). A pesar de esta distribución fragmentada actual, *P. rhizophorae* estuvo ampliamente distribuida en todo el Caribe durante el período Terciario (Jiménez, 1984; Castillo-Cárdenas et al., 2015). Durante

el Eoceno, su ámbito se extendía más al Norte, más al Sur y hasta las Antillas, de acuerdo con los registros palinológicos de Jamaica (Graham, 1977), Puerto Rico (Graham & Jarzen, 1969), el Pacífico de México (Langenheim, Hackner, & Bartlett, 1967; Rico-Gray, 1993), Panamá (Graham, 1975), el Norte de Suramérica (Fuchs, 1970) y Brasil (Pares-Regali, Uesungli, & Santos, 1974a; 1974b) (México, Jamaica). Se hipotetiza que al final del Eoceno el ámbito quedó restringido al Oeste de Costa Rica, Panamá, Noroeste de Colombia y costas del Caribe centroamericano (Collins, Berkelhammer, & Mesler, 1977; Graham, 1977; Jiménez, 1984), debido a variaciones climáticas y cambios en el nivel del mar, los cuales ocasionaron drásticas alteraciones en la salinidad y en la estabilidad del suelo, lo cual podría estar correlacionado con la baja abundancia de las poblaciones actuales (Pinto-Nolla, 1999; Castillo-Cárdenas et al., 2005a; 2005b; 2015). Otros autores sugieren que factores ecológicos como bajas salinidades, corto tiempo de flotación del embrión (Prah, 1987) y la competencia con especies del género *Rhizophora* (Jiménez, 1984; Jaramillo & Bayona, 2000) podrían explicar tal reducción de las densidades y el aislamiento geográfico de las poblaciones.

El golfo de Urabá (ecorregión Darién de Colombia) es el límite Sur de la distribución de *P. rhizophorae* y de los manglares en el mar Caribe, por ello fue objeto de una reciente expedición a lo largo de 609 km de línea de costa entre cabo Tiburón (frontera colombopanameña) y punta Rey (límite departamental entre Antioquia y Córdoba) (Blanco et al., 2011). Durante ésta expedición se observaron poblaciones no reportadas de *P. rhizophorae* en el delta del río Atrato, bahía Colombia, punta Coquito y el antiguo delta del río Turbo (punta Las Vacas); sin embargo, no todas fueron objeto de estudios dasonómicos (Blanco et al., 2012; Urrego et al., 2014). Adicionalmente, dicha expedición encontró que la costa Suroccidental del Golfo (donde están las poblaciones de *P. rhizophorae*, punta Coquito y punta Las Vacas) ha experimentado un proceso continuo de deforestación del manglar y los humedales

de agua dulce, con el objeto de ampliar las fronteras agropecuaria y urbana desde la década de 1950 (García-Estrada, 1996). En el presente, esto ha configurado un paisaje en el cual los manglares sobreviven como pequeños parches, rodeados por extensos monocultivos de pastos, plátano y banano (García-Estrada, 1996). La actividad bananera es el primer reglón económico de la región y la segunda actividad agrícola del departamento de Antioquia (Keep, 2000; Bonet-Morón, 2000; Zamora & García-Valencia, 2007). De lo anterior se postula que las poblaciones de *P. rhizophorae* en el costado Oriental del golfo de Urabá, se encuentran amenazadas por las presiones antrópicas producidas por la transformación del paisaje costero, por lo tanto, el objetivo del presente estudio fue cuantificar el área de los manglares, el grado de transformación antropogénica del área circundante, el nivel de intervención antrópica y la condición dasonómica de los parches y sus especies. Específicamente, se sometió a prueba si dichas variables eran una función de la distancia a la cabecera municipal de Turbo, dado que es el mayor centro urbano costero del golfo de Urabá, que demanda recursos del manglar para su crecimiento económico y ha reclamado extensas áreas de manglar para otros usos en sus ámbitos peri-urbano y rural (Blanco et al., 2012).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio: El golfo de Urabá está ubicado en el extremo Suroccidental del Gran Caribe y posee el clima más húmedo en el litoral colombiano (precipitación media anual: 2 010 mm; temperatura media anual: 28.8 °C; Estación Turbo). (IGAC, 2008; Guarín-Giraldo, 2011). Esta condición permite que *Rhizophora mangle* L., *Avicennia germinans* (L.) L., *Laguncularia racemosa* (L.) C.F. Gaertn y *P. rhizophorae* alcancen un mayor desarrollo en altura y diámetro en el Golfo que en otras localidades del Caribe colombiano (Sánchez-Páez et al., 1997b). Dentro del Golfo, los manglares de la costa occidental sobre el delta del río Atrato (el segundo más caudaloso del Caribe

colombiano), presentan las mejores características dasonómicas, formando una franja continua y albergando el 80 % de la cobertura total (Blanco et al., 2012; Urrego et al., 2014). Por el contrario, en el costado Oriental se encuentra el 20 % del área de los manglares, los cuales se encuentran fragmentados en parches dispersos, asociados a planos intermareales y geoformas sedimentarias (microdeltas) de algunos ríos, en un paisaje costero donde se concentra la mayor densidad poblacional y desarrollo agropecuario de la región de Urabá, dominado por monocultivos de pasto, plátano y banano (CORPOURABA, 2003; 2005; Blanco et al., 2012; 2013; Urrego et al., 2014). Esta investigación se desarrolló en la margen suroriental del golfo de Urabá entre la desembocadura del río Turbo (al Norte) y punta Coquito (al Sur) (municipio de Turbo; Fig. 1).

Características del paisaje costero:

Todas las áreas con manglar en el golfo de Urabá se encuentran asociadas a deltas y geoformas sedimentarias inter-mareales. En cada una de estas, los manglares se caracterizan por estar fragmentados en parches (natural o antrópicamente), formando grupos o vecindarios, los cuales sobresalen como una unidad espacial discreta dentro del paisaje. Decidimos utilizar este término ya que es sinónimo de Eco-serie y describe un nivel espacial dentro de la jerarquía del paisaje costero, con coberturas y usos de la tierra que abarcan áreas entre 1.5 y 25 ha, tal como lo proponen Klijn y de Haes (1994) y Dahdouh-Guebas, Triest y Verneirt (1998) para los ejercicios de planificación del paisaje costero. Los vecindarios identificados y estudiados fueron punta Yarumal, punta Las Vacas, río El Tres, río Currulao y punta Coquito. Para cuantificar las áreas de manglar de cada vecindario y las áreas antropogénicas en el paisaje costero de la zona de estudio, se construyeron las coberturas vectoriales tipo polígonos, obtenidas mediante la interpretación visual de un orto-foto-mosaico, que fue ensamblado a partir de fotografías aéreas de alta resolución (pixel: 30 cm; escala de fotointerpretación: 1:500), tomadas durante el segundo semestre de 2009

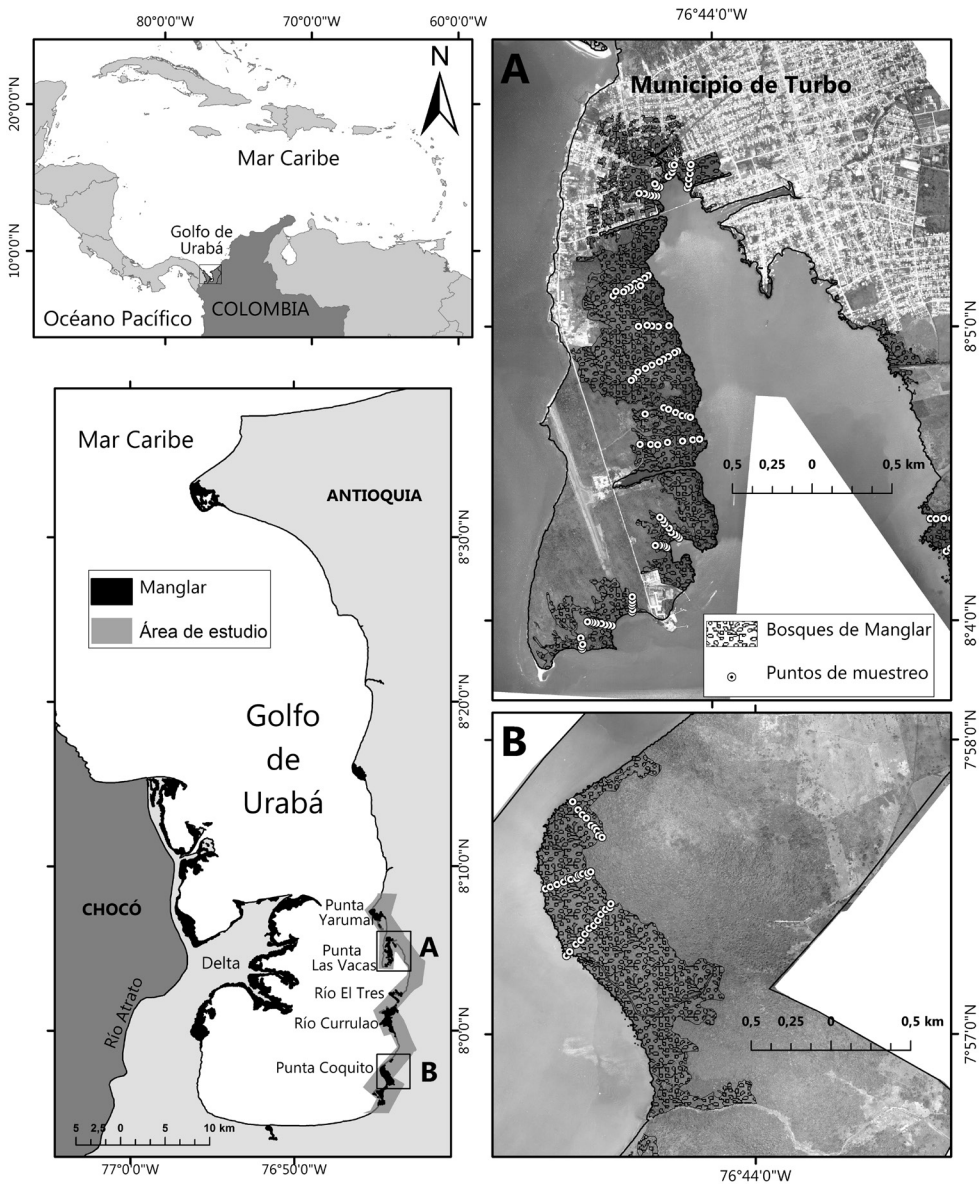


Fig. 1. Costado suroriental del golfo de Urabá. Se indican los transeptos y puntos de muestreo. Se resalta en los cuadros a los vecindarios con la presencia del mangle *P. rhizophorae*: A) punta Las Vacas y B) punta Coquito.

Fig. 1. Southeastern coast of the Urabá Gulf. Transects and sampling points are shown. The boxes highlight the mangrove neighborhoods where *P. rhizophorae* was observed: A) punta Las Vacas, and B) punta Coquito.

y el primero de 2010, en el marco del proyecto “Expedición Estuarina, golfo de Urabá” (Blanco et al., 2011). La clasificación temática de las coberturas se ajustó a los parámetros cartográficos nacionales del Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC), indicados por el catálogo

de objetos espaciales y la metodología CORINE adaptada para Colombia (IDEAM, 2010; Melo & Camacho, 2005). Se calculó el área de cada fragmento, la sumatoria para cada vecindario y el área promedio. Para cada uno de los vecindarios se calculó el borde antropogénico,

el cual correspondió al porcentaje del perímetro que colindaba con una cobertura antropogénica. Finalmente, se calculó la distancia de cada vecindario a la cabecera municipal de Turbo, la cual también fue delimitada como un polígono, a través de las herramientas de análisis espacial en la plataforma ARCGIS 10.2.

Muestreo dasonómico de los vecindarios y análisis estadísticos: Durante cinco meses entre los años 2011 y 2013 fueron evaluados 17 fragmentos o parches de manglar con un área total de 4.9 km², correspondientes al 65 % de las coberturas presentes en los cinco vecindarios de estudio (punta Yarumal, punta Las Vacas, río el Tres, río Currulao y punta Coquito; Fig. 1). En cada fragmento se ubicaron entre dos y tres transeptos orientados de acuerdo al gradiente de inundación tierra adentro, desde el borde con el mar hasta el borde con otra cobertura terrestre. Allí, se registraron la composición de especies y los parámetros dasonómicos de cada una mediante el método de Cuadrante Centrado en un Punto (PCQM por sus siglas en inglés), ajustado según las recomendaciones de Dahdouh-Guebas y Koedam (2006). En cada punto se registró la identidad y el diámetro (D) del árbol más cercano en cada uno de los cuatro cuadrantes. Con base en estos datos se calculó la densidad de cada especie, el diámetro promedio y el Índice de Valor de Importancia (IVI). Se realizaron un total de 54 transeptos con una longitud total de 3.2 km.

Para cada transepto se calculó el Índice de Disturbio Antrópico (IDA) desarrollado para la zona por Estrada (2014), para evaluar de manera categórica la magnitud de la incidencia en el manglar de huellas humanas y semovientes (ganado), tala selectiva de árboles, contaminación por residuos sólidos y la presencia de infraestructura. Cada una de las cuatro variables se categorizó en una escala de 0 a 3, correspondientes al grado de visibilidad: ausente (0), poco evidente (1), evidente (2) o muy evidente (3). El valor del IDA correspondió a la suma de los valores promedio de cada variable, con un ámbito entre cero (intervención nula) y 12 (intervención muy evidente

para todas las variables). Se evaluaron 322 puntos en la totalidad de transeptos de los cinco vecindarios estudiados.

Se sometió a prueba la hipótesis general que la distancia a la cabecera municipal de Turbo influye significativamente sobre el área total de los vecindarios de manglar (-), el área promedio de los parches (-), el porcentaje de borde antrópico (+) y el IDA (+). Posteriormente, se sometió a prueba el mismo efecto sobre la densidad de árboles (-), el diámetro promedio (-) y el IVI de cada especie (positivo para *L. racemosa* y negativo para las otras), discutiendo con particular énfasis el caso de *P. rhizophorae*. Se decidió centrar el análisis en el IVI debido a que esta variable integra la densidad relativa, la dominancia relativa y la frecuencia relativa, mientras que el diámetro promedio y la densidad fueron utilizadas como variables de apoyo. También se hizo un análisis de correlación entre el IDA y las variables dasonómicas de *P. rhizophorae* para establecer el efecto de la actividad humana directa sobre su condición dasonómica. En todos los casos se utilizaron correlaciones lineales simples no paramétricas de Spearman debido al reducido número de vecindarios, utilizando el programa StatSoft Statistica v10.0. Cuando la correlación fue significativa se utilizó la regresión de Pearson para obtener una relación descriptiva exploratoria entre las variables no transformadas y el coeficiente de determinación.

RESULTADOS

Características del paisaje e IDA en función de la distancia a Turbo: Los cinco vecindarios estudiados se ubicaron entre 1 y 15.2 km de distancia a la ciudad de Turbo, variaron entre < 1 km² y 1.5 km² de área total (correspondiendo en ambas variables con punta Las Vacas y punta Coquito, respectivamente), y tuvieron un porcentaje de borde entre 7 y 53 % (punta Coquito y río El Tres, respectivamente) (Cuadro 1). El área promedio del parche y el porcentaje de borde antropogénico disminuyeron con la proximidad a Turbo (Fig. 2 A y Fig. 2B). Por su parte, el IDA varió entre 1 (Coquito) y

CUADRO 1

Variables paisajísticas e Índice de Disturbio Antrópico (IDA) de los manglares de la costa suroriental del golfo de Urabá

TABLE 1
Landscape variables and Anthropic Disturbance Index (IDA, Spanish acronym) for the mangroves located in the Southeastern coast of the Urabá Gulf

Vecindario	Nº Parches total	Nº Parches muestreo	Distancia a Turbo (km)	Área total de manglar (km ²)	Área promedio de los parches (km ²)	Porcentaje de borde antropogénico	IDA
Punta Yarumal	24	6	4.1	0.884	0.036	31.3	7
Punta Las Vacas	83	7	1	1.372	0.016	53.4	8
Río El Tres	12	1	6.5	0.243	0.02	45.8	10
Río Currulao	6	2	9.2	1.495	0.249	27.1	6
Punta Coquito	5	1	15.2	0.917	0.183	6.8	1
Total	130	17	-	4.9	-	-	-

10 (El Tres), y fue mayor en la proximidad a la ciudad de Turbo, estando también correlacionado positivamente con el porcentaje de borde antropogénico (Fig. 2 C y Fig. 2D).

La condición dasonómica de los vecindarios: Los manglares de la zona presentaron una baja riqueza (3-4 especies) y una marcada zonación, con una franja externa dominada por *R. mangle* y una interna en la cual se mezclaron las especies, aunque cada especie fue dominante (excepto *P. rhizophorae*) en al menos uno de

los vecindarios (Cuadro 1). El IVI de *R. mangle* no estuvo correlacionado con la distancia a Turbo, sin embargo, el IVI de *L. racemosa* estuvo correlacionado negativamente y el de *A. germinans* positivamente (Fig. 3). La densidad de *R. mangle* estuvo negativamente correlacionada con la distancia a Turbo, mientras que la densidad y el diámetro promedio de *L. racemosa* estuvieron correlacionadas negativa y positivamente, respectivamente, con dicha distancia (Cuadro 2). Otras variables dasonómicas no

CUADRO 2

Correlaciones lineales de Spearman entre las variables estudiadas

TABLE 2
Spearman's rank correlations among study variables

	RI	LI	AI	PI	RD	Rd	LD	Ld	AD	Ad
DT	0.30	-0.50	-0.10	0.22	0.30	-0.70	0.82	-0.67	0.60	0.00
RI		-0.90	-0.90	0.89	1.00	-0.20	0.15	-0.62	0.50	-0.70
LI			0.80	-0.67	-0.90	0.10	-0.15	0.46	-0.30	0.50
AI				-0.89	-0.90	0.10	-0.05	0.36	-0.30	0.90
PI					0.89	-0.45	0.34	-0.69	0.67	-0.89
RD						-0.20	0.15	-0.62	0.50	-0.70
Rd							-0.98	0.82	-0.90	0.30
LD								-0.76	0.82	-0.21
Ld									-0.98	0.36
AD										-0.40

I = Índice de Valor de Importancia; D = diámetro; d = densidad; DT = distancia a Turbo; R = *Rhizophora*, L = *Laguncularia*, A = *Avicennia*, P = *Pelliciera*.

I = Importance Value Index; D = diameter; d = density, DT = distance to Turbo; R = *Rhizophora*, L = *Laguncularia*, A = *Avicennia*, P = *Pelliciera*.

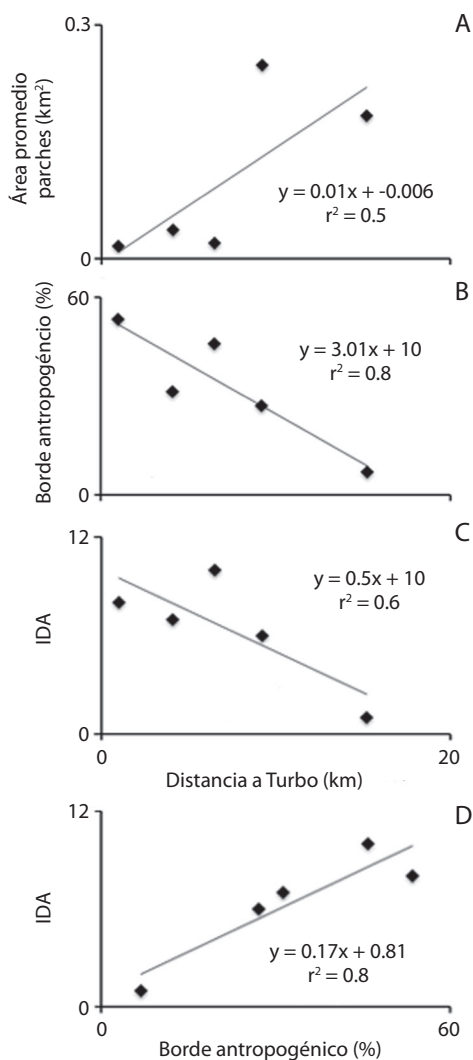


Fig. 2. Correlaciones entre variables descriptivas de los vecindarios de manglar estudiados. **A)** Área promedio de parches. **B)** Borde antropogénico. **C)** Índice de Disturbio Antrópico (IDA). Nótese que los paneles **A-C** comparten el mismo eje X (Distancia a Turbo). **D)** Correlación entre el Borde antropogénico y el IDA.

Fig. 2. Correlations between variables describing the study mangrove neighborhoods. **A)** Mean patch area. **B)** Anthropogenic edge length. **C)** Anthropogenic Disturbance Index (IDA, Spanish acronym). Note that panes **A-C** share the same X-axis (Distance to Turbo). **D.** Correlation between Anthropogenic edge length and IDA.

tuvieron correlación con la distancia a Turbo, a pesar de que tuvieron un amplio rango de variación (Cuadro 1).

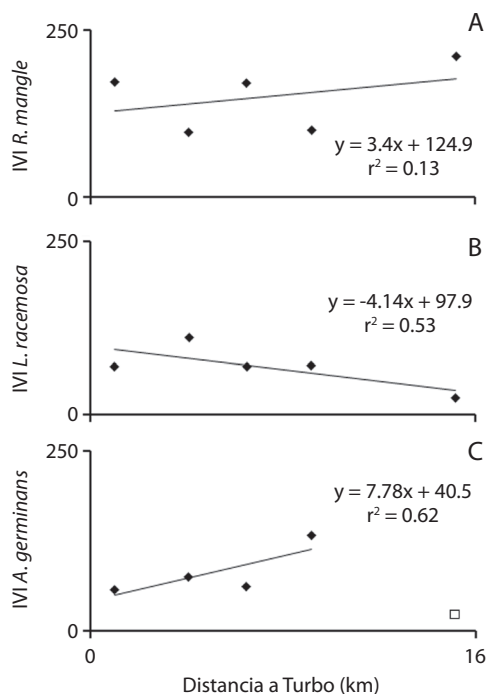


Fig. 3. Correlaciones entre el IVI y la distancia a Turbo. **A)** *R. mangle*, **B)** *L. racemosa*, **C)** *A. germinans*. El cuadrado abierto en el panel C no fue incluido en la regresión lineal. **Fig. 3.** Correlations between IVI and distance to Turbo. **A)** *R. mangle*, **B)** *L. racemosa*, **C)** *A. germinans*. The open square in panel C was not included into the linear regression.

La condición dasonómica de *P. rhizophorae* en las poblaciones: Esta especie solamente se encontró en punta Las Vacas (el vecindario más cercano y más pequeño en área) y punta Coquito (el vecindario más lejano y más grande). En punta Las Vacas presentó el menor IVI de todas las especies, mientras que en punta Coquito, fue la segunda especie más importante. Existió una correlación lineal del IVI de esta especie con la distancia a Turbo (+) y con el IDA (-) (Fig. 4). El IVI de esta especie también se correlacionó con el diámetro de *R. mangle* (+), y con el IVI de *R. mangle* (+), de *L. racemosa* y de *A. germinans* (-) (Cuadro 2). Adicionalmente, el diámetro promedio de los árboles varió entre 10.1 y 11.9 cm (punta Las Vacas y punta Coquito, respectivamente), mientras que la densidad varió entre 2.3 y 11.8 árboles / 0.1

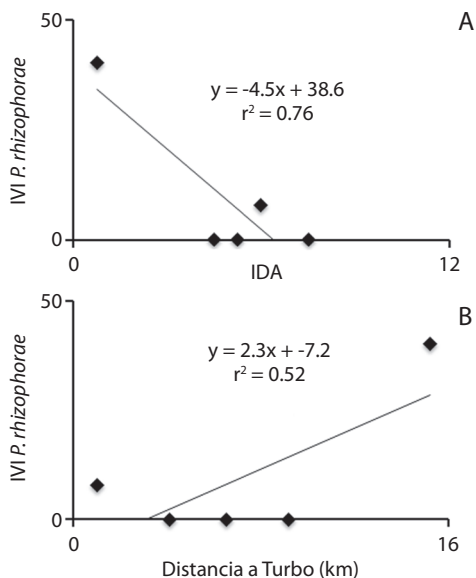


Fig. 4. Variables correlacionadas con el IVI de *P. rhizophorae*. **A)** IDA, **B)** Distancia a Turbo. IVI: Índice de Valor de Importancia. IDA: Índice de Disturbio Antrópico. **Fig. 4.** Variables correlated with the IVI of *P. rhizophorae*. **A)** IDA, **B)** Distance to Turbo. IVI: Importance Value Index, IDA: Anthropic Disturbance Index (Spanish acronym).

ha (punta Las Vacas y punta Coquito, respectivamente) (Cuadro 1).

DISCUSIÓN

Este trabajo encontró que las dos poblaciones de *P. rhizophorae* encontradas en la Costa Oriental son poco extensas ($< 1.5 \text{ km}^2$), de baja densidad (< 12 árboles/0.1 ha) y se encuentran alejadas entre sí ($> 15 \text{ km}$). Sin embargo, en punta Coquito, la especie tuvo el segundo mayor IVI, después de *R. mangle*, superando a las otras que tradicionalmente tienen mayor IVI en todo el golfo de Urabá y el Caribe colombiano (Estrada-Urrea, Blanco-Libreros, & Álvarez-León, 2010; Urrego et al., 2014). En el área de estudio, la densidad de árboles, además del IVI, probablemente refleja el estado de conservación de las poblaciones de la especie, ya que ambas variables fueron mayores en punta Coquito, el manglar más alejado de la ciudad de Turbo, y en un mejor estado de

desarrollo dasonómico para todas las especies, y de conservación del paisaje costero. En punta Las Vacas, a pesar de que la protección ejercida por el puesto de guardacostas ha permitido la presencia de *P. rhizophorae*, su densidad es muy baja. El hecho de que el diámetro promedio de los árboles sea alto, debido a la poca representatividad de individuos juveniles y a la baja abundancia de “tocones” (evidencia directa de baja incidencia de la tala) deja la duda si esta es una población que se estableció de manera episódica o si es un relicto. Sin embargo, es claro que al ser la población más cercana al casco urbano de Turbo está en un alto grado de amenaza.

La característica fisionómica de los manglares del golfo de Urabá donde se encontraron las poblaciones de *P. rhizophorae* es similar a la observada en la parte central y Sur del Pacífico colombiano (Pinto-Nolla, 1999; Blanco, Bejarano, Lasso, & Cantera, 2001; Estrada-Urrea et al., 2010). En ambos casos *P. rhizophorae* se presenta en una condición de co-dominancia o dominancia secundaria, contrario a la condición de rodal o mono-especificidad observada al norte de cabo Corrientes, departamento de Chocó, Pacífico Norte colombiano (Pinto-Nolla, 1999; Jaramillo & Bayona, 2000; Blanco, Quiceno, Jiménez, & Turbay, 2010). En el Pacífico panameño también se han encontrado recientemente poblaciones de *P. rhizophorae* en condición de rodales y de manglares mixtos (McGowan et al., 2010). Nuestro hallazgo permite hipotetizar ya sea que las poblaciones del golfo de Urabá son un relicto de una población del océano Pacífico anterior al cierre del istmo de Panamá, o que sean producto de una colonización posterior a partir de relictos del Caribe colombiano o panameño. La presencia de manglares fósiles en la cuenca media del río Turbo (altitud: 90 m), con restos de moluscos con afinidades a la cuenca del Pacífico (e.g. *Anadara* spp.) parece apoyar la primera hipótesis (J. F. Blanco observaciones personales). Sin embargo, el reciente estudio de Castillo-Cárdenas et al. (2015), utilizando marcadores moleculares, sugiere que las poblaciones de las bahías de Cispatá y de Barbacoas en Colombia

y Bocas del Toro en Panamá, son producto de la colonización posterior al cierre del istmo de Panamá, a partir de poblaciones del Pacífico. Sin embargo, dicho estudio no utilizó poblaciones del golfo de Urabá y, por ello, se sugiere el empleo de técnicas moleculares para someter a prueba las dos hipótesis aquí propuestas.

Actualmente, la población de *P. rhizophorae* hallada en punta Coquito en el presente estudio podría ser la mayor observada en el Caribe colombiano. Es probable que las poblaciones encontradas en la bahía de Cartagena en los años ochentas se encuentren extintas, en estado relictual o en un pobre estado de conservación debido al desarrollo urbano de la ciudad de Cartagena (Álvarez-León et al., 2014), mientras que las recientemente encontradas poblaciones en la bahía de Cispatá en el delta del río Sinú (Tinajones) tienen una baja densidad y se encuentran presentes en bosques mixtos (Jiménez-Escobar & Rangel-Churio, 2012). Por otra parte, aunque en bocas del Toro, en el Caribe panameño, se encontraron poblaciones extensas y abundantes de *P. rhizophorae*, algunas áreas son dominadas por árboles enanos debido a la limitación de nutrientes (Dangremond & Feller, 2014).

En toda el área de estudio existe un alto porcentaje de coberturas antropogénicas (pastos, cultivos y área construida; datos no mostrados; Estrada, 2014), que al estar colindando con los manglares, se traduce en un alto porcentaje de borde antropogénico, el cual es mayor en la proximidad a la ciudad de Turbo.

En todo el mundo, el fácil acceso de los pobladores a los parches de manglar, ocasiona que en éstos se concentren los mayores impactos (Walters et al., 2008). En el área de estudio, este borde parece favorecer la influencia humana directa sobre los manglares debido al ingreso de personas para realizar tala selectiva (actividad ilegal), el ingreso de ganado, la excavación de canales para drenaje del suelo y la posterior tala rasa del manglar para su conversión a potrero o construcción de viviendas (Blanco et al., 2012; Estrada, 2014). En la periferia de la ciudad de Turbo, los manglares son una fuente económica principal para muchas

familias, al aprovechar la madera de mangle como pilotes, leña y producción de carbón (Pérez-Velásquez, 2012). Estos usos tradicionales que también son característicos de algunas comunidades costeras en el Caribe, Venezuela (López-Hoffman, Monroe, Narváez, Martínez-Ramos, & Ackerly, 2006) y México (Hirales-Cota, Espinoza-Avalos, Schmook, Ruiz-Luna, & Ramos-Reyes, 2010), el Pacífico mexicano (Hernández-Cornejo, Koedam, Luna, Troell, & Dahdouh-Guebas, 2005), África Oriental y Occidental (Dahdouh-Guebas, Mathenge, Kairo, & Koedam, 2000; Nfotabong, Din, Longonje, Koedam, & Dahdouh-Guebas, 2009), muestran cómo los cambios en los manglares inducidos por los humanos van en detrimento de la estabilidad y la calidad ecológica del ecosistema (Dahdouh-Guebas & Koedam, 2008). Sin embargo, en el área de estudio, no parece haber una tala directa sobre *P. rhizophorae* que explique su baja abundancia y poca frecuencia, siendo por lo tanto, la transformación del hábitat la principal amenaza para sus poblaciones. En el golfo de Urabá parece ocurrir una situación similar a la observada en el delta del río Sinú en el Caribe colombiano, donde la especie a pesar de ser reconocida por los campesinos y ser considerada como una “buena madera” no tiene un alto índice de uso cultural, debido a su baja frecuencia y ubicación en sitios con difícil acceso (Jiménez-Escobar & Rangel-Churio, 2012).

El paisaje costero “antropizado” encontrado en la zona de estudio parece ser una condición generalizada en el ámbito de *P. rhizophorae* en la región Caribe. La conversión de los manglares a otras coberturas y la tala selectiva de especies es similar a la encontrada a lo largo del Caribe colombiano y del Caribe centroamericano (Álvarez-León & Polanía, 1996; Ellison & Farnsworth, 1996). En estas regiones, al igual que otras partes del mundo, los análisis retrospectivos apoyados con sensores remotos han descrito cómo la agricultura extensiva en zonas rurales y los patrones de poblamiento y desarrollo urbano, han modificado profundamente el paisaje costero en las pasadas cuatro décadas, al punto de ser las coberturas

dominantes (Dahdouh-Guebas, Verheyden, De Genst, Hettiarachchi, & Koedam, 2000; Hiralles-Cota et al., 2010; Martinuzzi, Gould, Lugo, & Medina, 2009; Ramírez-García, López-Blanco, & Ocaña, 1998). En particular, el efecto borde observado en los manglares del margen oriental del golfo de Urabá, donde la colindancia con los potreros puede superar el 50 % del perímetro (Estrada, 2014), ha sido observado en muchos paisajes del mundo, donde además, el porcentaje de borde depende del área y la forma del parche, encontrando mucho más borde en parches con formas alargadas y poco compactas (Turner, 2005). Por lo tanto, será importante estudiar en el futuro las implicaciones de las configuraciones geométricas de los parches de manglar y sus alrededores, sobre el proceso de tala selectiva y otras amenazas para el estado de conservación de las especies de mangles y particularmente de las vulnerables como *P. rhizophorae*.

En punta Las Vacas, en el antiguo delta del río Turbo, *P. rhizophorae* es indirectamente conservada por la presencia del puesto de guardacostas ubicado a < 1 km al Sur de la ciudad de Turbo. Allí, la reclamación del manglar ha sido menor que en la periferia urbana, pero no la actividad directa, principalmente la extracción ilegal de mangle rojo y el pisoteo por parte de humanos. Esto podría dar cuenta de la baja densidad del piñuelo en este vecindario, el cual aunque no es apreciado por su madera, puede ser cortado de manera esporádica para hacer armazones que permitan arrastrar las varas de mangle rojo hasta la orilla, tal como sucede con otras especies como el mangle negro (*A. germinans*) (E. A. Estrada-Urrea, observaciones personales). Por lo tanto, el posible cierre del puesto de guardacostas podría someter al manglar de punta Las Vacas y a la población de piñuelo allí presente a una condición de explotación similar a la que se ha registrado ampliamente en punta Yarumal, al Norte de la ciudad de Turbo. Allí, como consecuencia de dicha influencia humana, la tala de *R. mangle* ha producido signos notables de “degradación ecológica críptica” (*sensu* Dahdouh-Guebas et al., 2005a, 2005b), tales

como los árboles delgados, la dominancia del mangle oportunista *L. racemosa*, la baja densidad de propágulos (regeneración natural), y la dominancia del sotobosque por parte del helecho *Acrostichum aureum* (Blanco et al., 2012; Hoyos, Urrego, & Lema, 2013; Estrada, 2014; Urrego et al., 2014).

Se sugiere utilizar herramientas palinológicas y paleo-ecológicas para establecer si *P. rhizophorae* se extinguió en las desembocaduras de los ríos El Tres y Currulao, ubicados al Sur de la ciudad de Turbo, o si inclusive colonizó el nuevo delta del río Turbo en punta Yarumal. Es importante conocer esto, porque en las desembocaduras de los ríos el Tres y Currulao la intervención antrópica ha sido mayor, tanto por conversión del manglar a potreros y cultivos, como por tala directa y pisoteo por parte de humanos y animales, lo cual podría ser una causa de extinción de *P. rhizophorae*. Este proceso de “antropización” del paisaje costero parece explicar el hecho que el IVI de *P. rhizophorae* también se haya correlacionado positivamente con el diámetro y con el IVI de *R. mangle*, mostrando no solo una afinidad ecológica (preferencias por áreas con alta escorrentía de agua dulce), sino una correlación con un alto estado de conservación de la misma. Por otra parte, la correlación negativa con el IVI de *L. racemosa* se debe a que ésta domina cuando *R. mangle* es talada (Blanco et al., 2012; Urrego et al., 2014). La correlación negativa entre el IVI de *P. rhizophorae* y el de *A. germinans* se debe a que se encuentran en suelos diferentes, mientras la primera prefiere suelos más consolidados y arcillosos, la segunda prefiere suelos más arenosos (Prah, 1987; Blanco et al., 2001).

Finalmente, aunque en las primeras publicaciones producto de la “Expedición Estuarina” se hizo énfasis en las consecuencias ecológicas de la disminución o extinción local de *R. mangle* debido a la tala (Blanco et al., 2012; Urrego et al., 2014), la presente publicación alerta sobre la posibilidad de que *P. rhizophorae*, una especie más vulnerable, ya se haya extinguido o podría extinguirse en algunas áreas del suroriente del golfo de Urabá y, por lo tanto, se

requieren mayores esfuerzos de investigación y conservación. Es necesario conservar con alguna figura legal el vecindario de punta Coquito, donde se presenta la población más extensa y densa de *P. rhizophorae* y donde el manglar se encuentra en un mejor estado de desarrollo diamétrico como producto de la menor intervención antrópica, la lejanía de la ciudad de Turbo y la mayor proporción de coberturas naturales periféricas, en especial bosque aluvial, con un régimen de inundación elevado. A pesar de que la otra población (punta Las Vacas) se encuentra en una zona militar, no parece haber sido efectiva para la reducción de la intervención antrópica furtiva (a pesar de que se ha presentado una baja deforestación por conversión del manglar), lo que pone de manifiesto la necesidad de ejercer vigilancia y control activos, además de una figura legal de conservación. Consideramos que en éstas y otras localidades es importante estudiar la historia natural y la dinámica poblacional de la especie para poder estimar el riesgo de extinción y la vulnerabilidad ante el ascenso del nivel del mar, entre otras amenazas, y de esa manera mantener la misma categoría en la lista roja asignada por la UICN (Ellison et al., 2010) o trasladarla a la categoría amenazada (EN). En áreas geográficas como el Caribe Sur la extinción local de alguna de las especies podría ser catastrófica debido a la baja riqueza de los manglares y la marcada zonación (Polidoro et al., 2010), y en el caso de la extinción del piñuelo podrían perderse interacciones ecológicas claves con sus polinizadores y otros procesos ecosistémicos que aún se desconocen (formación de suelo, captura de carbono, entre otros).

En conclusión, se encontraron dos poblaciones no registradas previamente en la literatura, con una pequeña extensión ($< 1.5 \text{ km}^2$) y alejadas entre sí ($> 10 \text{ km}$), con condiciones dasonómicas contrastantes y grados diferentes de “antropización” del hábitat y el paisaje, producto de su distinto grado de alejamiento a la ciudad de Turbo. El hecho de que las dos poblaciones de *P. rhizophorae* sean pequeñas y aisladas, y cercanas a esta ciudad o la frontera agropecuaria bananera, respectivamente, les

confiere un alto grado de vulnerabilidad. La población de punta Las Vacas es la que presenta mayor grado de amenaza debido a su ubicación a $< 1 \text{ km}$ del casco urbano y al alto IDA, mientras que la población de punta Coquito ubicada a $> 10 \text{ km}$ y en un contexto paisajístico más natural presenta un alto potencial para los esfuerzos de conservación legal.

AGRADECIMIENTOS

El trabajo de campo fue financiado por el Programa CODI Regionalización 2010-2012 de la Universidad de Antioquia (Proyectos: “Pérdida y Fragmentación de los manglares asociada a factores antrópicos y naturales en el golfo de Urabá, Caribe colombiano” y “Distribución y desarrollo estructural de la población del mangle piñuelo, *Pelliciera rhizophorae*, en el Golfo de Urabá, Caribe de Colombia”). La ortofotografía de 2009 fue tomada durante el proyecto Expedición Estuarina, golfo de Urabá financiado por el Programa Expedición Antioquia 2013 (Gobernación de Antioquia-Universidad de Antioquia-Universidad Nacional de Colombia-Universidad EAFIT). Se agradece a varios estudiantes y egresados del programa de Ecología de Zonas Costeras de la Sede de Ciencias del Mar de la Universidad de Antioquia por su apoyo durante el muestreo (Jaibel Pérez, Jhon Ramírez, Alexis Rodríguez, Isabel Hernández y Oscar Vélez). Agradecemos el apoyo y logística en campo de las comunidades locales del río Turbo y Puerto Cesar Playa. Se agradece a los evaluadores por sus comentarios constructivos. La escritura de este manuscrito fue apoyada por “Estrategia de Sostenibilidad 2014-2015” del CODI. Contribución ELICE No. 20.

RESUMEN

Pelliciera rhizophorae es una especie neotropical y monotípica, listada como Vulnerable por la UICN, debido a su estrecho ámbito geográfico en América tropical y por presentar poblaciones pequeñas, dispersas y usualmente rodeadas de coberturas antrópicas. Aquí se informa el hallazgo de dos poblaciones nuevas en el golfo de Urabá (Colombia, Caribe Sur) y la dominancia antropogénica del

paisaje circundante, dentro de 40.7 km² de franja costera del Sureste del golfo de Urabá. Se cuantificó por medio de fotografías aéreas a color y alta resolución, el área total de los vecindarios de manglar, área promedio de los parches, porcentaje de borde antropogénico y distancia al área urbana de municipio de Turbo. En 2011 y 2013 se registró la estructura del bosque y se cualificó en cada vecindario (punta Yarumal, punta Las Vacas, río El Tres, río Currulao y punta Coquito) el Índice de Disturbio Antrópico, como la suma de puntajes entre (0) ausente, (1) poco evidente, (2) evidente y (3) muy evidente, para cuatro variables (huellas humanas y semovientes, tala selectiva, residuos sólidos e infraestructura). La estructura del bosque se registró por el método de cuadrante centrado a lo largo de transectos. Se determinó que la distancia a la ciudad de Turbo era el principal factor de amenaza para el hábitat y las poblaciones de la especie. Se encontró que la cercanía a dicha ciudad se correlacionó con menores áreas promedio de los fragmentos, un mayor porcentaje de borde antropogénico y un mayor índice de disturbio antrópico. Esto se tradujo en un incremento del valor de importancia de *L. racemosa* como consecuencia de una mayor tala de *R. mangle*. Las características dasonómicas de *P. rhizophorae* también estuvieron correlacionadas con la distancia a la ciudad, teniendo una menor densidad en la población más cercana (punta Las Vacas) que en la distante (punta Coquito), esa última con una mayor área, menor porcentaje de borde y menor intervención antropogénica. Se propone evaluar de manera urgente el estado de conservación de la especie en el golfo de Urabá, de acuerdo a los criterios de UICN, y el establecimiento de áreas legales de conservación exentas de acceso humano, como estrategia para proteger las poblaciones remanentes de esta especie en Colombia y la cuenca del Caribe.

Palabras clave: deforestación del manglar, especie vulnerable (VU), golfo de Urabá, paisaje antropogénico, *Pelliciera rhizophorae*.

REFERENCIAS

- Álvarez-León, R., Avendaño-Remolina, D., & San Juan-Muñoz, A. (2014). La relación entre *Peltigera* sp. y *Rhizophora mangle* en Arroyo de Plata (Bolívar), Caribe colombiano. *Revista Luna Azul*, 38(1), 105-121.
- Álvarez-León, R., & Polanía, J. (1996). Los manglares del Caribe colombiano: síntesis de su conocimiento. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias*, 20(78), 447-464.
- Bonet-Morón, J. A. (2000). *Las exportaciones colombianas de banano, 1950-1998*. Centro de estudios Económicos Regionales. Banco de La República, Cartagena de Indias. +anexos
- Blanco, J. F., Bejarano, A. C., Lasso, J., & Cantera, J. R. (2001). A new look at computation of the complexity index in mangroves: do disturbed forests have clues to analyze canopy height patchiness? *Wetlands Ecology and Management*, 9(2), 91-101.
- Blanco, J. F., Estrada, E. A., Ortiz, L. F., & Urrego, L. E. (2012). Ecosystem-wide impacts of deforestation in mangroves: The Urabá Gulf (Colombian Caribbean) case study. *ISRN Ecology*, 2012 (Article ID 958709), 1-14. doi:10.5402/2012/958709.
- Blanco, J. F., Londoño-Mesa, M., Quan-Young, L., Urrego-Giraldo, L., Polanía, J., Osorio, A., Bernal, G., & Correa, I. (2011). The Urabá Gulf Mangrove Expedition of Colombia. *ISME/GLOMIS*, 9(3), 8-10.
- Blanco, J. F., Quiceno, P. A., Jiménez, L. F., & Turbay, S. (2010). *Contribución para la definición de estrategias de manejo sostenibles de la actividad pesquera en el PNN Utría* (Informe final de investigación, Medellín). Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales (UAESPNN), Fondo de Patrimonio Natural y Corporación Académica Ambiental de la Universidad de Antioquia, Convenio 017/021.
- Blanco-Libreros, J. F., Taborda-Marín, A., Amortegui-Torres, V., Arroyave-Rincón, A., Sandoval, A., Estrada, E. A., Leal-Florez, J., Vásquez, J. G., & Vivas-Narváez, A. V. (2013). Deforestación y sedimentación en los manglares del Golfo de Urabá. Síntesis de los impactos sobre la fauna macrobéntica e íctica en el delta del río Turbo. *Gestión y Ambiente*, 16(2), 19-36.
- Calderón-Sáenz, E. (1982). Hallazgo de *Pelliciera rhizophorae* Triana & Planchón (Theaceae) en la costa del Atlántico, con observaciones taxonómicas y biogeográficas preliminares. *Acta Biológica Colombiana*, 1(1), 99-110.
- Calderón-Sáenz, E. (1983). Hallazgo de *Pelliciera rhizophorae* Triana & Planchón (Theaceae) en la costa del Atlántico, con observaciones taxonómicas y biogeográficas preliminares. *UBJTL-Boletín Museo del Mar Colombia*, 11, 100-111.
- Calderón-Sáenz, E. (1984) Occurrence of the mangrove *Pelliciera rhizophorae* on the Caribbean coast of Colombia with biogeographical notes. *Bulletin of Marine Science*, 35, 105-110.
- Castillo-Cárdenas, M. F., Díaz-Gonzales, F., Cerón-Souza, I., Sanjur, O., & Toro-Perea, N. (2015). Jumping a geographic barrier: diversification of the mangrove species *Pelliciera rhizophorae* (Tetrameristaceae) across the Central American Isthmus. *Tree Genetics and Genomes*, 11(1), 1-11.
- Castillo-Cárdenas, M. F., & Toro-Perea, N. (2012). Low genetic diversity within Caribbean patches of *Pelliciera rhizophorae*, a Neotropical mangrove species with reduced distribution. *Aquatic Botany*, 96(1), 48-51.

- Castillo-Cárdenas, M. F., Toro-Perea, N., & Cárdenas-Henao, H. (2005a). Population genetic structure of neotropical mangrove species on the Colombian Pacific Coast: *Pelliciera rhizophorae* (Pellicieraceae). *Biotropica*, 37(2), 266-273.
- Castillo-Cárdenas, M. F., Toro-Perea, N., & Cárdenas-Henao, H. (2005b). Estudio preliminar de la ecogenética de la especie neotropical de mangle *Pelliciera rhizophorae* Triana y Planchón, en la costa del Pacífico colombiano. *Actualidades Biológicas*, 27(83), 113-126.
- Chapman, V. J. (1974). *Mangrove vegetation*. Berlín: Cramer-Verlag.
- Collins, J. P., Berkelhamer, R. C., & Mesler, M. (1977). Notes on the natural history of the mangrove *Pelliciera rhizophorae* Tr. & Pl., (Theaceae). *Brenesia*, 10(11), 17-29.
- CORPOURABA. (2003). *Caracterización y zonificación de los manglares del golfo de Urabá, Departamento de Antioquia. Corporación para el Desarrollo Sostenible de Urabá* (Documento técnico). Convenio 201671 FONADE-CORPOURABA. Apartadó, Antioquia, Colombia.
- CORPOURABA. (2005). *Plan de manejo integral de los manglares del golfo de Urabá y mar Caribe antioqueño. Corporación para el Desarrollo Sostenible de Urabá CORPOURABA* (Documento técnico). Apartadó, Antioquia, Colombia.
- Dahdouh-Guebas, F., Hettiarachchi, S., Lo Seen, D., Batelaan, O., Sooriyarachchi, S., Jayatissa, L. P., & Koedam, N. (2005a). Transitions in ancient inland freshwater resource management in Sri Lanka affect biota and human populations in and around coastal lagoons. *Current Biology*, 15(6), 579-586.
- Dahdouh-Guebas, F., & Koedam, N. (2006). Empirical estimate of the reliability of the use of the Point-Centred Quarter Method (PCQM): Solutions to ambiguous field situations and description of the PCQM+ protocol. *Forest Ecology and Management*, 228(1), 1-18.
- Dahdouh-Guebas, F., & Koedam, N. (2008). Long-term retrospection on mangrove development using transdisciplinary approaches: a review. *Aquatic Botany*, 89(2), 80-92.
- Dahdouh-Guebas, F., Mathenge, C., Kairo, J. G., & Koedam, N. (2000). Utilization of mangrove wood products around Mida Creek (Kenya) amongst subsistence and commercial users. *Economic Botany*, 54(4), 513-527.
- Dahdouh-Guebas, F., Triest, L., & Verneirt, M. (1998). The importance of a hierarchical ecosystem classification for the biological evaluation and selection of least valuable sites. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 16(3), 185-194.
- Dahdouh-Guebas, F., Van Hiel, E., Chan, J. C. W., Jayatissa, L. P., & Koedam, N. (2005b). Qualitative distinction of congeneric and introgressive mangrove species in mixed patchy forest assemblages using high spatial resolution remotely sensed imagery (IKONOS). *Systematics and Biodiversity*, 2(2), 113-119.
- Dahdouh-Guebas, F., Verheyden, A., De Genst, W., Hettiarachchi, S., & Koedam, N. (2000). Four decade vegetation dynamics in Sri Lankan mangroves as detected from sequential aerial photography: a case study in Galle. *Bulletin of Marine Science*, 67(2), 741-759.
- Dangremond, E. M., & Feller, I. C. (2014). Functional traits and nutrient limitation in the rare mangrove *Pelliciera rhizophorae*. *Aquatic Botany*, 116, 1-7.
- Duke, N. C., Pinzón, M., Zuleika, S., Prada, T., & Martha, C. (1997). Large-scale damage to mangrove forests following two large oil spills in Panama. *Biotropica*, 29(1), 2-14.
- Ellison, A. M., & Farnsworth, E. J. (1996). Anthropogenic disturbance of Caribbean mangrove ecosystems: past impacts, present trends, and future predictions. *Biotropica*, 28, 549-565.
- Ellison, A., Farnsworth, E., & Moore, G. (2010). *Pelliciera rhizophorae*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 01 December 2014.
- Estrada, E. A. (2014). *Pérdida y fragmentación de los manglares, asociado a factores antrópicos y naturales en el golfo de Urabá* (Tesis de Maestría). Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia.
- Estrada-Urrea, E. A., Blanco-Libreros, J. F., & Álvarez-León, R. (2010). *Patrones estructurales de los manglares en el golfo de Urabá y su relación biogeográfica con el Caribe y Pacífico de Colombia* (pp. 169-174). In INVEMAR-ACIMAR (Eds.) Libro de resúmenes extendidos XIV Seminario Nacional de Ciencias y Tecnología del Mar (SENALMAR). Serie de publicaciones especiales INVEMAR No. 21. Santa Marta.
- FAO. (2007). *The world's Mangroves 1980-2005*. Roma, Italia: Food and Agriculture Organization of the United Nation.
- Fuchs, H. P. (1970). Ecological and palynological notes on *Pelliciera rhizophorae*. *Acta Botanica Neerlandica*, 19, 884-894.
- García-Estrada, R. (1996). *Estudio de impacto de la acción antrópica sobre la biodiversidad en Urabá*. Instituto de Estudios Regionales, Universidad de Antioquia, Proyecto Biopacífico, Medellín.
- Graham, A. (1975). Late Cenozoic evolution of tropical inland vegetation in Veracruz, Mexico. *Evolution*, 29, 723-735.

- Graham, A. (1977). New records of *Pelliciera* (Theaceae/Pellicieraceae) in the Tertiary of the Caribbean. *Biotropica*, 9, 48-52.
- Graham, A., & Jarzen, D. M. (1969). Studies in the neotropical paleobotany. I. The Oligocene communities of Puerto Rico. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 56, 308-357.
- Guarín-Giraldo, G. W. (2011). *Impacto de la variabilidad climática en la producción de banano en el Urabá antioqueño* (Tesis de Maestría). Universidad Nacional de Colombia, Medellín, Colombia.
- Hernández-Cornejo, R., Koedam, N., Luna, A. R., Troell, M., & Dahdouh-Guebas, F. (2005). Remote sensing and ethnobotanical assessment of the mangrove forest changes in the Navachiste-San Ignacio-Macapule lagoon complex, Sinaloa, Mexico. *Ecology and Society*, 10(1), 1-16.
- Hirales-Cota, M., Espinoza-Avalos, J., Schmook, B., Ruiz-Luna, A., & Ramos-Reyes, R. (2010). Drivers of mangrove deforestation in Mahahual-Xcalak, Quintana Roo, southeast Mexico. *Agentes de deforestación de manglar en Mahahual-Xcalak, Quintana Roo, sureste de México. Ciencias Marinas*, 36(2), 147-159.
- Hoyos, R., Urrego, L. E., & Lema, Á. (2013). Natural regeneration response in mangroves of the Gulf of Urabá (Colombia) to the environmental and intra-annual climate variability. *Revista de Biología Tropical*, 61(3), 1445-1461.
- 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.
- IGAC. (2008). *Atlas básico de Colombia*. Instituto Geográfico Agustín Codazzi. Imprenta Nacional de Colombia. Bogotá D.C. (2 v.): col. ill., col. Maps.
- Jaramillo, C., & Bayona, G. (2000). Mangrove distribution during the Holocene in Tribugá Gulf, Colombia. *Biotropica*, 32(1), 14-22.
- Jiménez, J. A. (1984). A hypothesis to explain the reduced distribution of the mangrove *Pelliciera rhizophorae* Tr. & Pl. *Biotropica*, 16, 304-308.
- Jiménez-Escobar, N. D., & Rangel-Churio, J. (2012). Abundance, dominance and their relationship to use of tree species in Cispatá Bay, Caribbean region of Colombia. *Caldasia*, 34(2), 347-366.
- Keep Correa, F. (2000). *Monografía de Turbo*. Medellín: Imprenta Universidad de Antioquia.
- Klijin, F., & de Haes, H. A. U. (1994). A hierarchical approach to ecosystems and its implications for ecological land classification. *Landscape Ecology*, 9(2), 89-104.
- Langenheim, J. B., Hackner, B. L., & Bartlett, A. (1967). Mangrove pollen at the depositional site of Oligo-Miocene amber from Chiapas, Mexico. *Botany Museum Leaflet, Harvard University*, 21, 289-324.
- López-Hoffman, L., Monroe, I. E., Narváez, E., Martínez-Ramos, M., & Ackerly, D. D. (2006). Sustainability of mangrove harvesting: how do harvesters' perceptions differ from ecological analysis. *Ecology and Society*, 11(2), 14.
- Martinuzzi, S., Gould, W. A., Lugo, A. E., & Medina, E. (2009). Conversion and recovery of Puerto Rican mangroves: 200 years of change. *Forest Ecology and Management*, 257(1), 75-84.
- McGowan, T., Cunningham, S. L., Guzmán, H. M., Mair, J. M., Guevara, J. M., & Betts, T. (2010). Mangrove forest composition and structure in Las Perlas Archipelago, Pacific Panama. *Revista de Biología Tropical*, 58(3), 857-869.
- Melo, L. H., & Camacho, M. A. (2005). *Interpretación visual de imágenes de sensores remotos y su aplicación en levantamientos de cobertura física y uso de la tierra*. Bogotá DC.: Instituto Geográfico Agustín Codazzi.
- Nfotabong, A., Din, N., Longonje, S., Koedam, N., & Dahdouh-Guebas, F. (2009). Commercial activities and subsistence utilization of mangrove forests around the Wouri estuary and the Douala-Edea reserve (Cameroon). *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 5, 35 doi:10.1186/1746-4269-5-35
- Pares-Regali, M. D. S., Uesungli, N., & Santos, R. D. S. (1974a). Palinología dos sedimentos meso-cenozoicas do Brasil (I). *Boletim Técnico da Petrobrás (Rio de Janeiro)*, 17, 177-191.
- Pares-Regali, M. D. S., Uesungli, N., & Santos, R. D. S. (1974b). Palinología dos sedimentos mezo-cenozoicas do Brasil (II). *Boletim Técnico da Petrobrás (Rio de Janeiro)*, 17, 263-301.
- Pérez-Velásquez, J. (2012). *Diagnóstico de la extracción de los recursos maderables en los manglares de Turbo en las puntas Las Vacas y Yarumal (Turbo - Antioquia) y el análisis de la presencia de *Acrostichum aureum* L. y *Montrichardia arborescens* L.* (Tesis pregrado). Turbo, Colombia: Corporación Académica y Ambiental, Universidad de Antioquia.
- Pinto-Nolla, F. (1999). Sucesión y fisionomía de los manglares de Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Físicas, Exactas y Naturales*, 23 (Supl. Especial), 141-161.
- Polidoro, B. A., Carpenter, K. E., Collins, L., Duke, N. C., Ellison, A. M., & Ellison, J. C. (2010). The loss of species: mangrove extinction risk and geographic areas of global concern. *PLoS One*, 5(4), e10095.
- Prahl, H. von. (1987). Notas sobre la historia natural del mangle piñuelo *Pelliciera rhizophorae* (Theaceae)

- en el Pacífico colombiano. *Actualidades Biológicas*, 15, 117-122.
- Ramírez-García, P., López-Blanco, J., & Ocaña, D. (1998). Mangrove vegetation assessment in the Santiago River Mouth, Mexico, by means of supervised classification using LandsatTM imagery. *Forest Ecology and Management*, 105(1), 217-229.
- Rico-Gray, V. (1993). Origen y rutas de dispersión de los mangles: una revisión con énfasis en las especies de América. *Acta Botánica Mexicana*, 25, 1-13.
- Roth, L. C., & Grijalva, A. (1991). New record of the mangrove *Pelliciera rhizophorae* (Theaceae) on the Caribbean coast of Nicaragua. *Rhodora*, 93 (874), 183-186.
- Sánchez-Páez, H., Álvarez-León, R., Guevara-Mancera, O. A., Zamora-Guzmán, A., Rodríguez-Cruz, H., & Bravo-Pazmiño, H. E. (1997a). Diagnóstico y zonificación preliminar de los manglares del Pacífico de Colombia. Proyecto PD 171/91 Rev.2 (F) Fase I. *Conservación y manejo para el uso múltiple de los manglares de Colombia*. Bogotá D.C., Colombia: MinAmbiente/OIMT.
- Sánchez-Páez, H., Álvarez-León, R., Pinto-Nolla, F., Sánchez-Alfárez, A. S., Pino-Rengifo, J. C., García-Hansen, I., & Acosta-Peñaloza, M. T. (1997b). *Diagnóstico y zonificación preliminar de los manglares del Caribe de Colombia*. Proyecto. PD 171/91 Rev.2 (F) Fase I. *Conservación y manejo para el uso múltiple de los manglares de Colombia*, MinAmbiente/OIMT. Bogotá D.C., Colombia.
- Turner, M. G. (2005). Landscape ecology: what is the state of the science? *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 319-344.
- Urrego, L. E., Molina, E. C., & Suárez, J. A. (2014). Environmental and anthropogenic influences on the distribution, structure, and floristic composition of mangrove forests of the Gulf of Urabá (Colombian Caribbean). *Aquatic Botany*, 114, 42-49.
- Walters, B. B., Rönnbäck, P., Kovacs, J. M., Crona, B., Hussain, S. A., Badola, R., Primavera, J. H., Barbier, E., & Dahdouh-Guebas, F. (2008). Ethnobiology, socio-economics and management of mangrove forests: A review. *Aquatic Botany*, 89, 220-236.
- West, R. C. (1956). Mangroves swamps of the Pacific coast of Colombia. *Annals of the Association of American Geographers*, 46(1), 98-121.
- Winograd, M. (1983). Observaciones sobre el hallazgo de *Pelliciera rhizophorae* (Theaceae) en el Caribe Colombiano. *Biotropica*, 115, 297-298.
- Zamora, A. P. & García-Valencia, C. (2007). El golfo: un espacio socioeconómico. En C. García-Valencia (Ed.). (2007). *Atlas del golfo de Urabá: una mirada al Caribe de Antioquia y Chocó* (pp. 129-149). Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras -INVE-MAR- y Gobernación de Antioquia. Santa Marta, Colombia. Serie de Publicaciones Especiales de INVEMAR N° 12.

ANEXO
Valores promedio y desviaciones estándar (DE) de la estructura vegetal y composición
de los vecindarios de manglar estudiados

APPENDIX
Mean values and standard deviations (DE) of vegetation structure and species composition
in the mangrove neighborhoods of study

Vecindario	Sp	DAP (cm) (DE)	Densidad (arb/0,1 ha) (DE)	Densidad relativa (%)	Área basal (m ² /0,1 ha) (DE)	Dominancia relativa (%)	Frecuencia absoluta (%) (DE)	Frecuencia relativa (%)	IVI (DE)
Punta Yarumal	Rm	5.5 (3)	59.9 (35.1)	37.5	0.0027 (0.003)	15.1	37.5 (16.5)	43.6	96.3 (41)
	Lr	8.3 (7.4)	48.1 (23.3)	29.3	0.0087 (0.01)	43.2	31.8 (12.8)	37.9	110.4 (49)
	Ag	16.3 (10.7)	27 (20.4)	14.0	0.0052 (0.004)	41.6	16.9 (10.7)	18.4	74.1 (40.6)
Punta Las Vacas	Rm	9.9 (5.8)	83.3 (50.3)	57.1	0.0077 (0.005)	56.2	57.1 (30.5)	58.1	171.5 (89.4)
	Lr	7.1 (4.1)	44 (57)	27.0	0.0017 (0.002)	14.3	27 (29.1)	27.2	68.5 (75.6)
	Ag	17.3 (15.4)	17.5 (24.2)	13.8	0.0062 (0.01)	29.0	13.8 (18.4)	14.2	57.1 (74.4)
Río El Tres	Pr	10.1 (4.8)	2.3 (0.9)	2.8	0.0002 (0.08)	2.3	2.8 (1)	2.9	7.9 (3)
	Rm	8.3 (4.4)	115.4	60	0.0079	50.7	60	60	170.6
	Lr	7.1 (4.9)	48.1	25	0.0028	17.8	25	25	67.9
Río Currulao	Ag	11.2 (10)	28.9	15	0.0049	31.3	15	15	61.4
	Rm	7.7 (6)	50.6 (35.4)	40.2	0.0042 (0.005)	18.6	40.2 (16.8)	40.2	99 (52.8)
	Lr	9.6 (8.4)	27.2 (0.1)	24.3	0.0046 (0.005)	20.7	24.3 (8)	24.3	69.4 (4.7)
Punta Coquito	Ag	17.5 (12.1)	40 (3.4)	35.4	0.0123 (0.01)	60.6	35.4 (8.8)	35.4	131.5 (57.4)
	Rm	18.6 (17.1)	45.9	66	0.023	74.9	66	69.1	210.2
	Lr	20.8 (19)	5	7.1	0.0029	9.5	7.1	7.4	24.1
	Ag	29.5 (14)	3.7	5.3	0.003	9.8	5.3	5.6	20.8
	Pr	11.9 (6.8)	11.8	16.9	0.0017	5.6	16.9	17.7	40.3

No se muestran las desviaciones cuando la especie fue encontrada en un solo punto de muestreo.
Deviations were not computed when the species was found in a single sampling point.