

In situ

Parques Nacionales Naturales de Colombia

Volumen 4 · Número 1 · Enero-Julio 2019



PARQUES NACIONALES NATURALES DE COLOMBIA



■ Monitoreo de **tortugas** marinas

■ **Perros ferales** en la zona de influencia del Parque Nacional Natural Chingaza

■ Capacidad de carga turística en **Playa Blanca**, Isla de Barú



El ambiente es de todos

Minambiente

In Situ

Volumen 4 · Número 1 · Enero-Julio 2019
www.parquesnacionales.gov.co/

Publicado por

Parques Nacionales Naturales de Colombia

Subdirección de Gestión y Manejo

Grupo de Comunicaciones y Educación Ambiental

Calle 74 # 11-81

Bogotá, Colombia

Directora General Parques Nacionales Naturales de Colombia

Julia Miranda Londoño

Subdirectora de Gestión y Manejo de Áreas Protegidas

Edna Carolina Jarro Fajardo

Coordinador Grupo de Comunicaciones y Educación Ambiental

Luis Alfonso Cano Ramírez

Comité Científico-Editorial

Irene Aconcha Abril

Marta Cecilia Díaz Leguizamón

Betsy Viviana Rodríguez Cabeza

Fanny Suárez Velásquez

Diseño y diagramación

Jorge Enrique Patiño Ospina

Corrección de estilo

María Paula Ávila Vera

Andrés Obando

Foto de portada

Tortuga *Carey Eretmochelys imbricata* - Parque Nacional Natural Los Corales del Rosario y de San Bernardo.

Fotografía: Diego Duque García

Ejemplo citación de artículos

Giraldo-Salazar, S.L. (2019). Caracterización de la población de perros domésticos en la zona de influencia del Parque Nacional Natural Chingaza. *In Situ*, 4 (1), 2-11.

Correo electrónico

monitoreo.central@parquesnacionales.gov.co

In Situ es una revista de divulgación y promoción del conocimiento asociado a las líneas temáticas de investigación y monitoreo, desarrolladas dentro de las áreas protegidas del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia. Este trabajo es realizado por los equipos de las áreas protegidas y los actores estratégicos con los que estas trabajan. El marco general desde el cual se articulan dichas iniciativas parte del principio de que el desarrollo y promoción del conocimiento de los valores naturales, culturales y los beneficios ambientales de las áreas protegidas es un componente fundamental de cara a la toma de decisiones en lo que concierne al manejo y gestión de las áreas protegidas.

Nota editorial

La estrategia de conservación in situ de las áreas protegidas es una de las herramientas más importantes a nivel mundial para garantizar la conservación y preservación del patrimonio natural y cultural. Parques Nacionales Naturales de Colombia ha entendido, desde su mismo inicio en 1993, que es fundamental la investigación y el monitoreo para la conservación de la naturaleza. Por esta razón, han sido parte de este esfuerzo los diferentes programas de monitoreo sobre los Valores Objeto de Conservación (VOC), al igual que los portafolios de investigación con los que cuentan áreas protegidas del Sistema de Parques. En este sentido, es necesario reconocer que cada una de las áreas protegidas ha hecho un trabajo excelente en campos tan importantes como la caracterización de información sobre la biodiversidad, los VOC y la identificación de las presiones que las afectan y la identificación de acciones de manejo que deben ser implementadas.



Para la revista, la difusión de estos procesos es una contribución invaluable, y por esta razón en este cuarto volumen incluimos dos notas científicas realizadas con el apoyo de The National Audubon Society, ONG norteamericana orientada a la conservación de aves. La primera aborda las implicaciones del cambio climático en la comunidad de aves de tres áreas protegidas: el Parque Nacional Natural Chingaza y Serranía de los Yariguíes y el Santuario de Flora y Fauna Guanentá Alto Río Fonce. La segunda, analiza la resiliencia de las comunidades de aves y sus componentes para dos áreas protegidas: el Santuario de Flora y Fauna Galeras y el Vía Parque Isla de Salamanca.

Igualmente en otros artículos presentamos avances en los procesos de monitoreo de las tortugas marinas y terrestres. (i.e. *Eretmochelys imbricata*, *Chelonia mydas*, *Podocnemis expansa*) y la caracterización de los peces estuarinos, información que no solo aportará a la toma de decisiones, conservación y manejo de las áreas protegidas y las regiones aledañas, sino que, además, contribuirá a incrementar el conocimiento de estas especies que habitan en el país.

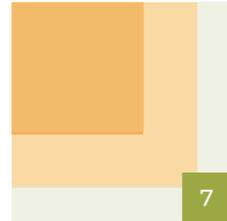
Por último, se incluyen en esta publicación dos investigaciones sobre presiones que afectan actualmente a los Parques Nacionales Naturales Chingaza, Corales del Rosario y San Bernardo, y al Santuario de Flora y Fauna Los Colorados, la presencia de especies invasoras (perros ferales), el turismo no regulado (superación de la capacidad de carga permitida) y los impactos negativos de la infraestructura antrópica (atropellamientos de fauna silvestre). La evaluación de estas presiones permitirá orientar acciones de manejo que minimicen sus consecuencias, ya sea en las áreas protegidas o en sus zonas de influencia.

Tengo plena confianza de que los resultados que se presentan en esta nueva publicación de la revista In Situ, contribuirán a avanzar en la conservación de las áreas protegidas y se sumarán a la larga lista de aportes que funcionarios y contratistas, gracias a su compromiso y amor por su trabajo, entregan para que nuestro país avance significativamente en la valoración de sus riquezas naturales.

Julia Miranda Londoño

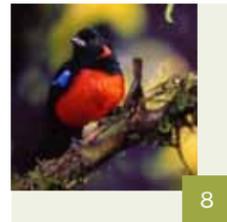
Directora General de Parques Nacionales Naturales de Colombia

Contenido



El papel del monitoreo y la investigación en Parques Nacionales Naturales de Colombia

7



Aves y cambio climático

8



Monitoreo de la anidación de la Tortuga Carey en El Parque Nacional Natural Los Corales del Rosario y de San Bernardo (PNNCRySB).

16



Composición, distribución y abundancia de la ictiofauna presente en el Santuario de Fauna y Flora El Corchal "El Mono Hernández" (SFFCMH) y su zona de influencia.

28



Modelación hidrológica para la valoración del recurso hídrico como servicio ecosistémico de la cuenca alta del río Sinú al interior del Parque Nacional Natural Paramillo

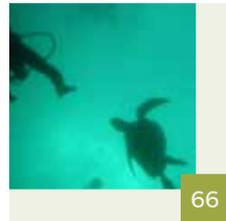
46



Índice de biodiversidad y resiliencia ecológica basado en aves

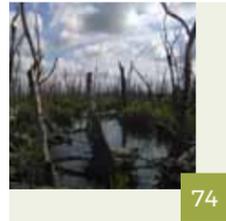
56

Monitoreo de tortugas marinas en el Parque Nacional Natural Gorgona, 2013 - 2015



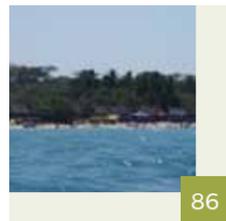
66

Monitoreo del Bosque de Corcho (*Pterocarpus officinalis*) en el Santuario de Fauna y Flora El Corchal "El Mono Hernández": únicos rodales puros en el Caribe colombiano en riesgo de desaparecer.



74

Propuesta metodológica para la determinación de la capacidad de carga turística en playas de conservación y su aplicación en Playa Blanca Barú como contribución al ordenamiento del ecoturismo en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo - Cartagena - Bolívar.



86

Monitoreo comunitario para la protección y conservación de las tortugas charapa (*Podocnemis expansa*) y taricaya (*Podocnemis unifilis*) en el Parque Nacional Natural Cahunará y su zona de influencia (bajo medio Caquetá, Colombia)



102

Caracterización de la población de perros domésticos en la zona de influencia del Parque Nacional Natural Chingaza



114

Monitoreo de tortugas marinas en playas de anidación, Parque Nacional Natural Gorgona, temporada 2015



124

Atropellamiento de fauna silvestre en un tramo de la carretera troncal de occidente, límite del Santuario de Flora y Fauna Los Colorados, San Juan Nepomuceno, Bolívar



132

El papel del monitoreo y la investigación en Parques Nacionales Naturales de Colombia

Para Parques Nacionales Naturales de Colombia el monitoreo es el estudio regular o continuo del estado de los Valores Objeto de Conservación (VOC), Prioridad Integral de Conservación (PIC) y variación de las presiones en respuesta de las acciones de manejo, para detectar y analizar el cambio a través del tiempo, con el propósito de verificar y orientar la toma de decisiones, planeación del manejo y realizar el análisis de efectividad, a través de indicadores de estado, presión y respuesta.

La investigación es la generación de conocimiento para llenar los vacíos de información de los VOC, PIC, presiones y acciones de manejo, como referencia para el monitoreo, la toma de decisiones y la planeación del manejo de las áreas protegidas.

Cada área protegida cuenta con un programa de monitoreo que es el documento donde

se compilan los diseños de monitoreo con indicadores de estado, presión y respuesta para generar información que oriente y sustente los procesos de planificación, implementación y evaluación de las estrategias de manejo.

Así mismo, el portafolio de proyectos de investigación, documento donde se presentan las necesidades de información y los perfiles de proyectos de investigación priorizados, y que es la guía para la toma de decisiones, manejo y conservación de las áreas protegidas.

La información que se genera desde la investigación y el monitoreo se estructura, sistematiza, almacena y visualiza en el Sistema de Información de investigación y monitoreo de Parques Nacionales Naturales SULA. Para consultarlo puede ingresar a <http://sula.parquesnacionales.gov.co/>

¿Qué es monitoreo?
En el marco del sistema de información de monitoreo de Parques Nacionales Naturales de Colombia y como parte de la Estrategia Nacional de Monitoreo de este sistema, el monitoreo se entiende como "el estudio regular o continuo del estado de los valores objeto de conservación del área protegida o de los factores que lo afectan, a través de una serie de mediciones tomadas en el tiempo, de uno o más elementos particulares, llamados variables, bajo el propósito de orientar y verificar el éxito de las acciones de manejo" (Adaptado de Sharpe, 1988).

Documentos descargables

- Manual del sistema de información de monitoreo de Parques Nacionales Naturales de Colombia
- Estrategia Nacional del sistema de información de monitoreo de Parques Nacionales Naturales de Colombia



Foto: Robinson Galindo T.

Aves y cambio climático

Proyecto piloto en los Parques Nacionales Naturales de Colombia



Foto: Fredy Gómez

Autores:

Chad Wilsey

Science Division, National Audubon Society
cwilsey@audubon.org

Joanna Wu

Science Division, National Audubon Society
jwu@audubon.org

Lotem Taylor

Science Division, National Audubon Society
ltaylor@audubon.org

Luis Linares

Profesional monitoreo y vida silvestre, Parque Nacional Natural Chingaza
luhege@gmail.com

Fredy Avellaneda

Auxiliar monitoreo y vida silvestre, Parque Nacional Natural Chingaza
difre1785@gmail.com

Liliana Tinjacá

Profesional plan de manejo, Parque Nacional Natural Serranía de los Yariguíes
zlilianat@gmail.com

Iwin Duarte

Profesional restauración ecológica, Parque Nacional Natural Serranía de los Yariguíes
irwinrds@gmail.com

Marlodis Esguerra

Profesional Universitario, Santuario de Fauna y Flora Guanentá Alto Río Fonce
profesional.guanenta@parquesnacionales.gov.co

Fabio Muñoz

Jefe Santuario de Fauna y Flora Guanentá Alto Río Fonce
fabio.munoz@parquesnacionales.gov.co

Manuel Rodríguez

Profesional investigación y monitoreo, Dirección Territorial Andes Nororientales, Parques Nacionales Naturales de Colombia
monitoreo.dtan@gmail.com

Irene Aconcha Abril

Grupo de planeación y manejo, Parques Nacionales Naturales de Colombia
irene.aconcha@parquesnacionales.gov.co

Introducción

Las aves se consideran indicadores de cambios ecológicos dado que se desplazan y generalmente son conspicuas. Mientras el clima cambia localmente, su idoneidad puede favorecer algunas especies y empeorar para otras. Estos cambios en el clima resultan en la potencial extirpación o colonización local de especies.

En esta nota se resumen los cambios en la idoneidad climática proyectados para mitad de siglo en aves de tres áreas protegidas del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia (Parque Nacional Natural Chingaza, Parque Nacional Serranía de los Yariguíes y Santuario de Flora y Fauna Guanentá Alto Río Fonce), bajo dos escenarios futuros de cambio climático (presente [2017] y futuro [2050]).

El Parque Nacional Natural (PNN) Chingaza ubicado al noreste de la ciudad de Bogotá presenta una extensión de 76.600 Ha, distribuidas en un gradiente altitudinal desde los 800 hasta los 4.020 metros de elevación. En estos espacios naturales el ecosistema de páramo es el dominante con 47,89%, seguido del bosque húmedo andino con 46,69%, humedales de alta montaña con el 10% y por último bosque subandino con el 5,42%. La avifauna está representada por 400 especies, equivalente al 20% del total de aves registradas para el país. Dentro de estas se destaca la presencia de 13 especies amenazadas, nueve endémicas y 28 migratorias (ProAves, 2014; Linares, Acevedo, Cortés-Herrera, Galindo, Santana & Laverde, s.f., inédito).

El PNN Serranía de los Yariguíes está ubicado en las estribaciones occidentales de la Cordillera Oriental de Colombia, en el departamento de Santander, presenta una extensión de 59.063 Ha, distribuidas en un gradiente altitudinal entre los 700 y los 3.200 metros de elevación. Los ecosistemas naturales que se encuentran en el área corresponden a páramo, subpáramo, bosque andino, bosque subandino, y bosques húmedos tropicales. El Parque Nacional Natural y su zona de influencia cuentan con cerca de 593 especies de aves, equivalente a cerca del 30% del total de aves registradas para el país. Dentro de estas especies se destaca la presencia de 13

Métodos

Listados de especies.

Los insumos utilizados en este análisis hacen parte de una compilación de diferentes procesos y esfuerzos de investigadores y profesionales de las áreas protegidas. Para el PNN Chingaza, se utilizó el listado preparado por Linares- Romero et al. Para la consolidación del listado de aves del PNN Serranía de los Yariguíes se incluyeron las siguientes publicaciones: Huertas & Donegan (2006); Donegan, Avendaño, Briceño & Huertas, 2007; Donegan, Avendaño, Briceño, Luna, Roa & Huertas (2010a); Donegan & Avendaño (2010b); Ecopetrol (2012); Villanueva & Huertas (2013). Para la compilación del listado del Santuario Flora y Fauna Guanentá Alto Río Fonce se utilizó la guía de aves de Rodríguez-Africano,

especies amenazadas, 12 endémicas y 35 migratorias (Donegan et al., 2010a).

El Santuario Fauna y Flora (SFF) Guanentá Alto Río Fonce se ubica entre los departamentos de Santander y Boyacá, y cuenta con una extensión de 10.423 Ha que abarcan desde los 2000 a los 4.000 metros de elevación. Los ecosistemas representativos corresponden a bosques húmedos altoandinos y páramos. La avifauna del santuario está representada por cerca de 210 especies, equivalente a cerca del 11% del total de aves registradas a nivel nacional. Dentro de éstas especies se destaca la presencia de seis especies amenazadas, cinco endémicas y 25 migratorias (Rodríguez- Africano, Rodríguez-Flórez, & Chinome-Torres, 2015).

La ruta de altas emisiones (RCP8.5) representa un futuro en el cual se realizan pocas acciones para reducir las emisiones globales de gases de efecto invernadero. La ruta de bajas emisiones (RCP4.5) requiere acciones agresivas para reducir emisiones. Estas rutas son estándar a nivel global y son establecidas por el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático (IPCC) para proyectar dichos cambios futuros. Las recomendaciones acá presentadas son proyecciones basadas en modelos ecológicos de cómo las distribuciones de especies cambiarían por los efectos del cambio climático.

Rodríguez-Flórez & Chinome-Torres (2015). En todos los casos parte de la información corresponde al aporte de los esfuerzos de las investigaciones y acciones de monitoreo de la avifauna dentro de las áreas protegidas.

Modelado de distribución de especies.

Se construyeron modelos de distribución de 3800+ especies utilizando los datos del polígono BirdLife/NatureServe (<http://www.naturereserve.org/>) para representar los rangos de reproducción de todas las especies que ocurren en Sudamérica. Inicialmente, se cuadrícularon todos los datos del rango de polígonos a 0,5° resolución (~50 km²) de resolución, y se asumió la

ocurrencia en una celda si el polígono de rango se superpone con la celda en al menos un 10%.

Se utilizaron cuatro variables bioclimáticas promedios de la climatología global histórica (1960-1990) producida por Worldclim (<https://www.worldclim.org>) como variables explicativas en los modelos de distribuciones de especies. Estos fueron: estacionalidad de la temperatura, temperatura máxima del período más cálido, precipitación total anual y estacionalidad de la precipitación. Como representativos de las proyecciones futuras del cambio climático, se seleccionaron los siguientes *Global Climate Models* (GCM), disponibles en Worldclim: CCSM4, HadGEM2, GFDL-CM3.

Para cada GCM, se consideraron tres escenarios diferentes de emisión de gases de efecto invernadero (denominados rutas de concentración representativas [RCP]; RCP 4.5 y RCP 8.5) para proyecciones a mediados de siglo (2050: promedio de 2041-2060). La ruta de altas emisiones (RCP 8.5) representa un futuro en el cual se realizan pocas acciones para reducir las emisiones globales de gases de efecto invernadero. La ruta de bajas emisiones (RCP 4.5) requiere acciones agresivas para reducir emisiones.

A partir de lo anterior, se modeló la relación entre las distribuciones de las especies actuales y las cuatro variables bioclimáticas diferentes utilizando cuatro algoritmos distintos, teniendo en cuenta el buen desempeño de los mismos: modelos aditivos generales (GAM, por sus siglas en inglés), modelos lineales generalizados (GLM, por sus siglas en inglés), modelos de regresión impulsada (*boosted*) generalizados (GBM, por sus siglas en inglés) y modelos *Random Forest* (RF, por sus siglas en inglés).

En general, se obtuvieron 45 proyecciones para cada especie (5 x bloques, 3 x GCM, 3 x RCP). Posteriormente, estos resultados de modelos múltiples fueron usados para estimar los cambios medios proyectados, así como su variabilidad. Para estimar los efectos promedios, se realizó una ponderación de la contribución de los modelos derivados de cada uno de los cinco modelos (derivados de diferentes combinaciones de bloques), ponderamos de acuerdo

con el rendimiento del modelo según su AUC. Finalmente, se aplicaron umbrales a los valores proyectados de aptitud media ponderada para convertir la idoneidad en proyecciones de presencia/ausencia.

Análisis de las áreas protegidas.

Los PNN se trataron como la unidad de análisis para evaluar los cambios proyectados en la idoneidad climática. Para que una especie se considere para su análisis en un parque en particular, el clima en el parque debe ser adecuado para la especie, ya sea en el presente o para mediados de siglo.

Se caracterizaron las implicaciones del cambio climático futuro para las especies dentro de cada parque con base en dos criterios: (1) una tendencia estimada en la idoneidad climática y (2) si la idoneidad climática cruza un umbral, sugiriendo un mayor potencial de colonización o extirpación local (e.g. Wu, Wilsey, Taylor & Schuurman, 2018; Anexo). Para el primer criterio, se ajustó una regresión lineal ($y = \beta_0 + \beta_1 * \text{año}$) con valores de idoneidad (variable dependiente) como una función del tiempo. Los períodos de tiempo (variable independiente) fueron el presente y para el año 2050. Los tres valores de idoneidad (uno para cada GCM) capturaron la variación en la idoneidad climática proyectada en cada período de tiempo, y la regresión encontró la tendencia promedio entre los GCM y el tiempo. Para determinar la dirección y la importancia del cambio en la idoneidad climática a lo largo del tiempo, utilizamos el coeficiente (β_1) del término del año para evaluar si la pendiente de cada modelo lineal era significativamente diferente de cero. La idoneidad climática para cada especie dentro de cada área protegida se caracterizó por mejorar, estabilizarse o empeorar. Para el segundo criterio, evaluamos si los valores de idoneidad climática cruzaron el umbral de idoneidad derivado de la estadística kappa en cualquier dirección: el clima que pasa de inadecuados a equivalentes adecuados a colonización potencial y el clima que pasa de ecuaciones adecuadas a inapropiadas a una posible extirpación (Figura 1).

Resultados y discusión

Se espera que el cambio climático afecte la comunidad de especies de aves que se encuentra en los tres parques, con mayores impactos bajo la ruta de altas emisiones (Figura 1). Para el PNN Chingaza, entre las especies que se encuentran actualmente, la idoneidad climática bajo la ruta de altas emisiones proyecta mejorar 54 especies, mantener estables 22, y empeorar 49. El clima adecuado deja de ocurrir para 79 especies, con potencial de extirpación en Chingaza. El clima se proyecta idóneo para 132 especies que no se encuentran en la actualidad, con el potencial de colonización local. Para el PNN Serranía de los Yariguíes, la idoneidad climática bajo la ruta de altas emisiones proyecta mejorar 156 especies, mantener estables 46, y empeorar 9. El clima idóneo deja de ocurrir para 51 especies, con potencial de extirpación en el parque. Para 122 especies que no se encuentran en la actualidad el clima se haría idóneo, favoreciendo el potencial de colonización local. Para el Santuario Flora y Fauna Guanentá Alto Río Fonce, la idoneidad climática bajo la ruta de altas emisiones proyecta mejorar 25 especies, mantener estables 14, y empeorar 56. Cuarenta y cinco especies mostrarían potencial de extirpación en el Parque porque dejaría de ocurrir su clima idóneo; y, por el contrario, 173 especies que no se encuentran en la actualidad contarían con clima idóneo, favoreciendo la colonización local.

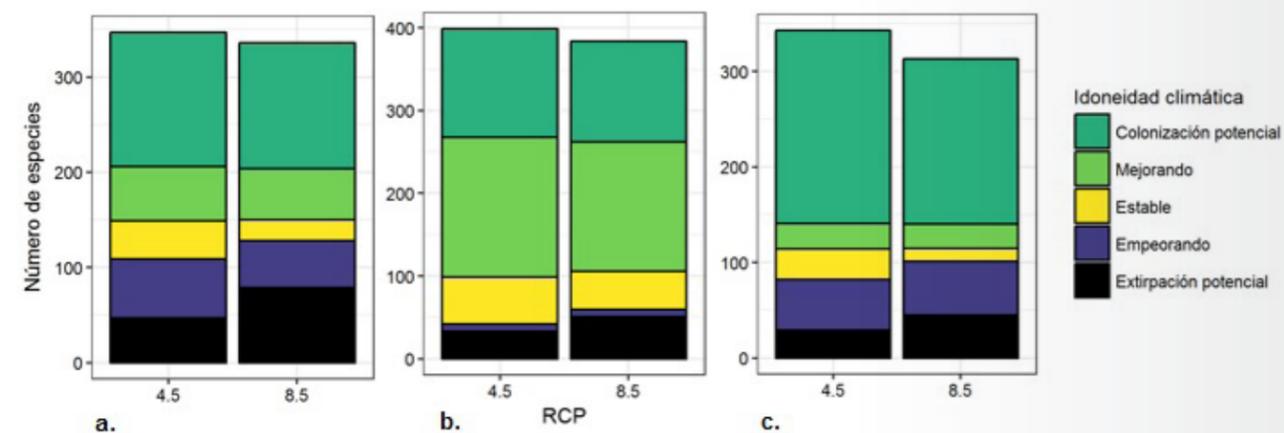


Figura 1. Cambios proyectados en idoneidad climática para aves: a. PNN Chingaza; b. PNN Serranía de los Yariguíes; c. SFF Guanentá Alto Río Fonce, resumidos por ruta de emisiones

Especies vulnerables al cambio climático.

Según un análisis de rasgos biológicos (Foden, Butchart, Stuart, Vié, Akçaya, H. R... & Mace, 2013, Anexo), los tres parques albergan o podrían albergar especies vulnerables al cambio climático. Estas especies son vulnerables porque tienen alta exposición, son sensibles, y tienen poca capacidad de adaptarse al cambio climático. El PNN Chingaza podría refugiar a 63 de estas especies vulnerables, y 12 de ellas podrían extirparse del parque antes del 2050, para un total de 75 especies. Para el PNN Serranía de los Yariguíes se contaría con 104 especies vulnerables, en donde el área podría refugiar a 100 de estas especies y 4 podrían extirparse del parque antes del 2050. Para el SFF Guanentá Alto Río Fonce se contaría con 66 especies, en donde 57 de estas se refugiarían en el área y 9 podrían extirparse del parque a mitad de siglo (Figura 2).

Índice de recambio.

Se calculó el índice de recambio basado en las proporciones de extirpación y colonización potencial en 2050 con respecto al presente. Según este índice, si no se presentan cambios en la composición de especies se representa con 0, mientras que un cambio completo en el ensamble



Figura 2. Especies vulnerables al cambio climático: a. *Pyrrhura calliptera*. Foto: Fredy Gómez Suescún. b. *Boissonneaua flavescens*. Foto: Patty McGann/Flickr (CC BY-NC 2.0)

de especies del parque tendría un valor de 1. El recambio proyectado de especies entre el presente y 2050 para los tres parques bajo ambas rutas de emisiones fue: PNN Chingaza (0.47 altas emisiones, 0.39 bajas emisiones), PNN Serranía de los Yariguíes (0.30 altas emisiones, 0.27 bajas emisiones), SFF Guanentá Alto Río Fonce (0.54 altas emisiones, 0.51 bajas emisiones).

Implicaciones de gestión.

Las tasas de extirpación y colonización potencial son diferentes para cada área protegida, y por eso se aplicarían diferentes estrategias de adaptación. Bajo la ruta de altas emisiones, las tres áreas protegidas se encuentran dentro del grupo de alta colonización potencial. Las áreas que anticipan alta colonización potencial puedan enfocarse en acciones que mejoran la capacidad de las especies para responder a cambios en su medio ambiente, por ejemplo ampliando la proporción de hábitat disponible, manejando la matriz de hábitats alrededor del parque para mejorar la conectividad, manejando disturbios, y quizás actividades más agresivas.

Para el PNN Chingaza, el monitoreo para observar cambios en la composición de aves facilitaría la implementación de acciones de manejo apropiadas. En este mismo orden, desde el Programa de Monitoreo Participativo del

parque y el Portafolio de Investigación se viene adelantando y se proyecta lo siguiente:

1. Fase 1 (F1) del programa de monitoreo del VOC (Valores Objeto de Conservación) *Pyrrhura calliptera*, a partir de censos simultáneos con comunidades locales del sector occidental del área protegida, dando respuesta a la abundancia y a la distribución espacial de la especie. Proceso en ejecución.

2. Estrategias en la implementación de refugios climáticos a partir de nidos artificiales y viveros satélites de especies ornitócoras para el VOC *P. calliptera*. Proceso en formulación.

3. Para el portafolio de investigación, priorizar especies de aves que se encuentren en un rango altitudinal restringido entre los 3000 y 4000 metros de elevación, aves endémicas y amenazadas, con el objetivo de realizar investigaciones en ecología, evolución, adaptación, comportamiento, fisiología, entre otras.

En el PNN Serranía de los Yariguíes se reconoce la relevancia de la investigación sobre el impacto del cambio climático sobre las aves. En primer lugar, el área presenta dos vertientes, una húmeda y otra seca, que pueden responder de manera diferencial ante el cambio climático. Por otro lado, los valles secos y húmedos que



Foto: SFF Guanentá Alto Río Fonce

circunda el área protegida propicia los procesos de migración de las aves que ingresan al país por el caribe y se desplazan a los andes. Se reconoce la necesidad de generar procesos de investigación para evaluar impactos del cambio climático en las áreas protegidas.

Para el SFF Guanentá Alto Río Fonce, se encuentra inmerso en áreas de conservación como el corredor de páramos Gunativa- La Rusia, donde se reconoce que una gestión conjunta entre las autoridades ambientales. Esta área protegida se ha venido consolidando como un área para la generación de investigación. En este contexto, se reconoce el monitoreo de las aves asociadas a los Bosques de alta montaña dominados por *Polylepis quadrijuga*. El santuario, cuenta con un portafolio de investigación, donde el cambio climático se reconoce como un tema relevante para avanzar en el desarrollo de investigación.¹



Foto: Jhon Manrique

¹ Evidencia adicional sobre las especies de interés para la gestión en el parque (con relación a los cambios significativos en la idoneidad climática para 2050), puede ser encontrada en La tabla 1.

Referencias

- Donegan, T. M., Avendaño, J. E., Briceño, E. R. & Huertas, B. (2007). Range extensions, taxonomic and ecological notes from Serranía de los Yariquíes, Colombia's new National Park. *Bulletin of the British Ornithologists' Club*, 127(3), 172-213.
- Donegan, T. M., Avendaño, J. E., Briceño, E. R., Luna, J. C., Roa, C.,... Huertas, B. (2010a). Aves de la Serranía de los Yariquíes y tierras bajas circundantes, Santander, Colombia. *Cotinga* 32, 72-89.
- Donegan, T. M. & Avendaño, J. E. (2010b). New subspecies of mountain tanager in the *Anisognathus la-crymosus* complex from the Yariquíes Mountains of Colombia. *Bulletin of the British Ornithologists' Club*, 130(1), 13-32.
- Ecopetrol. (2012). *Análisis estructural y de la biodiversidad del predio la Gonconda vereda Hoya Negra - Municipio del Hato, Departamento de Santander - Colombia*. Fundación Alto Magdalena Convenio No. 5211739.
- Foden, W B., Butchart, S. H. M., Stuart, S. N., Vié, J. C., Akçakaya, H. R.,... Mace M. G. (2013) Identifying the World's Most Climate Change Vulnerable Species: A Systematic Trait-Based Assessment of all Birds, Amphibians and Corals. *PLoS ONE*, 8(6), e65427.
- ProAves. (2014). El estado de las aves en Colombia 2014: Prioridades de conservación de la avifauna colombiana. *Conservación Colombiana* 20, 4-39.
- Huertas, B. & Donegan, T. M. (2006). *Investigación y evaluación de las especies amenazadas de la Serranía de los Yariquíes, Santander, Colombia*. Bogotá, DC. Fundación Proaves.
- Linares-Romero, L.G., Acevedo-Charry, O., Cortés-Herrera, J.O., Galindo-T., R., Santana, D. & Laverde-R., O. (s.f.). *Aves del Parque Nacional Natural Chingaza (Cundinamarca y Meta, Colombia)*. (Documento inédito). Biota.
- Rodríguez-Africano, P. E., Rodríguez-Flórez, C. N. & Chinome-Torres, A. G. (2015). *Guía de Aves del Santuario de Flora y Fauna Guanentá- Alto Río Fonce*. Tunja-Boyacá, Editorial UPTC.
- Villanueva, D. & Huertas, B. (2013). *YARÉ II PROJECT: Serranía de los Yariquíes Assessment and Research of Endangered Species, Santander, Colombia*. Bogotá, DC. Fundación Proaves.
- Wu, J.X., Wilsey, C.B., Taylor, L., & Schuurman, G.W. (2018). Projected avifaunal responses to climate change across the U.S. National Park System. *PLoS ONE*, 13, e0190557.



Foto: PNNCRySB



Foto: Diego Duque

Monitoreo de la anidación de la Tortuga Carey en El Parque Nacional Natural Los Corales del Rosario y de San Bernardo (PNNCRySB).

Diego Luis Duque- García
Contratista Parque Nacional Natural Los Corales del Rosario y de San Bernardo
ditero32@hotmail.com

Rebeca Franke- Ante
Profesional Especializado.
Dirección Territorial Caribe
rebeca.franke@parquesnacionales.gov.co

Bernardo Medrano- Medrano
Contratista Proyecto Conservación de las Tortugas Marinas del Parque Nacional Natural Los Corales del Rosario y de San Bernardo

Nesting Monitoring of Hawksbill Turtle in Los Corales del Rosario y de San Bernardo National Natural Park

RESUMEN

Para el Parque Nacional Natural Los Corales del Rosario y de San Bernardo -PNNCRySB- las tortugas marinas son un valor objeto de conservación, no obstante, por su ciclo natural se registran desplazamientos fuera del área protegida de diferentes grupos de edades tanto de la tortuga carey como de la tortuga verde. Esta situación obliga a la administración del parque a orientar diferentes acciones de manejo para poder contribuir a su conservación. Aunque se tiene referencia del interés por el tema a lo largo de la historia del área protegida, las acciones se consolidan desde el año 2005 con recursos propios y el apoyo de entidades privadas en la región. Después de 10 años, el proceso de conservación de las tortugas marinas ha sido continuo mediante

investigación, monitoreo, manejo de vida silvestre, prevención-control y vigilancia, y acciones de educación y comunicación con algunos pobladores locales. Sin embargo, es necesario incrementar los esfuerzos con las comunidades así como la integración de los planes locales a los procesos nacionales e internacionales de conservación de tortugas marinas en el Gran Caribe. A continuación se resumen los avances logrados en el monitoreo de anidación de la tortuga carey el cual tiene como objetivo orientar el manejo sostenible de las playas. Se discuten las variables que pueden influenciar el éxito de la anidación.

Palabras clave: Tortuga carey, *Eretmochelys imbricata*, mar Caribe, playas.

ABSTRACT

For the Los Corales del Rosario and San Bernardo National Natural Park -PNNCRySB.- marine turtles are a value object of conservation, despite the fact that due to their natural cycle there are movements outside the protected area of different age groups of both the hawksbill as of the green turtle. This situation forces the park administration to guide different management actions in order to contribute to their conservation. Although reference is made to the interest in the subject throughout the history of the protected area, the actions have been consolidated since 2005 with their own resources and the support of private entities in the region. After 10 years, the sea turtle conservation process has been continuous through research, monitoring, wildlife management, prevention-control and surveillance, and education and communication with some local people. However, it is necessary to increase efforts with the communities as well as the integration of local plans to national and international sea turtle conservation processes in the Great Caribbean. The progress made in the nesting monitoring of the hawksbill turtle is summarized below, which aims to guide the sustainable management of the beaches. The variables that can influence the success of the nesting are discussed.

Key words: Hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricate*, Caribbean Sea, beaches.

Introducción

Todas las especies de tortugas marinas distribuidas en Latinoamérica y el Caribe se encuentran bajo algún grado de amenaza (Amarocho *et al.*, 2016). La región del Caribe Colombiano es hábitat de seis especies particulares (Ceballos-Fonseca, 2004), de las cuales, cinco se han avistado dentro y en inmediaciones del PNNCRySB y dentro del área marina protegida del mismo nombre (Duque-García *et al.*, 2011). Sin embargo, solo dos especies permanecen a lo largo del

año, la tortuga carey (*Eretmochelys imbricata*) y la tortuga verde (*Chelonia mydas*), ya que juveniles y adultos se han observado alimentándose en ecosistemas arrecifales y pastos marinos en el área (Figura 1). De estas dos especies solo la tortuga carey anualmente utiliza las playas del parque y zonas aledañas para anidar. De hecho, este es el sector costero con mayor registros de anidación de acuerdo con la publicación de Álvarez-Varas *et al* (2016).



Figura 1. Ejemplar de tortuga carey en el PNNCRySB (foto: D.L. Duque-García)

Por lo anterior, para el PNNCRySB, las tortugas marinas revisten gran importancia como valor objeto de conservación (VOC). Es decir, las reconoce como un elemento importante dentro de la diversidad del parque, no sólo en función de su recuperación sino también en función de la gestión para la conservación de los ecosistemas marinos del área protegida que son su hábitat natural. El éxito de anidación en consecuencia, se considera un indicador de la funcionalidad de las playas.

La gestión del área protegida en función de las tortugas marinas incluye actividades de educación ambiental, prevención, control y vigilancia, manejo de vida silvestre, investigación y monitoreo, entre otras.

El presente artículo muestra los resultados de diez años de monitoreo de anidación de la tortuga carey en el período comprendido entre el año 2007 y 2016.

Métodos

Área de estudio.

El Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo se encuentra ubicado en mar Caribe colombiano dentro de la jurisdicción de los Departamentos de Bolívar y Sucre. El parque tiene una extensión de 120.000 hectáreas (Figura 2) y se encuentra dentro del Área Marina

Protegida-AMP-que lleva su mismo nombre (MAVDT, 2003). Su denominación de Parque Nacional Natural se encuentra dentro de las categorías de protección definidas por Parques Nacionales Naturales de Colombia, la cual permite que diversos usos se desarrollen a su interior.

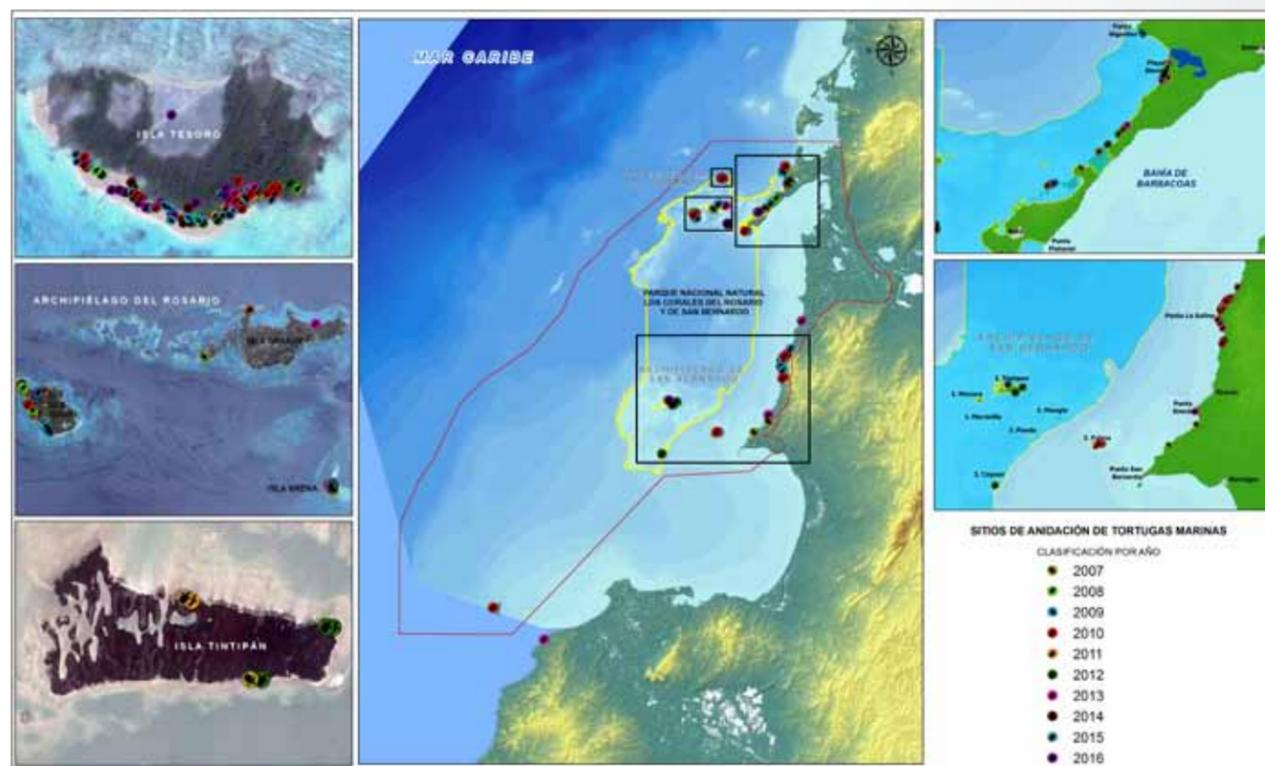


Figura 2. Mapa de ubicación del PNN CRySB y el AMP identificando los sitios de muestreo (Fuente: Lab SIG PNN CRySB)



Figura 3. Grupo de trabajo permanente en campo en un momento de descanso (Foto: María Clara Diago)

Monitoreo de la anidación de la tortuga Carey.

Para el monitoreo de anidación de la tortuga carey se realizó la toma de datos en seis sectores, que incluyen playas de las islas ubicadas al interior del parque y playas en algunos sectores de la costa de Bolívar y Sucre en el Área Marina Protegida Corales del Rosario y San Bernardo e Isla Fuerte- AMP (Figura 2).

Es importante resaltar que el trabajo de campo fue realizado por dos de los autores, uno vinculado al parque y un pescador de la zona, quien antes era cazador de tortugas y cuya experiencia en el mar y en las playas ha favorecido la conformación de un grupo que, a través del diálogo de saberes, ha permitido generar conocimiento pertinente para la conservación de la biodiversidad del área protegida. Además, durante la toma de datos, se contó con el acompañamiento permanente de un canino entrenado en búsqueda llamado "pogo" (Figura 3), que ha desarrollado la habilidad de ubicar la nidada en

incubación o cuándo hay neonatos en eclosión, facilitando la revisión de las playas en el tiempo en que se estima que los neonatos están listos para iniciar su travesía hacia el mar.

Entre 2007 y 2016, se realizaron 574 jornadas de recorridos por sectores (Tabla 1), de acuerdo con la disponibilidad de recursos y condiciones meteorológicas en el área. En su mayoría los recorridos se realizaron en lancha, visitando las áreas que ofrecen protección para el grupo de trabajo. Cada recorrido se efectuó durante el día, entre las 6:30 am y la 1:00 pm con el fin de examinar el área en busca de huellas de tortugas que hayan anidado la noche anterior. Los lugares de muestreo fueron georeferenciados con GPS.

Posteriormente se determinó la fecha para realizar una nueva visita de acuerdo al tiempo de incubación de la especie, aproximadamente 60 días después, en donde los neonatos estarían saliendo a superficie. En dichas visitas se determinó la cantidad de neonatos, identificando el éxito de eclosión.

Considerando el número de jornadas y el número de nidos avistados, se estimó el conteo por unidad de esfuerzo como éxito de la jornada, mediante la siguiente ecuación:

$$\left(\frac{\# \text{ nidos}}{\# \text{ jornadas}} \right) \times 100$$

Consecutivamente, relacionando el total de huevos por nido se estimó el éxito de eclosión, utilizando la ecuación:

$$\left(\frac{\# \text{ neonatos}}{\# \text{ huevos}} \right) \times 100$$

Resultados y discusión

Desde el mes de mayo de 2007 a septiembre de 2016, se ha realizado permanentemente el trabajo de campo visitando los sitios relacionados (Tabla 1). El trabajo de campo fue efectuado durante 297 días, en donde se llevaron a cabo 574 jornadas de registro de playas en busca de nidos.

Durante el presente trabajo se realizó el doble de jornadas en el sector Rosario, obteniéndose mejores resultados en la detección de nidos de tortugas y en consecuencia más huevos y neonatos. Durante el tiempo de mediciones, el año 2015 tuvo un alto número de jornadas (98) y se obtuvo el mayor número de nidos (48), sin embargo, el éxito fue medio (55,6 %). Por el contrario, en el año 2008 hubo pocas jornadas pero fueron premiadas con el registro de nidadas, para el mayor éxito de la jornada registrado (83,3 %). El año con menor éxito fue el 2007 (27,3 %), la razón es la poca experiencia en la búsqueda y detección, además de la poca cantidad de recorridos efectuados por ser el inicio del proceso.

Durante el tiempo del monitoreo, las playas con mayor esfuerzo y mayor registro de nidadas fueron las de la Isla Tesoro (sector Rosario) con 76%, y Playa Blanca (sector Barú) con 139% (Tabla 1).

Isla Tesoro es la zona intangible del parque, y debido a la no presencia de asentamientos humanos, es un ambiente propicio para las tortugas. Se considera un factor relevante pues es la zona en donde se han detectado más nidos por jornada de esfuerzo. Considerando lo anterior, este sitio ha sido el área con mayor trazabilidad, puesto que ha sido visitado todos los años, y se ha podido observar la variabilidad en el registro de nidadas durante los 10 años de mediciones. En este sentido, el monitoreo desarrollado en el año 2010 se considera el más exitoso en Isla Tesoro (Figura 4), puesto que se registraron 16 nidos durante 13 jornadas (éxito de las jornadas del 123% -tabla 1), así como el mayor número de huevos (2.573) (Figura 5). Sin embargo, el éxito de eclosión fue el más bajo para la isla (56,9%) (Figura 6).

Esta pérdida de huevos pudo estar relacionada con la ubicación de la isla, ya que al encontrarse al norte del parque, es un área que recibe directamente la influencia de vientos y corrientes provenientes del noreste, y como consecuencia registra grandes tasas de erosión costera. Estos fenómenos erosivos afectan los nidos de tortugas por la inundación del manglar en zonas consolidadas el cual genera pérdida recurrente de estos. Así mismo, la mortalidad en los nidos también puede estar influenciada por el descenso de la temperatura en superficie, asociada a fenómenos estacionales de vientos, principalmente durante los meses de agosto a noviembre Byrd (2004); Damazo & Eggers, (2014). Es oportuno destacar que la pérdida de huevos también pudo estar relacionada con la alta pluviosidad asociada al evento Niña-fuerte (2010-2011) (Euscategui & Hurtado, 2012) el cual generó un aumento del caudal del río Magdalena, causando los niveles más altos en el Canal del Dique a partir de agosto hasta diciembre cuando se superaron los niveles históricos máximos, aumentando el caudal y el transporte de sedimentos (Torres-Pineda, 2015).

Playa Blanca es considerada, como la más importante playa de anidación de tortuga carey, en donde se han registrado hasta cuatro hembras por noche (Invemar, 2002). Esta condición se conserva aunque no se presentaron registros de nidadas en todos los años de monitoreo del presente estudio. En general, se observó una tendencia progresiva de descenso en el número de nidadas, la cual fue registrada también por Ceballos (2004) y Duque-García *et al* (2011). Esta reducción de la anidación en Playa Blanca es consecuencia del aumento del desarrollo turístico que conlleva a una mayor afluencia de actividades antropogénicas, causando la pérdida de la vegetación costera de gran importancia para la carey, acorde a Serafini *et al.* (2009); Kamel & Mrosovsky (2006); Poloczanska *et al.* (2009); Ditmer & Stapleton (2012); y Barsante-Santos *et al.* (2016), sumado a la compactación de la playa (Byrd, 2004) producto del aumento en el desarrollo turístico.

Tabla 1. Éxito de las jornadas anuales en cada una de las playas en busca de huellas de las tortugas carey al realizar sus nidos. En rojo se resaltan los años en que se registró más de un nido en la jornada.

SECTOR	PLAYAS	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	Esfuerzo (jornadas)	# Nidos totales	Éxito (%)
1	Isla Tesoro	10	50	38,1	123,1	110	100	53,3	100	125	114,3	116	88	76
	Isla Rosario		25	33,3	15,4		33,3		25	87,5		74	25	34
	Isla Arena					20	58,3	20		12,5	28,6	52	15	29
	Isla Grande									25		8	2	25
2	Playa Blanca	25	433,3			200		128,6		20		23	32	139
	Punta Iguana	75	100			50	12,5					19	9	47
	Punta Gigante			25		50	37,5	42,9		20	100	38	14	37
	Playa Palitos				75			28,6				11	5	45
3	Punta Baru	25		10	33,3							17	3	18
	Playeta ?									16,7		6	1	17
	Perla sofia Baru									66,7		6	4	67
	Entre aguas baru									50,0		6	3	50
	Averivo Baru									16,7	100	9	4	44
	Playa Bobo Sur Baru									16,7		6	1	17
	Iguana -Baru									20		5	1	20
Playa Sala									20		5	1	20	
4	Ceycen						7,1					14	1	7,1
5	Playa Salina o Sabanetica				42,9	33,3	20	37,5	25	100	12,5	54	20	37
	Chichiman				14,3							7	1	14
	Isla Palma					33,3	20	25		57,1		31	10	32
	Punta tigua							37,5		42,9		15	6	40
	Punta seca							12,5				8	1	13
	Playa Trocoso							12,5				8	1	13
6	Playa Rica								100			3	3	100
	Isla Fuerte				75							4	3	75
	Tintipán					37,5	21,4				8,3	34	7	21
Totales	Esfuerzo en jornadas	22	30	64	51	52	100	91	27	98	39			
	# Nidos	6	25	19	29	32	35	35	15	T	17	574	261	
	ÉXITO/ JORNADA	27,3	83,3	29,7	56,9	61,5	35,0	38,5	55,6	55,6	49,0			

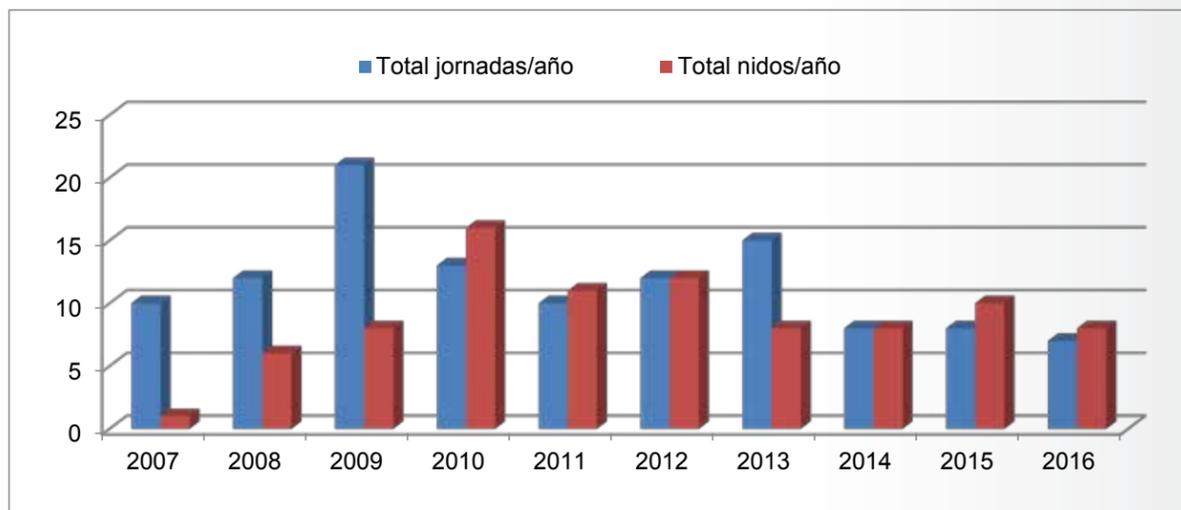


Figura 4. Éxito de jornadas de búsqueda de nidos entre 2007 y 2016 en las playas de Isla Tesoro, zona intangible del PNNCRySB.

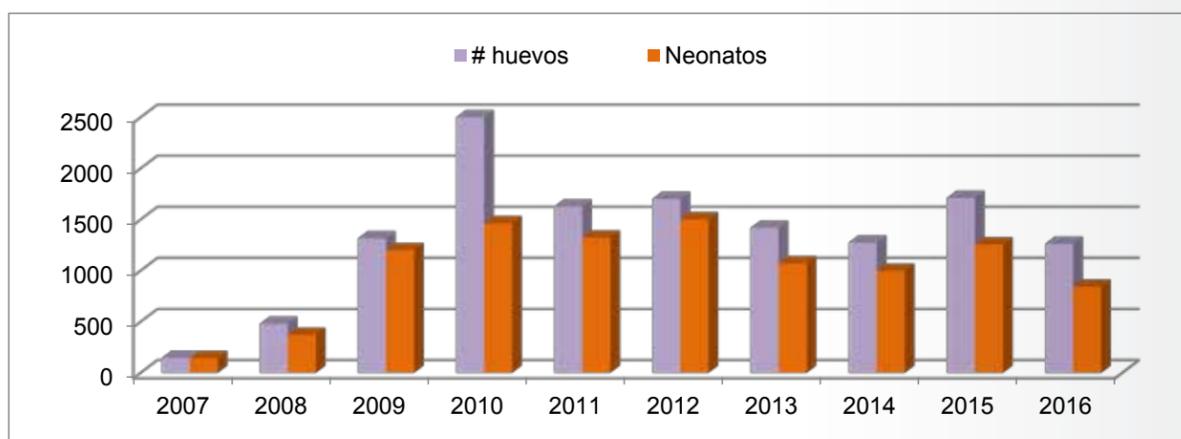


Figura 5. Total anual de huevos y neonatos registrados en las playas de Isla Tesoro entre 2007 y 2016

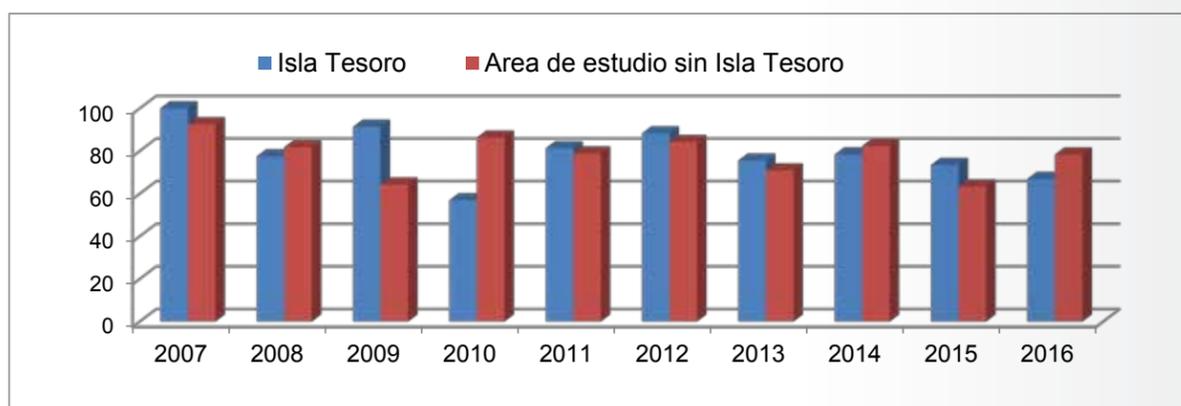


Figura 6. Comparación del éxito de eclosión entre las playas de Isla Tesoro y las 25 playas restantes que fueron sitios de muestreo (ver la lista completa en la tabla 1).

De acuerdo con lo planteado por Ditmer & Stapleton (2012), se considera que las iniciativas enfocadas en los estadios adultos de las tortugas marinas, tienen un gran impacto en la recuperación de una especie; así mismo se reconoce que el éxito de eclosión es un factor importante en la recuperación de las poblaciones de las tortugas marinas. Aunque en el parque se desconocen los factores que determinan el éxito de anidación de las Tortugas anidantes y el de eclosión de neonatos; la revisión de Ditmer & Stapleton (2012) sugiere que las características de la arena (tamaño del grano, conductividad eléctrica), sombrero por la vegetación costera, profundidad del nido, cantidad de aire en la cavidad del nido, intercambio de gases y fecha de postura, son factores que determinan el éxito de eclosión.

Teniendo en cuenta lo anterior, entre 2007 y 2016 se detectaron y protegieron 261 nidos (además de 13 nidos perdidos), con un total de 35,132 huevos y 26,224 neonatos. El promedio de éxito de eclosión en los 10 años fue de 75% (desvest- 10%). Comparando estudios en Centro

América, los resultados de la presente investigación superan a los valores registrados por Bjorndal et al. (1985) en Tortuguero, Costa Rica, (58% promedio del valor de éxito de emergencia de los neonatos de todas las nidadas, pero 91% en las nidadas que produjeron neonatos) y que Irvine et al. (2015) en Refugio de Vida Silvestre del Cayo las Perlas, Nicaragua (72%). Comparando con el resultado de Irvine, el porcentaje de éxito fue ligeramente similar frente a los registrados por Horrocks, & Scott (1991) en Barbados, Indias Occidentales (de 71-79%).

El análisis de los datos asociados a los 10 años de monitoreo permite orientar la toma de decisiones de manejo del parque, en donde se observa que al mantener la intangibilidad en Isla Tesoro y el ordenamiento ecoturístico en Playa Blanca, podrá haber mayor éxito de anidación para la tortuga carey. Adicionalmente, se considera necesario mayor integración con las autoridades ambientales de Bolívar y Sucre en procura de la conservación y ordenamiento de diferentes playas que ofrezcan condiciones para el anidamiento de la tortuga carey.

Conclusiones

El PNNCRySB es un área protegida que contribuye a la conservación de la tortuga carey, con un éxito de eclosión similar al de otros sitios protegidos en el Caribe. El manejo del parque y la continuidad de su gestión por la conservación de las tortugas marinas será determinante para el éxito del proceso a largo plazo.



Foto: Diego Duque

Agradecimientos

Los autores agradecen a los diferentes jefes del área protegida a lo largo de los 10 años (Ítalo Pineda, Mario Alex Cabezas, Juan José Sierra, Carlos Andrés Martínez y Stephanie Pauwels), así como a los compañeros del equipo del Parque quienes en diferente momento han aportado al proceso. En particular se agradece a Kelly Cogollo por la elaboración del mapa en el laboratorio de información geográfica. El apoyo logístico del CEINER, así como la colaboración de las directivas del Hotel Punta Faro fueron vitales para la continuidad del proceso.

Igualmente importante han sido las de pescadores del archipiélago del Rosario, Barú, Múcura y Santa Cruz del Isote. Finalmente un agradecimiento especial para el Teniente Sergio Iván Rueda Forero, Oficial Naval Msc. en Asuntos Marítimos y Oceanógrafo Físico, para el Biólogo Marino del Parque, Camilo Valcárcel Castellanos, y para Irene Aconcha, Profesional de Investigación y Monitoreo de la Subdirección de Gestión y Manejo de Áreas Protegidas, quienes revisaron el borrador del texto, brindando importantes ajustes.

Referencias

- Álvarez- Varas, R., Berzins, R., Bilo, K., Chevalier, J., Chevallier, D., De Thoisy, B. et al. (2016). Sea turtles of South America. SWOT Report XI: 15-27.
- Amorocho, D., Leslie, A., Fish, M., Sanjurjo, E., Amoros, S., Ávila, I. C., et al. (2016). Marine Turtle Action Plan. WWF Latin America and the Caribbean: 2015-2020. Amorocho, D. & C. A. Dereix (Eds.). WWF-Colombia. Cali, Colombia. 122 p.
- Barsante Santos, A.J., Lima Neto, J. X., Gil Vieira, D.H., Dutra Neto, L., Bellini, C., De Souza Albuquerque, N. et al. (2016). Individual nest site selection in hawksbill turtles within and between nesting seasons. *Chelonian Conservation and Biology* 15(1): 109-114.
- Bjorndal, K.A., Carr, A., Meylan, A.B. & Mortimer, J.A. (1985). Reproductive biology of the Hawksbill *Eretmochelys imbricata* at Tortuguero, Costa Rica, with notes on the ecology of the species in the Caribbean. *Biological Conservation* 34(4):353-368.
- Byrd, J. I. (2004). The effect of beach nourishment on loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) nesting in South Carolina. Thesis Master of Science in Environmental Studies at the Graduate School - College of Charleston. 150 p.
- Ceballos-Fonseca, C. (2004). Distribución de playas de anidación y áreas de alimentación de tortugas marinas y sus amenazas en el Caribe colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.* 33: 79-99.
- Damazo, L. & Eggers, R. (2014). Nesting Ecology of Hawksbill Sea Turtles (*Eretmochelys imbricata*) on Utila, Honduras Loma Linda University Electronic Theses & Dissertations.
- Ditmer, M.A. & Stapleton, S. P. (2012). Factors Affecting Hatch Success of Hawksbill Sea Turtles on Long Island, Antigua, West Indies *Plos One*, 7(7).
- Duque-García, D.L., Medrano-Medrano, B. & Franke-Ante R.. (2011). Avances de un proceso participativo para generar línea base para monitoreo de tortugas marinas en el área protegida y su zona de influencia. En: El entorno ambiental del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo, Esteban Zarza (Ed.): 351-363. Colombia. ISBN: 958842632-4.
- Euscátegui, C. & Hurtado, G. (2012). Análisis del impacto del fenómeno "la niña" 2010-2011 en la hidroclimatología del país. IDEAM. Bogotá. 32 p.
- Horrocks, J. A., & Scott, N. McA. (1991). Nest site location and nest success in the hawksbill turtle *Eretmochelys imbricata* in Barbados, West Indies *Marine Ecology Progress Series*. 69: 1-8.
- INVEMAR. (2002). Determinación de la distribución y del estado actual de conservación de las tortugas marinas en el Caribe colombiano. Informe final, INVEMAR, Santa Marta, 125 p.
- Irvine, L., Fletcher, P., & W. McCoy. (2015). Hawksbill Conservation Project 2014 Annual Report, Pearl Cays. Wildlife Conservation Society, Pearl Lagoon, RACCS, Nicaragua Wildlife Conservation Society, Pearl Lagoon, RACCS, Nicaragua 52 p.
- Kamel, S. J., & Mrosovsky, N. (2006). Deforestation: risk of sex ratio distortion in hawksbill sea turtles. *Ecol Appl* 16: 923-931.
- MAVDT- Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. (2003). Resolución 0456 (tiene por objetivo adoptar medidas que permitan la restauración, conservación manejo y uso sostenible de los ecosistemas presentes en el área como apoyo a las comunidades locales, con el fin de lograr el aprovechamiento sostenible y alternativo de los recursos ambientales.
- Poloczanska, E.S., Limpus, C. J. & Hays, G.C. (2009). Vulnerability of Marine Turtles to Climate Change. In D. W. Sims (edt): *Advances in Marine Biology*, Vol. 56, Burlington: Academic Press, 2009, pp. 151-211. ISBN: 978-0-12-374960-4.
- Serafini, T.Z., Lopez, G.G. & Da Rocha, P.L.B. (2009). Nest site selection and hatching success of hawksbill and loggerhead sea turtles (Testudines, Cheloniidae) at Arembepe Beach, northeastern Brazil. *Phyllomedusa*, 8: 3-17
- Torres Pineda, C. (2015). Modelación hidráulica de las condiciones actuales del tramo Calamar Santa Lucía en el canal del Dique. Escuela Colombiana de Ingeniería. Especialización en Recursos Hidráulicos y Medio Ambiente. Bogotá.



Foto: SFF El Corchal

Composición, distribución y abundancia de la ictiofauna presente en el Santuario de Fauna y Flora El Corchal “El Mono Hernández” (SFFCMH) y su zona de influencia.



Foto: SFF El Corchal

Yudy Katherine Guzmán Peña
Coordinadora del Subprograma de Investigación y Monitoreo.
Santuario de Flora y Fauna (SFF)
El Corchal “El Mono Hernández”
katherinebiomar@hotmail.com
corchal@parquesnacionales.gov.co

Composition, Distribution, and Abundance of the Ichthyofauna at the Fauna and Flora Sanctuary El Corchal ‘El Mono Hernández’ (SFFCMH), and its Area of Influence.

RESUMEN

El Santuario de Flora y Fauna El Corchal “El Mono Hernández”, es un sistema lagunar estuarino que proporciona condiciones para la reproducción, alimentación y protección de una gran diversidad de peces de importancia ecológica y comercial; no obstante, es escaso el conocimiento que hay sobre las comunidades de peces del santuario. El presente estudio tuvo como objetivo analizar la composición, distribución y abundancia de la ictiofauna, y su relación con algunas variables fisicoquímicas, mediante muestreos mensuales entre abril 2014 y marzo 2015, en 30 estaciones distribuidas en cinco ciénagas y tres caños, ubicadas dentro de los límites del Santuario y su zona de influencia. Se recolectaron 2.514 especímenes, pertenecientes a 48 especies y 31 familias y

se aportan 14 nuevos registros para el Santuario y 16 para su zona de influencia. La contribución de especies marino estuarinas en el ensamblaje de peces fue alta en términos de riqueza, dadas las condiciones hialinas que presentan estos cuerpos de agua. Las especies dominantes por su abundancia y distribución fueron *Mugil incilis*, *Eugerres plumieri*, *Centropomus undecimalis*, *Centropomus ensiferus* y *Diapterus auratus*, quienes utilizan las ciénagas durante períodos cruciales de su ciclo biológico, situación que amerita generar mayores esfuerzos de investigación que permitan reforzar las acciones de manejo y conservación.

Palabras claves: Sistema lagunar estuarino, peces, SFF El Corchal “El Mono Hernández”.

ABSTRACT

The Flora and Fauna Sanctuary The Corchal 'El Mono Hernández', is an estuary lagoon system that provides conditions for the reproduction, feeding and protection of a great diversity of fish of ecological and commercial importance; nevertheless, there is little knowledge about fish communities of the sanctuary. The objective of this study was to analyze the composition, distribution and abundance of the ichthyofauna, and its relationship with some physicochemical variables, by means of monthly sampling between April 2014 and March 2015, in 30 stations distributed in five marshes and three pipes, located within the limits of the Sanctuary and its area of influence. A total of 2,514 specimens were collected, belonging to 48 species and 31 families, and 14 new records are provided for the Sanctuary and 16 for its area of influence. The contribution of estuarine marine species in the assembly of fish was high in terms of richness, given the hyaline conditions that these bodies of water present. The dominant species for their abundance and distribution were *Mugil incilis*, *Eugerres plumieri*, *Centropomus undecimalis*, *Centropomus ensiferus*, and *Diapterus auratus*, who use the marshes during crucial periods of their biological cycle, a situation that merits generating greater research efforts to strengthen the actions of management and conservation.

Keywords: Estuarine lagoon system, fish, FFS El Corchal 'El Mono Hernández'.

Introducción

La región donde se ubica el SFF El Corchal "El Mono Hernández", se caracteriza por ser un sistema lagunar estuarino expuesto a cambios periódicos de salinidad, ya que se encuentra enmarcado en su parte exterior por el mar Caribe, caños de agua dulce y ciénagas manglárnicas, los cuales interactúan con los caños, ciénagas y zonas inundables del área protegida, brindando una gran riqueza hídrica que proporciona condiciones para la reproducción, alimentación y protección de una gran diversidad de peces, especialmente de importancia ecológica y comercial, así como de la principal fuente de alimento y medio de sustento durante décadas para las comunidades aledañas al área protegida.

La presencia y permanencia de la ictiofauna del santuario está directamente relacionada con la conectividad existente entre los cuerpos de agua, donde algunas especies cumplen fases de su desarrollo en un hábitat determinado, para luego migrar hacia otros con características diferentes y completar su ciclo de vida. Sin embargo, estos hábitats esenciales para los peces han sido degradados, reflejado esto en la pérdida de extensión de las ciénagas, lagunas costeras y caños, así como en su conectividad, lo cual disminuye su capacidad de autorregulación y perjudica los procesos ecológicos de ecosistemas adyacentes y las especies que dependen de la dinámica hídrica entre el agua dulce y el agua salada. Esta

degradación es consecuencia de la construcción del Canal del Dique, que modificó la conectividad entre los cuerpos de agua de la zona y alteró los flujos de agua y sedimentos provenientes del río Magdalena. Sumada a esta presión, se presenta una sobreexplotación y uso de artes y métodos de pesca ilícitos e inadecuados, que ha llevado a una paulatina disminución en la densidad y tallas de captura de las principales especies explotadas (Celis & Ariza, 2008).

A pesar de la importancia de la fauna íctica de esta zona estuarina, son pocos los estudios relacionados con este grupo al interior del SFF El Corchal Mono Hernández, que proporcionen información orientada a establecer estrategias para su conservación y manejo. No obstante, se puede resaltar el realizado por los funcionarios del área mediante el informe técnico titulado *Caracterización preliminar de peces e invertebrados en El Santuario de Fauna y Flora El Corchal "El Mono Hernández"* (Zarza & Pava, 2013), quienes registraron 21 especies de peces en las ciénagas contempladas en el muestreo. En este sentido, el estudio tiene como objetivos: 1. Establecer la composición y distribución de los peces del santuario y su zona de influencia y 2. Describir y analizar la abundancia y diversidad espacial y temporal de los peces y su relación con variables ambientales, especialmente la salinidad.

Métodos

Área de estudio.

El estudio se realizó en el SFF El Corchal "El Mono Hernández", ubicado en la zona limítrofe entre los departamentos de Bolívar y Sucre, en jurisdicción de los municipios de Arjona (Bolívar) y San Onofre (Sucre), en la parte final de la planicie aluvial del brazo artificial del Río Magdalena

conocido como el "Canal del Dique", sobre su zona deltaica. Tiene una extensión de 3.850 Ha. que en su parte exterior se enmarcan por el mar Caribe, caños de agua dulce y ciénagas manglárnicas (Figura 1). El santuario protege principalmente bosques de manglar, con la presencia de las 5 especies de mangle (*Rizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa*,

Pelliciera rhizophorae y *Conocarpus erectus*) y el bosque de corcho (*Pterocarpus officinalis*). El componente hídrico está conformado por ciénagas, caños, canales y áreas inundables asociadas al Canal del Dique y a la dinámica deltaica estuarina de la Bahía de Barbaças. Como todo delta de desembocadura en el mar, la principal característica del sector es la de ser un área inundable fluvial - marina, expuesto a cambios periódicos de salinidad, por lo cual presenta gradientes que varían desde la línea costera en la Bahía de Barbaças y van disminuyendo hacia el interior del continente (Corporación Autónoma Regional del Río Grande del Magdalena & Universidad Nacional de Colombia, 2007). Las ciénagas se encuentran influenciadas por el ciclo hidrológico anual que determina sus formas, tamaños y condiciones tróficas y el ciclo hidrológico anual de las ciénagas asociadas al

río Magdalena se divide en tres épocas: de sequía, transicional y de lluvias. La primera ocurre en los meses de marzo y julio- agosto, en donde se presentan niveles bajos de agua que causan el estancamiento de los caños de conexión, presentándose leves flujos en dirección al río. La segunda época se divide en transición a lluvias (mayo y junio - julio) y transición a sequía (diciembre - enero). La tercera época o periodo lluvioso se presenta entre los meses de septiembre y octubre con flujo en dirección a las ciénagas (Consortio Hidroestudios S.A. - Geingeniería Ltda, 2002).

Para el registro de datos se ubicaron un total de 30 estaciones o puntos de muestreo que fueron distribuidos en 9 cuerpos de agua entre ciénagas y caños; 24 dentro del santuario y 6 en la zona de influencia. (Figura 1).

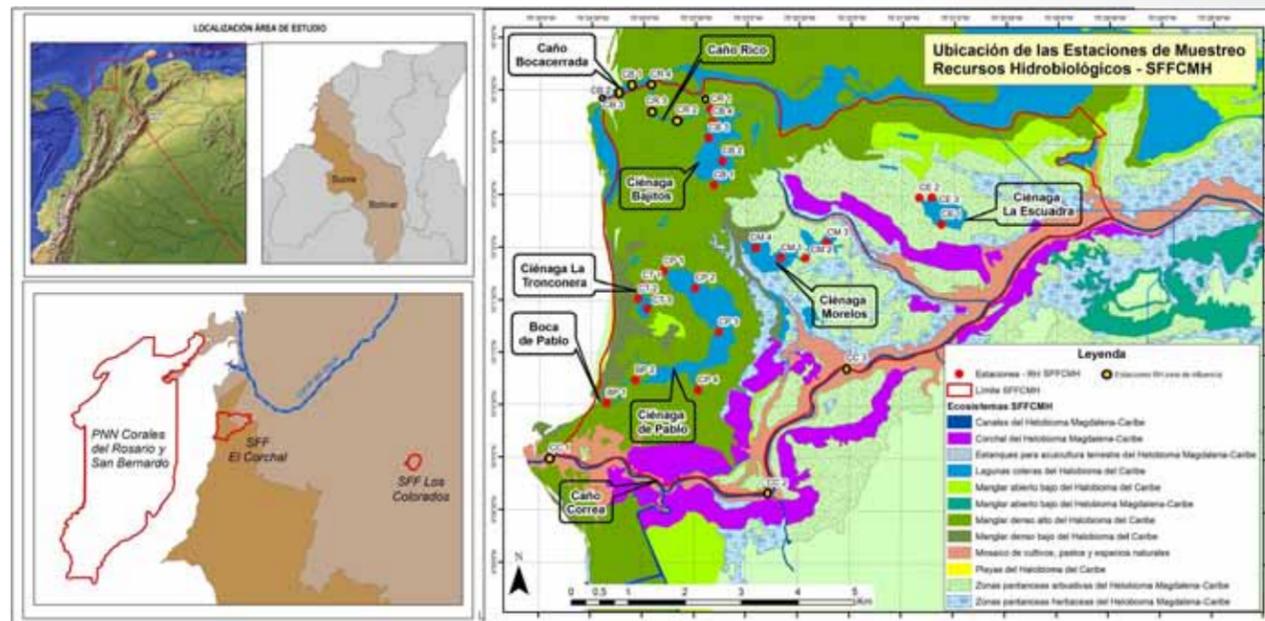


Figura 1. Ubicación del SFF El Corchal "El Mono Hernández" y de las 30 estaciones de muestreo de peces en el santuario y su zona de influencia

Muestreo de peces.

Se realizaron exploraciones pesqueras efectuando desplazamientos mensuales en canoa a cada una de las 30 estaciones o puntos de muestreo durante un año (abril de 2014 a marzo 2015). Sin embargo, el ingreso a las ciénagas La Tronconera y La Escudra en algunos meses fue imposible debido al taponamiento de los canales de acceso, razón por la cual no fue posible realizar los muestreos en todos los meses de estudio, por lo que se presentan vacíos de información para estas dos ciénagas.

En cada estación el muestreo de peces se realizó mediante dos atarrayas de diferente tamaño de malla, intentando reducir la selectividad del arte, se aplicó un esfuerzo estándar de 2 lances por atarraya, para un total de 4 lances en cada una de las estaciones (Figura 2). Aquellos organismos capturados cuya identificación fue posible *in situ* fueron liberados con vida en el

respectivo cuerpo de agua. Los peces capturados cuya determinación no fue posible en campo, fueron recolectados, preservados en una solución de formol al 10% y llevados al laboratorio para su determinación. Los individuos recolectados fueron identificados utilizando los catálogos y fichas de especies de Allen (1985), Whitehead (1985), Cervigón *et al.* (1992) y Heemstra y Randall (1993). La clasificación taxonómica se realizó con base en el criterio de Nelson (2006).

La abundancia fue calculada en términos absolutos, considerando el número total de individuos capturados por cuerpo de agua (ciénaga o caño) y en términos relativos, como la captura por unidad de esfuerzo mensual para cada especie (número de ejemplares capturados por lance, el cual se obtuvo como promedio de captura en los distintos lances en cada estación de muestreo).



Figura 2. Vista de lanzamiento de atarraya para la captura de peces

Variación de la Salinidad.

El registro de la salinidad del agua se realizó en las 30 estaciones donde se realizó el muestreo de peces. Se utilizó una sonda multiparamétrica marca YSI 85, la cual se introducía en los

puntos escogidos en cada estación, realizando el muestreo únicamente en la superficie de la columna de agua (Figura 3). Dada la dificultad en la adquisición de la sonda multiparamétrica en algunos meses no fue posible realizar el registro de esta variable.



Figura 3. Vista de la actividad de registro de variables fisicoquímicas con una sonda multiparámetrica

Resultados y discusión

Composición y distribución de especies.

Para el santuario y su zona de influencia, se capturaron un total de 2514 individuos de peces, correspondientes a 48 especies, 31 familias y 9 órdenes. De las 48 especies registradas, 23 fueron exclusivas del área protegida, 19 exclusivas de Caño Correa (zona de influencia del santuario) y 6 especies fueron comunes entre ambos sitios (Anexo 1). El área protegida y su zona de influencia, albergan especies de origen marino y dulceacuícola que son propias de los ecosistemas

lagunares-estuarinos del Caribe colombiano, que han sido estudiados especialmente en la Ciénaga Grande de Santa Marta (Santos-Martínez & Acero, 1991; Rueda, 2001; Álvarez-León, 2003; Leal-Flórez, 2007) y ciénaga de Mallorquín (Arrieta-Vera & Muñoz 2003) como también de la región hidrográfica del Magdalena-Cauca, que es reconocida por ser una de las cuencas mejor conocidas de Colombia (Mojica, 1999; Maldonado-Ocampo & Usma-Oviedo, 2006). No obstante, la información para el área protegida y su zona de influencia ha sido escasa, por lo que este estudio

a partir de los muestreos realizados aporta 27 nuevos registros.

Los órdenes con mayor número de especies fueron Perciformes con 20 especies, Characiformes con 11 y Siluriformes con 9, aportando el 83,3% de las especies registradas en el área de estudio (Anexo 1), coincidiendo con ser los órdenes que han experimentado la más importante radiación adaptativa en los sistemas fluviales de Suramérica, ocupando diversos ambientes y nichos ecológicos (Cappato & Yanosky, 2009), mientras que los restantes siete órdenes presentaron entre una y dos especies (Anexo 1). De las familias se destacan por su diversidad Gerridae y Lutjanidae con 4 especies y Centropomidae con 3 especies. En términos de ocurrencia, *Centropomus ensiferus* (Congo), *Diapterus auratus* (Mojarra blanca) y *Mugil incilis* (Lisa) (Figura 4) se registraron en 7 de los 9 cuerpos de agua muestreados, mientras *Colossoma macropomum* (Cachama), *Poecilia sp.* (Pipón) y *Elops saurus* (Macabí) solo se registraron en la ciénaga de Morelos y *Oligoplites sp.* (Siete cueros) en la ciénaga de Bajitos (Anexo 1).

Dentro de las especies de peces reportados en las ciénagas del santuario se encuentran el róbalo (*Centropomus undecimalis*), la mojarra rayada (*Eugerres plumieri*), el pargo mulato (*Lutjanus cyanopterus*), el sábalo (*Megalops atlanticus*) y la cachama (*Colossoma macropomum*), las cuales se encuentran reportadas en categoría de amenaza según Mejía & Acero (2002); las tres primeras especies se encuentran en categoría Vulnerable (VU), el sábalo, En peligro (EN) y la

cachama, Casi Amenazada (NT). También cabe resaltar que en Caño Correa, zona de influencia del santuario, se registraron especies igualmente amenazadas, así: *Sorubim cuspicaudus* (bagre o blanquillo), *Leporinus muyscorum* (cuatro ojos), *Prochilodus magdalenae* (bocachico), *Curimata mivartii* (chanita) en categoría Vulnerable (VU) y *Plagioscion magdalenae* (Choncha) en categoría Casi Amenazada (NT) (Anexo 1; figura 5).

En cuanto a la riqueza registrada entre los cuerpos de agua, de manera general se observó que Caño Correa presentó la mayor riqueza con un total de 25 especies, correspondiente este al único cuerpo de agua dulce muestreado. Entre los demás cuerpos de agua Caño Rico, Ciénaga de Bajito y Boca de Pablo fueron los de mayor riqueza; no obstante, la diferencia no fue amplia respecto a los otros cuerpos de agua (Morelos, Caño Bocacerrada & Pablo). La Ciénaga Tronconera registró solo una especie en todos los meses de muestreo, por tanto fue la de menor riqueza de especies (Figura 6). Respecto al número de individuos, ciénaga bajitos presentó el mayor número con 613 individuos, mientras que la Tronconera solo registró 75 individuos (Figura 6). Así mismo, algunas ciénagas cobran importancia por el número de individuos antes que por el número de especies. Así, por ejemplo, las ciénagas Morelos y Pablo presentan menor número de especies con respecto a Caño Rico, Bocacerrada y Boca de Pablo, pero el número de individuos registrados es considerablemente mayor. Aunque la riqueza en Caño Correa es relativamente alta, el número de individuos es bajo proporcionalmente a los otros cuerpos de agua.

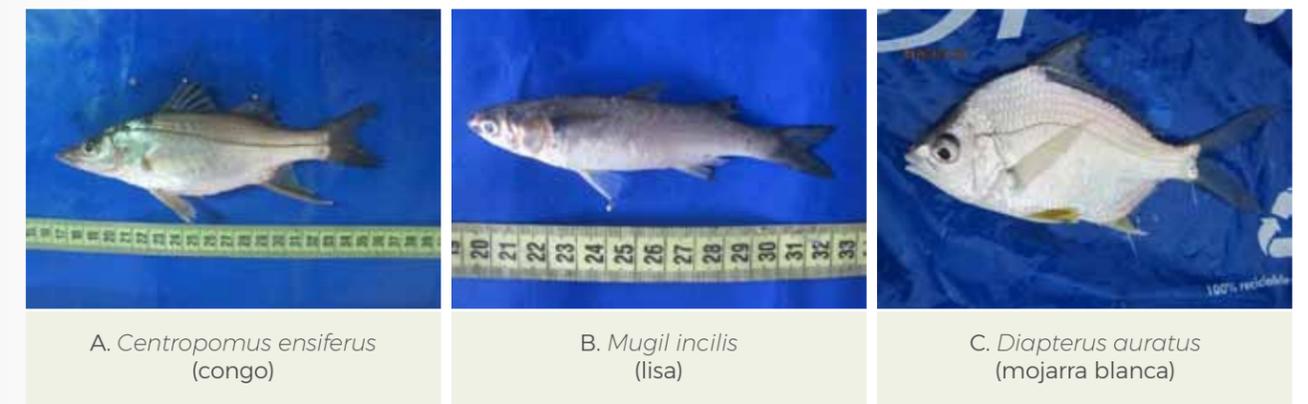


Figura 4. Especies de peces más abundantes y frecuentes en el SFF El Corchal El Mono Hernández. A. *Centropomus ensiferus* (congo); B. *Mugil incilis* (lisa) y C. *Diapterus auratus* (mojarra blanca)



Figura 5. Especies de peces amenazas registradas en el SFF El Corchal "El Mono Hernández". Vulnerables: A. *Eugerres plumieri* (mojarra rayada); B. *Centropomus undecimalis* (róbalo); C. *Lutjanus cyanopterus* (pargo mulato); En Peligro: D. *Megalops atlanticus* (sábalo)

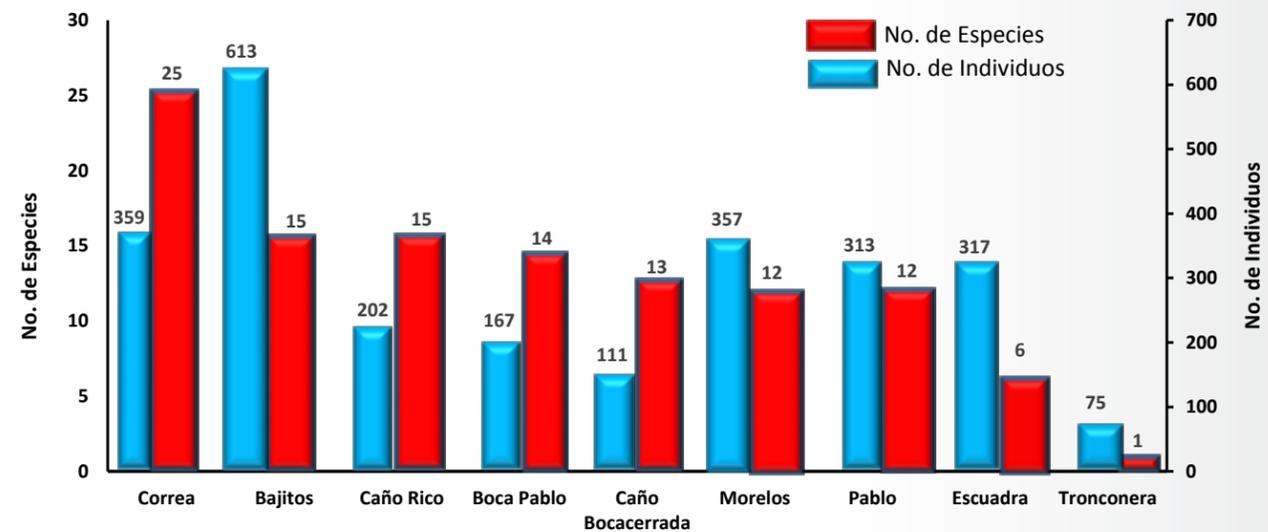


Figura 6. Número de especies e individuos registrados en los cuerpos de agua muestreados en el SFF El Corchal "El Mono Hernández" y su zona de influencia

A nivel mensual el mayor número de especies se registró en mayo de 2014 y enero de 2015 con 25 y 24 especies respectivamente, y el menor se registró en noviembre de 2015 con solo 13 especies. El promedio mensual fue de 18,7 especies (Figura 7). Cinco especies estuvieron presentes en todos los meses de muestreo, y estas a su vez presentaron los mayores valores de abundancia relativa, así: *Mugil incilis* (Lisa) 6.07 ind./lance, *Diapterus auratus* (mojarra blanca) con 5,54 ind./lance, *Cathorops* sp.(Barbudo mapalé) con 5,30 ind./lance, *Centropomus undecimalis* (Róbalo) con 5,04 ind./lance y *Eugerres plumieri* (Mojarra rayada) con 4,78 ind./lance (Tabla 1). En la

variación mensual de la abundancia relativa febrero y enero de 2015 registraron la mayor abundancia con un total de 2,90 ind./lance y 2,65 ind./lance, respectivamente (Figura 7), siendo *Mugil incilis* (Lisa) la que aporta la mayor abundancia con el 10,11% que corresponde a 1,16 ind./lance en el mes de febrero (Tabla 1). La lisa fue particularmente abundante en el periodo de febrero a mayo, coincidiendo con el evento reproductivo de migración masiva de juveniles de mugílidos. La menor abundancia relativa se registró en el periodo de octubre a diciembre con 0,73 ind./lance, 1,04 ind./lance y 0,44 ind./lance, respectivamente (Figura 7).

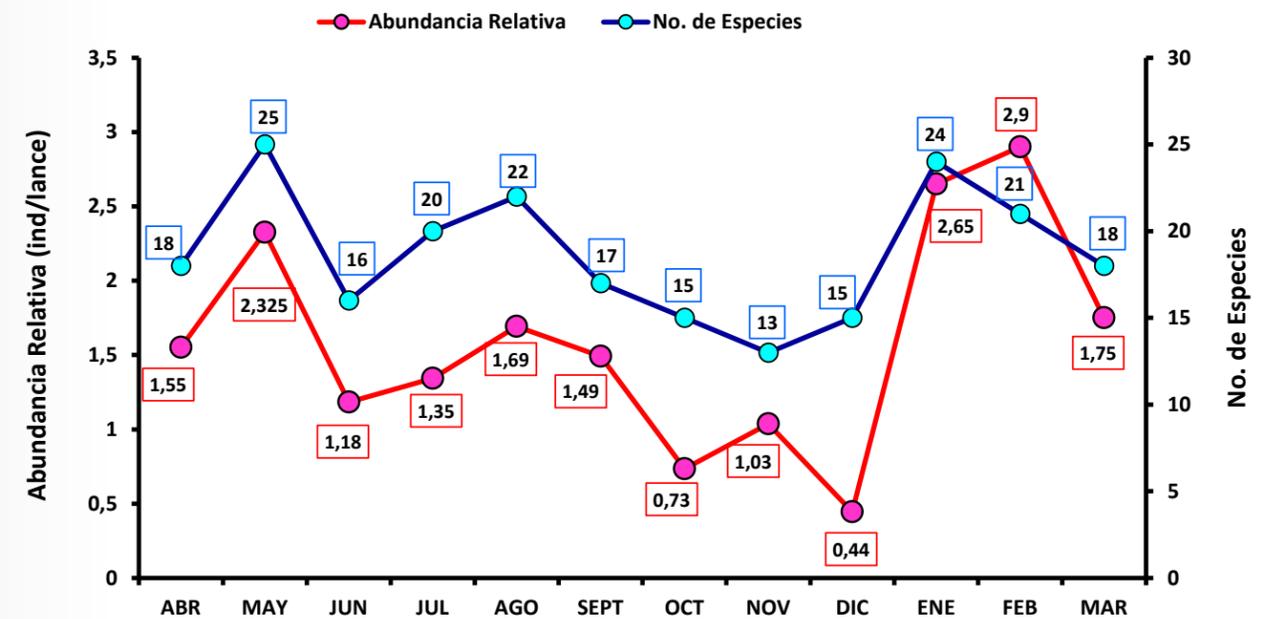


Figura 7. Variación mensual del número de especies y abundancia relativa (individuos/lance) de los peces registrados en el SFFCMH y su zona de influencia

Es de resaltar la presencia durante casi todo el periodo de estudio y en abundancias relativamente altas, las especies pertenecientes a *Centropomidae*, *Gerreidae* y *Megalopidae*, que a su vez suelen presentar alta importancia económica y/o para el consumo para los pobladores costeros; así *Centropomus undecimalis* (róbalo), *Eugerres plumieri* (mojarra rayada) y *Megalops atlanticus* (sábalo), que localmente pueden alcanzar precios elevados en el mercado, así como *C. ensiferus* (róbalo congo), *Cathorops* sp. (barbudo), *Ariopsis* sp. (bagre), *Elops saurus* (macabí), *Mugil incilis* (lisa), *Diapterus auratus* y *D. rhombeus* (mojarras blancas) que son de gran importancia para el consumo y para la seguridad alimentaria de las poblaciones costeras (Tabla 1).

Tabla 1. Abundancia relativa (individuos/lance) mensual para las especies registradas en el SFFCMH y su zona de influencia

Especie	Nombre Común	2014										2015			Abundancia total
		ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEPT	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR		
<i>Triportheus magdalenae</i>	Arenca		0,19	0,58		0,50	0,28	0,33	0,12	0,37	0,19	0,50	0,75	3,82	
<i>Ageneiosus pardalis</i>	Babucha, Doncella		0,33								0,33			0,67	
<i>Sorubim cuspicaudus</i>	Bagre, Blanquillo			0,83	0,31	0,83					0,83			2,81	
<i>Centropomus cf. pectinatus</i>	Baileta	0,31	0,17	0,83										1,31	
<i>Ariopsis sp.</i>	Barbudo pastrana, Mariana	0,28	0,17		0,42	0,83	0,93	0,17		0,19	0,25	0,50	0,46	4,19	
<i>Cathorops sp.</i>	Barbudo, Mapalè, Puya gorda	0,53	0,25	0,83	0,11	0,29	0,15	0,83	0,19	0,28	0,58	0,42	0,83	5,30	
<i>Prochilodus magdalenae</i>	Bocachico									0,25				0,25	
<i>Trichopodus cf. pectoralis</i>	Bosona-Lambe Chucha	0,94												0,94	
<i>Colossoma macropomum</i>	Cachama								0,93	0,19				1,11	
<i>Trachelyopterus insignis</i>	Cachona		0,83		0,14							0,17	0,93	2,07	
<i>Dasylicaria filamentosa</i>	Cacucho, Raspa canoa								0,93					0,93	
<i>Curimata mivartii</i>	Chanita									0,83				0,83	
<i>Sphoeroides testudineus</i>	Chapin, Pez sapo	0,14	0,33		0,31	0,25	0,28				0,83	0,83	0,19	3,17	
<i>Pimelodus cf. blochii</i>	Chivito		0,50	0,25	0,63	0,42	0,93	0,25		0,28	0,50			3,75	
<i>Plagioscion magdalenae</i>	Choncha					0,83		0,25		0,28				1,36	
<i>Centropomus ensiferus</i>	Congo	0,20	0,15	0,25	0,94	0,29	0,12	0,58	0,28		0,75	0,16	0,12	3,84	
<i>Pterygoplichthys undecimalis</i>	Coroncoro, Cacucho				0,14	0,83								0,98	
<i>Stellifer sp.</i>	Corvinata, Mala venta	0,14			0,31	0,18	0,19	0,17		0,19	0,25	0,83	0,19	2,44	
<i>Leporinus muyscorum</i>	Cuatro ojos				0,28						0,67	0,83	0,93	2,71	
<i>Cyphocharax magdalenae</i>	Currulado-Viejito		0,16	0,27										0,43	
<i>Chaetodipterus faber</i>	Doretea, Isabelita		0,83		0,28									1,12	

Especie	Nombre Común	2014										2015			Abundancia total
		ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEPT	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR		
<i>Gilbertolus alatus</i>	Juancho, Diente de perro, Chango, Dientona		0,17			0,83	0,37	0,83	0,22	0,93		0,17	0,93	4,45	
<i>Caranx hippos</i>	Jurelito, Jurel ojo gordo	0,14			0,14		0,21				0,42		0,19	1,10	
<i>Mugil incilis</i>	Lisa	0,83	0,63	0,25	0,28	0,46	0,37	0,17	0,28	0,93	0,13	1,16	0,59	6,07	
<i>Centrochir crocodili</i>	Matacaiman										0,17			0,17	
<i>Sternopygus aequilabiatus</i>	Mayupa				0,28									0,28	
<i>Elops saurus</i>	Macabí					0,83								0,83	
<i>Eucinostomus sp.</i>	Mojarra aguja	0,14									0,33			0,48	
<i>Diapterus auratus</i>	Mojarra blanca	0,18	0,75	0,42	0,73	0,83	0,17	0,13	0,19	0,93	0,44	0,52	0,26	5,54	
<i>Eucinostomus gula</i>	Mojarra de golfo	0,14			0,14	0,17	0,93					0,17		1,54	
<i>Caquetaia kraussii</i>	Mojarra peña, Caricano, Majates		0,10	0,25					0,93		0,83	0,83		2,94	
<i>Eugerres plumieri</i>	Mojarra rayada	0,46	0,45	0,32	0,54	0,33	0,55	0,29	0,50	0,18	0,56	0,38	0,23	4,78	
<i>Hoplias malabaricus</i>	Moncholo			0,25										0,25	
<i>Lutjanus griseus</i>	Pargo mulato, Pargo negro	0,14	0,83			0,17		0,17			0,83			2,14	
<i>Lutjanus spp.</i>	Pargo rojo	0,14	0,83	0,83		0,83	0,28				0,17		0,19	3,27	
<i>Astyanax magdalenae</i>	Pechona		0,83	0,18										1,02	
<i>Trinectes cf. paulistanus</i>	Pega pega		0,83					0,83	0,93					2,59	
<i>Citharichthys spilopterus</i>	Pega pega larga					0,83	0,93			0,93		0,83		3,52	
<i>Ctenolucius hujeta</i>	Picua, Agujeta											0,83	0,19	1,02	
<i>Poecilia sp.</i>	Pipon		0,17											0,17	
<i>Centropomus undecimalis</i>	Robálo	0,14	0,75	0,18	0,53	0,17	0,19	0,83	0,37	0,93	0,12	0,20	0,65	5,04	
<i>Astyanax sp.</i>	Ronda		0,83									0,83		1,67	
<i>Megalops atlanticus</i>	Sábalo	0,20	0,18	0,58	0,14	0,13	0,65	0,67		0,37	0,30	0,20	0,12	3,55	
<i>Cetengraulis edentulus</i>	Sardina chopá	0,16	0,50			0,13			0,37	0,93	0,48	0,25	0,56	3,38	
<i>Oligoplites sp.</i>	Siete cueros											0,83		0,83	
<i>Oreochromis niloticus</i>	Tilapia				0,14									0,14	

Variación de la Salinidad: La salinidad promedio de los diferentes cuerpos de agua dentro del área protegida, presentó valores entre 15,4 UPS y 35,6 UPS comportándose como agua salobre y agua de mar (Figura 8). Temporalmente, en septiembre se registró una disminución de la salinidad que coincide con los meses históricos de mayor precipitación en la zona, y un incremento en los meses de febrero, marzo y abril, que corresponde a la época seca donde las precipitaciones disminuyen considerablemente o están ausentes. De acuerdo con el análisis

multianual de la precipitación media mensual para el periodo 1982 al 2009 en la estación San Ana (2903037) ubicada al norte del área protegida y la estación Berrugas (1309003) ubicada al sur (Figura 9), septiembre, octubre y noviembre son los meses con de mayor volumen promedio de precipitaciones, coincidiendo ello con el mes en el que se presentó la menor salinidad en el área de estudio. Aunque no fue posible medir esta variable en los meses de octubre y noviembre, se esperaría que la salinidad registrara valores igualmente bajos.

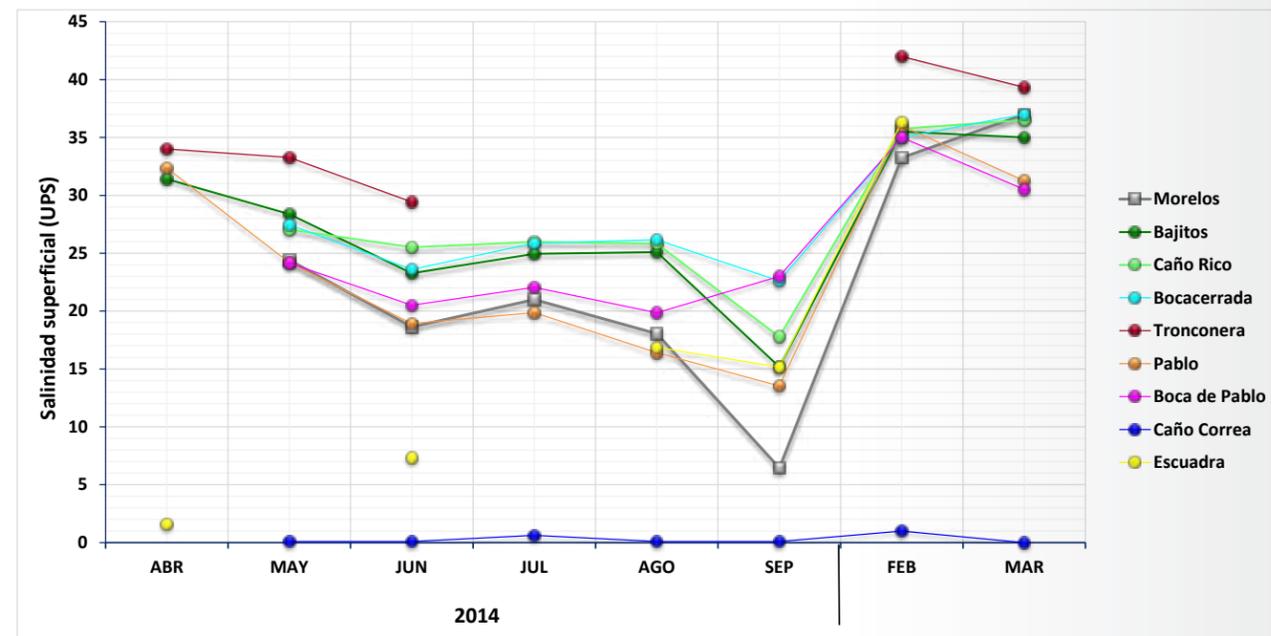


Figura 8. Variación promedio mensual de la salinidad en los diferentes cuerpos de agua evaluados dentro del SFFCMH y su zona de influencia, para los años 2014 a 2015

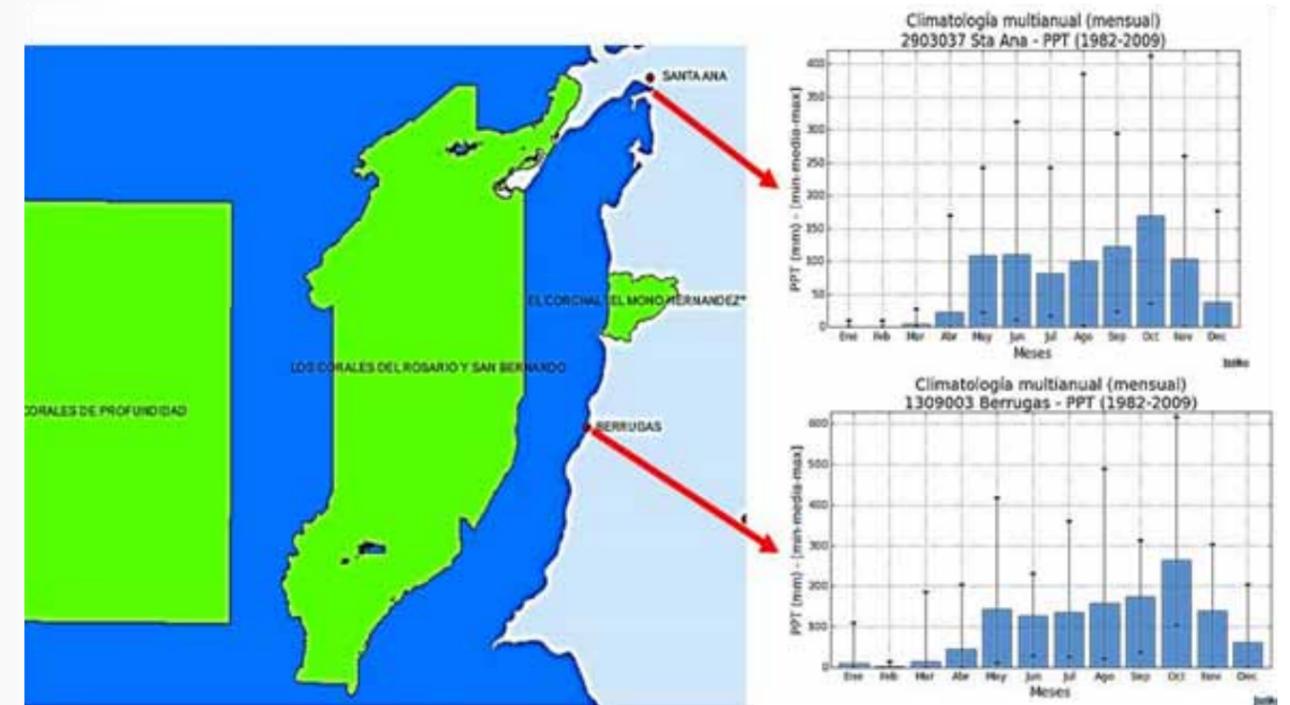


Figura 9. Análisis multianual de la precipitación media mensual para el periodo 1982 al 2009 en la estación Santa Ana (2903037) y la estación Berrugas (1309003)

Los gradientes en la distribución de la salinidad que se registran en las ciénagas del SFFCMH dependen, fundamentalmente, de la conjugación entre la precipitación, la conexión Correa-ciénaga y la ubicación geográfica (influencia del mar). Esta situación se evidenció, en la Ciénaga La Escuadra que fue el cuerpo de agua con menores valores de salinidad, que se caracteriza por estar ubicado en la parte oriental del santuario donde no tiene influencia del mar y donde la conexión con Caño Correa no es directa, además la influencia de las precipitaciones no se observó claramente. La Ciénaga de Morelos la cual tiene una conexión directa con Caño Correa a través de Caño Burro y tiene influencia indirecta con el mar a través de un pequeño canal que atraviesa el manglar inundable por Bajitos, presentó salinidades intermedias y una relación de esta variable con las precipitaciones, ya que la disminución en época de lluvias fue más marcada con respecto a las otras ciénagas, probablemente debido a la dilución provocada por el aumento en el caudal de caño Correa. La Ciénaga de Pablo, ubicada en la parte suroeste del Santuario y la más cercana a Caño Correa se comunica directamente con aguas marinas

por la Boca de Pablo y aportes de agua dulce por escorrentía en época de lluvias a través del manglar inundable. La Ciénaga de Bajitos ubicada en la parte noroeste del santuario que en época seca se comporta similar a la Ciénaga de Pablo debido a la intrusión marina; sin embargo, esta ciénaga no conecta directamente con el mar sino por medio de un canal que comunica con Caño Rico que a su vez conecta con Caño Bocacerrada; este último caño parece estar aportando más flujo de agua marina a Bajitos al tener mayor caudal que la Boca de Pablo que es menos profundo y menos extenso disminuyendo su caudal. El flujo y el aporte de agua características de la ciénaga de Pablo y Bajitos hacen que la salinidad no presente una disminución tan marcada como los otros cuerpos de agua, ya que tiene una mayor influencia del mar, que hace que el aporte de agua dulce por precipitaciones no disminuya esta variable drásticamente. Por último, la Ciénaga de la Tronconera, ubicada en la parte occidental del santuario presentó las salinidades más altas, comportándose en época seca como agua salmuera, este cuerpo de agua no presenta una influencia directa con el mar; la poca circulación de agua que tiene la

hace por un canal que comunica con la Ciénaga de Pablo, el cual frecuentemente se encuentra obstruido por la vegetación (Figura 8).

Al igual que lo reportado por Zarza y Pava (2013) se reconoce que el santuario alberga especies de origen marino que pueden contemplar su ciclo de vida en aguas estuarinas, y otras especies marinas que utilizan este tipo de ambientes como zonas de crianza y posteriormente retornan a las aguas marinas a reproducirse. La composición de especies en el santuario, es un reflejo de las condiciones ambientales que se presentan en estos cuerpos de agua, ya que las condiciones *hialinas* son muy similares a las de aguas marinas costeras (Figura 8), por lo que las especies presentes deben tener una alta tolerancia salina. Sin embargo, se esperaba que en la época de mayores aportes de agua dulce se presentaran especies de origen dulceacuícola,

Conclusiones

Las especies dominantes en el Santuario, por su abundancia y frecuencia de aparición en los diferentes cuerpos de agua fueron: la lisa *Múgil incilis*, la mojarra rayada *Eugerres plumieri*, el róbalo *Centropomus undecimalis*, el congo, *Centropomus ensiferus* y la mojarra blanca *Diapterus auratus*, lo que puede ser un indicio de que estas especies se encuentran mejor adaptadas a este tipo de ecosistema, ya que poseen adaptaciones en su historia de vida, que les permiten optimizar sus ciclos dentro del mismo.

Las especies antes mencionadas se presentaron durante casi todo el período de estudio y en abundancias relativamente altas, lo que demuestra la gran importancia que presentan estos cuerpos de agua en su ciclo de vida, ya que son dependientes de los sistemas lagunares estuarinos; unas especies desovan y contemplan todo su ciclo biológico dentro del sistema lagunar (*Eugerres plumieri*). Otras, aunque desovan en el mar, en sus estadios larvales o juveniles penetran a los sistemas para protegerse y alimentarse (*Centropomus undecimalis*, *Centropomus ensiferus*). Además estas especies representan una gran importancia económica por lo que son objeto de las pesquerías para las comunidades asentadas en la zona de influencia del área protegida.

pero solamente se registraron dos *Caquetaia kraussii* (mojarra peña) y *Colossoma macropomum* (Cachama), las cuales fueron capturadas en la ciénaga de Morelos que fue el cuerpo de agua con mayor disminución de la salinidad en época de lluvia (Figura 8.) y que aún mantiene, aunque con un menor flujo, la conexión con Caño Correa. El mayor número de especies marino-estuarinas presentes durante todo el año de muestreo y la limitada presencia de especies dulceacuícolas, estaría respondiendo a la interrupción del flujo de agua Caño Correa – ciénagas, que se presenta desde hace varios años, debido a la colmatación de los caños Rico, Burro/Portobello y Caño Pablo, situación que estaría afectando el flujo de especies, disminuyendo la diversidad de peces en el área protegida, como lo manifiestan los pescadores de la zona, quienes anteriormente capturaban mayor variedad de peces en estos cuerpos de agua.

Durante los muestreos en los diferentes cuerpos de agua seleccionados en el SFFCMH y su zona de influencia se registraron las mayores abundancias de individuos en los meses que corresponden a la época seca, con respecto a los meses de época lluviosa. Esto señala que la concurrencia del número de ejemplares podría estar relacionada con el periodo hidrológico y con la escala temporal de los muestreos. Podría pensarse que en la época de aguas bajas los peces se concentran, por lo que son más fáciles de capturar. En el período de inundación las poblaciones se dispersan en el sistema a través de las conexiones que se establecen entre ciénagas y entre éstas y los caños.

Dada la cercanía del mar con algunas ciénagas del santuario, la comunicación directa con otras y la disminución del flujo de agua dulce a las mismas, en su ictiofauna aparecen más especies estuarinas de origen marino y migratorias que utilizan las raíces de los manglares asociados a las ciénagas durante períodos cruciales de su ciclo biológico, que especies dulceacuícolas, las cuales se encontraron en pequeñas densidades, en limitados muestreos y una distribución espacial restringida.

La presencia limitada de especies dulceacuícolas en las diferentes ciénagas del área protegida,

puede ser ocasionada por la pérdida de canales de interconexión entre Caño Correa y las ciénagas, lo que ha disminuido el flujo de peces dulceacuícolas migratorios, afectando su desarrollo natural y disminuyendo la riqueza y abundancia de las comunidades ícticas, así como lo vienen evidenciado los pescadores de las comunidades de influencia del Santuario, quienes expresan, que antes del taponamiento de los caños que comunican las ciénagas del santuario con Caño Correa, capturaban más variedad de peces que las que se capturan actualmente.

Dado el registro de especies en categorías de amenaza En peligro y vulnerable, se puede

concluir que la protección decidida de estas lagunas y humedales es altamente conveniente, pues ellos albergan una importante proporción de fauna endémica de Colombia y aguas adyacentes y una porción apreciable de ellas se haya amenazada por actividades principalmente antrópicas.

Aunque este estudio hace un gran aporte al conocimiento de la ictiofauna del área protegida, se requiere incrementar los esfuerzos de investigación que promuevan acciones en el corto plazo, dirigidas a la conservación y restauración de la biodiversidad en los ecosistemas acuáticos del santuario.

Agradecimientos

Nuestro agradecimiento a los pescadores de los corregimientos de Labarcé, San Antonio y Bocacerrada, por su apoyo en el proceso de toma de datos, al equipo humano del Santuario de

Fauna y Flora El Corchal "El Mono Hernández", por su constante colaboración en la parte logística y su labor en el trabajo de campo, a Esteban Zarza por la asesoría durante el desarrollo de la investigación.

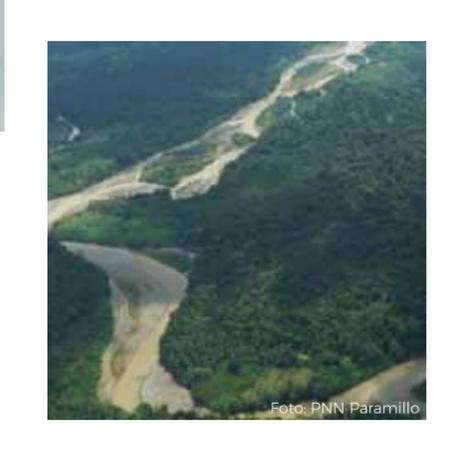


Referencias

- Allen, G.R. (1985). FAO Species catalogue. Snappers of the world. An annotated and illustrated catalogue of Lutjanid species known to date. *FAO Fish. Synop.*, 125(6), 208.
- Álvarez-León, R. (2003). Ictiofauna del complejo fluvio-lagunar-estuarino de la Ciénaga Grande de Santa Marta (Colombia), antes de las obras civiles de recuperación de los caños. *Dahlia* 6, 79-90.
- Arrieta-Vera, L. & De la Rosa, J. (2003). Estructura de la comunidad íctica de la ciénaga de mallorquín, caribe colombiano. *Boletín Investigación Marino Costero* 32, 231-242.
- Celis, J. & Ariza, U. (2008). *Diagnóstico preliminar de la actividad pesquera en el corregimiento de Labarcé, Municipio de San Onofre, Departamento de Sucre*. Parques Nacionales Naturales de Colombia. Santuario de Fauna y Flora El Corchal "El Mono Hernández". Cartagena, Colombia.
- Cervigón, F., Cipriani, R., Fischer, W., Garibaldi, L., Hendrickx, M., Lemus, A.J.,...B. Rodríguez. (1992). *Fichas FAO de identificación de especies para los fines de la pesca. Guía de campo de las especies comerciales marinas y de aguas salobres de la costa septentrional de Sur América*. Comisión de Comunidades Europeas y de NORAD. Roma, Italia.
- Consorcio Hidroestudios S.A. & Geoingeniería Ltda. (2002). *Campañas hidrobiológicas y análisis de calidad ecosistémica en el complejo cenagoso aledaño al Canal del Dique, incluido el recurso pesquero*. Ministerio del Medio Ambiente. Bogotá, Colombia.
- Corporación Autónoma Regional del Río Grande de La Magdalena-CORMAGDALENA y Universidad Nacional de Colombia. (2007). *Estudios e investigaciones de las obras de restauración ambiental y de navegación del Canal del Dique-Estado limnológico de la ecorregión del Canal del Dique*. Informe CM-CD-6. Convenio interadministrativo LEHUN.CM-1 037/2005. Cartagena, Colombia.
- Heemstra, P.C. & Randall, J.E. (1993). (FAO) species catalogue. Groupers of the world (Family Serranidae, Subfamily Epinephelinae). An annotated and illustrated catalogue of the grouper, rockcod, hind, coral grouper and lyretail species known to date. *FAO Fish. Synop.*, 125(16), 382.
- Leal-Flórez, J. (2007). *Impacts of non-native fishes on the fish community and the fishery of the ciénaga grande de santa marta estuary, northern Colombia*. (Dissertation of Doctoral). Universitat Bremen. Faculty of Biology and Chemistry. Bremen, Alemania.
- Mejía, L.S. & Acero, A. (Eds.). (2002). *Libro rojo de peces marinos de Colombia*. INVEMAR, Instituto de Ciencias Naturales-Universidad Nacional de Colombia, Ministerio de Medio Ambiente. La serie Libros rojo de especies amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia.
- Maldonado-Ocampo, J. & Usma-Oviedo, J. S. (2006). Estado del conocimiento sobre peces dulceacuícolas en Colombia. En: Chaves, M. E. y Santamaría, M. (Eds.), *Informe Nacional sobre el avance en el conocimiento y la información sobre la biodiversidad*. (pp. 174-194). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia.
- Mojica, J.I. (1999). Lista Preliminar de las especies de peces dulceacuícolas de Colombia. *Revista Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 23 (Suplemento especial), 547-566.
- Nelson, J. S. (2006). *Fishes of the World*. Fourth Edition. New Jersey, United States: John Wiley & Sons, Inc.
- Rueda, M. (2001). Spatial distribution of fish species in a tropical estuarine lagoon: a geostatistical appraisal. *Marine Ecology Progress Series* 222, 217-226.
- Santos-Martínez, A. & Acero, A. (1991). Fish community of the Ciénaga Grande de Santa Marta composition and zoogeography. *Ichthyological Exploration Freshwater* 2(3), 247-263.
- Whitehead, P.J.P., Nelson, G.J. & Wongratana, T. (1988). FAO species catalogue. Clupeoid fishes of the world Suborder Clupeoidei. An annotated and illustrated catalogue of the herrings, sardines, pilchards, sprats, anchovies and wolf-herrings. Part 2. Engraulidae. *FAO Fish. Synop.* 125(7), 305-579.
- Zarza, E. & Pava, E. (2013). *Caracterización preliminar de peces e invertebrados en el Santuario de Fauna y Flora el Corchal "El Mono Hernández"*. Informe técnico. "Cartagena, Colombia: Unidad Administrativa del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia.



Foto: Giovanni Ulloa



Modelación hidrológica para la valoración del recurso hídrico como servicio ecosistémico de la cuenca alta del río Sinú al interior del Parque Nacional Natural Paramillo

Miguel Ángel Bedoya Paniagua

Profesional Valoración Recurso Hídrico y Servicios Ecosistémicos, Subdirección de Sostenibilidad y Negocios Ambientales, Parques Nacionales Naturales de Colombia. miguel.bedoya@parquesnacionales.gov.co

Inés Concepción Sánchez Rodríguez

Profesional especializado en Cambio Climático y Recurso Hídrico, Subdirección de Gestión y Manejo de Áreas protegidas, Parques Nacionales Naturales. cambioclimatico.central@parquesnacionales.gov.co

Carlos Vidal Pastrana

Profesional Universitario, Parque Nacional Natural Paramillo. carlos.vidal@parquesnacionales.gov.co

Hydrological Modeling for the Assessment of Water Resource as an Ecosystem Service of the Upper Sinú River Basin within the Paramillo National Natural Park

Antonio Martínez Negrete

Jefe Área Protegida Parque Nacional Natural Paramillo. antonio.martinez@parquesnacionales.gov.co

Alba Rosa Mosquera Ayala

Profesional de Sistemas de Información Geográfica, Parque Nacional Natural Paramillo. albamosquera84@gmail.com

Javier Racero-Casarrubia

Profesional Monitoreo e Investigaciones, Parque Nacional Natural Paramillo. javierracero@yahoo.es

Jair Mendoza-Aldana

Profesional Ecoturismo y Servicios Ecosistémicos, Dirección Territorial Caribe, Parques Nacionales Naturales de Colombia. ecoturismo.dtca@parquesnacionales.gov.co

RESUMEN

Para contar con información sobre las percepciones de valor y conocimiento que la sociedad y los sectores tienen hacia la biodiversidad y los servicios ecosistémicos, el Parque Nacional Natural (PNN) Paramillo, en coordinación con la Dirección Territorial Caribe y el Nivel Central de Parques Nacionales Naturales, priorizó la cuenca alta o Subzona Hidrográfica (SZH) del río Sinú para llevar a cabo una valoración económica de la oferta hídrica y su posterior transformación a energía eléctrica. Se realizó el cálculo de la oferta hídrica y su valoración económica a través de la herramienta InVEST a partir de: 1) el balance hídrico para un año medio; 2) información sobre la demanda de agua para uso antrópico; y 3) un análisis de la transformación de energía eléctrica por el uso directo que la Hidroeléctrica de Urrá S.A. E.S.P.

hizo del recurso hídrico de la SZH. Se calculó la oferta hídrica de las subcuencas aportantes al embalse, y con ello se estimó la cantidad de energía transformada por el recurso hídrico del parque. Se estimó el valor de este recurso en términos del aporte económico del Área Protegida hacia el sector hidroeléctrico con relación a la vida útil del embalse de Urrá.

Como resultados principales se estima que los aportes en términos de oferta hídrica del PNN Paramillo en año medio ascienden alrededor de los 346.05 m³/s. Así mismo, la cantidad de energía media anual transformada que se atribuye al agua producida al

interior del Parque corresponde a 1275.84 GWh/año, lo que representa un aporte de hasta 2.13 billones de pesos durante la vida útil del embalse. En este sentido, se resalta la importancia y el valor del servicio ecosistémico de provisión de agua del área protegida hacia el sector hidroeléctrico como un primer paso para desarrollar mecanismos que permitan encaminar acciones socioculturales y económicas efectivas para la conservación de la biodiversidad, sus servicios ecosistémicos y reducir la brecha económica para el manejo efectivo del parque.

Palabras claves: Área protegida, oferta hídrica, subzona hidrográfica, servicio ecosistémico, valoración, hidroeléctrica.

ABSTRACT

In order to provide information on the perceptions of value and knowledge that society and sectors have towards biodiversity and ecosystem services, the Paramillo National Natural Park (PNN Paramillo for its Spanish acronym), in coordination with the Caribbean Territorial Direction and the Central Level of National Natural Parks, prioritized the upper basin or the Hydrographic Subzone (SZH) of the Sinú River to carry out an economic assessment of the water supply and its subsequent transformation into electrical energy. The calculation of the water supply and its economic valuation was carried out through the InVEST tool based on 1) the water balance for an average year; 2) information on the demand of water for anthropological use; and 3) an analysis of the transformation of electrical energy by the direct use that the Hydroelectric of Urrá S.A. E.S.P did of the water resource of the SZH. The water supply of the sub-basins contributing to the reservoir was calculated, and with this, the amount of energy transformed by the Park's water resource was estimated. The value of this resource was estimated in the economic terms of the Protected Area for the hydroelectric sector in relation to the useful life of the Urrá reservoir.

As a result, it is estimated that the contributions in terms of water supply of the PNN Paramillo in the average year amount to around 346.05 m³/s. Likewise, the amount of transformed average annual energy attributed to the water produced inside the Park corresponds to 1275.84 GWh / year, which represents a contribution of up to 2.13 billion pesos during the lifespan of the reservoir. In this sense, the research highlights the value of the protected area's water supply for the hydroelectric sector, as a first step for developing mechanisms that allow both effective social and economic actions aimed to the conservation of biodiversity, ecosystem services, and that help to reduce the economic gap for a suitable park management.

Key words: Protected area, water supply, drainage subzone, ecosystem service, valuation, hydroelectric.

Introducción

El Parque Nacional Natural (PNN) Paramillo es una de las 59 áreas protegidas del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia (SPNNC). Es reconocida como la quinta estrella hídrica del país y la más importante del Caribe colombiano, pues en la parte alta alberga cinco grandes zonas hidrográficas (Sinú, San Jorge, Atrato, Cauca y Golfo de Urabá) que proveen servicios ecosistémicos fundamentales para el desarrollo económico y social del departamento de Córdoba y diferentes regiones del país por el efecto multiplicador que se obtiene a partir de la generación de energía eléctrica en la hidroeléctrica de URRÁ. Cabe resaltar la función de almacenamiento y fijación de carbono de la cobertura vegetal del PNN Paramillo, equivalente a 50 millones de toneladas, que contribuyen en la mitigación del efecto invernadero global (Phillips et al., 2011).

En efecto, la valoración del recurso hídrico se considera como un punto de referencia para la

generación de estrategias de negociación y sostenibilidad financiera proyectada para atender las situaciones de manejo del PNN Paramillo en la medida que reconoce el beneficio de provisión de agua y las relaciones directas entre la conservación del Parque y el bienestar social-económico de los actores estratégicos del entorno del PNN Paramillo. Por lo tanto, la Subdirección de Gestión y Manejo (SGM), Subdirección de Sostenibilidad y Negocios Ambientales (SSNA), el PNN Paramillo y la Dirección Territorial Caribe (DTCA) priorizaron la valoración biofísica (oferta hídrica) y económica (basada en precios de mercado con relación al valor de uso directo del recurso hídrico) de la cuenca Alta del Río Sinú y se presentan los resultados de una primera aproximación a este tipo de enfoque mediante la recopilación de información secundaria y modelación hidrológica con la herramienta la herramienta InVEST (Valoración Integrada de Servicios Ecosistémicos y Costos de Oportunidad, por sus siglas en inglés).

Métodos

Área de estudio.

El PNN Paramillo contribuye a la oferta hídrica de las Áreas Hidrográfica (AH) Caribe y Magdalena, y en particular está representado en cinco Zonas Hidrográficas (ZH) y siete Subzonas Hidrográficas de Colombia (Parques Nacionales Naturales de Colombia, 2014), lo que determina que en el plan de manejo del área protegida se priorice la gestión del recurso hídrico y se cataloguen las subzonas hidrográficas (SZH) como Valores Objeto de Conservación (VOC) que deben ser monitoreados desde una perspectiva socioeconómica y físico-biótica.

De acuerdo con la zonificación hidrográfica del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios

Ambientales (IDEAM) (2013), el PNN Paramillo tiene jurisdicción en dos áreas hidrográficas, cinco zonas hidrográficas y siete Subzonas Hidrográficas siendo esta última categoría susceptible de ordenación y manejo. De las 10'482.100 hectáreas del AH Caribe, aproximadamente el 3,90% está en jurisdicción del Paramillo mientras que en el AH Magdalena - Cauca el Parque tiene jurisdicción en el 0,46% de las 26'912.900 ha. De otro modo, el 76,85% y 23,15% del Parque corresponden a las AH Caribe y Magdalena - Cauca respectivamente (Figura 1b).

Las ZH mejor representadas en el PNN Paramillo son Sinú (21,46%) y Bajo Magdalena - Cauca - San Jorge (4,18%); mientras que Atrato-Darién y Cauca tiene menos del 1% de

la cuenca al interior del área protegida. De las Subzonas Hidrográficas, dentro del área protegida las más representativas son Alto Sinú - Urrá y Alto San Jorge con el 84,45 y 27,37%,

respectivamente. De otro modo, la mayor parte del PNN Paramillo corresponde a la SZH Alto Sinú - Urrá (72,82% del AP) - Alto San Jorge - Urrá y Alto San Jorge con el 84,45 y 27,37%,

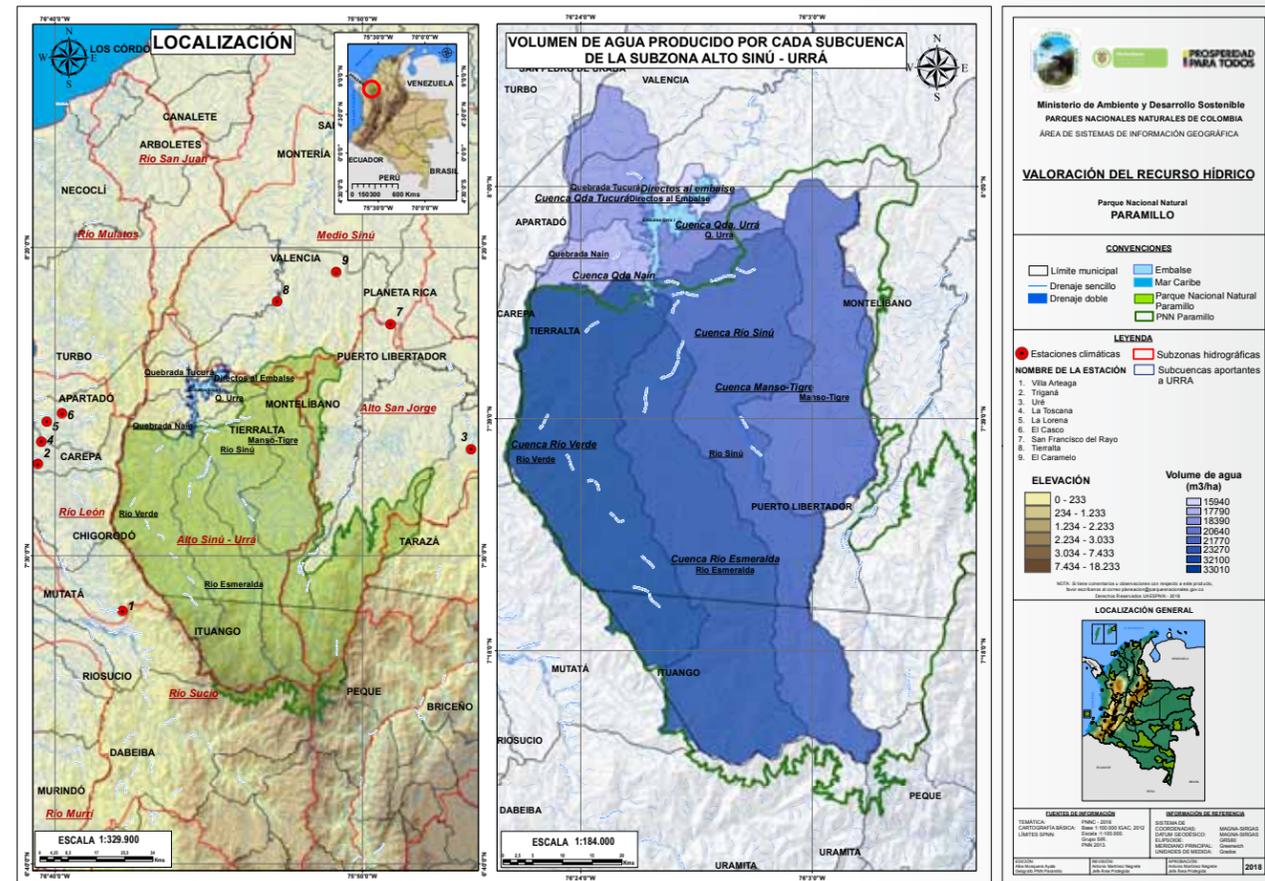


Figura 1. (a) Localización general de la Cuenca Alta del Río Sinú; (b) valoración de la oferta hídrica para cada uno de las subcuencas de la SZH Alto Sinú

El marco metodológico siguió tres etapas: (a) Priorización y preparación de información; (b) Modelación hidrológica y cálculo de la demanda y (c) Valoración económica.

Priorización y preparación de información.

Se priorizó la cuenca alta del río Sinú mediante un análisis multicriterio que vinculó todas las posibles funciones hidrológicas y biofísicas que proveen las subzonas hidrográficas al interior del parque, ponderados a nivel de

microcuenca (Nivel 1 acorde a IDEAM (2013), proceso argumentado y definido por el equipo de funcionarios del PNN Paramillo. Una vez priorizada la cuenca, se realizó un taller entre los diferentes niveles de gestión PNNC (PNN Paramillo, la DTCA, SSNA y SGM) para la generación del modelo perceptual (el cual permitió analizar la oferta de servicios ecosistémicos asociados al recurso hídrico e identificar las relaciones de uso de energía hidroeléctrica), el priorizado para la estimación económica y, finalmente, definir el enfoque de modelación hidrológica (Figura 2).

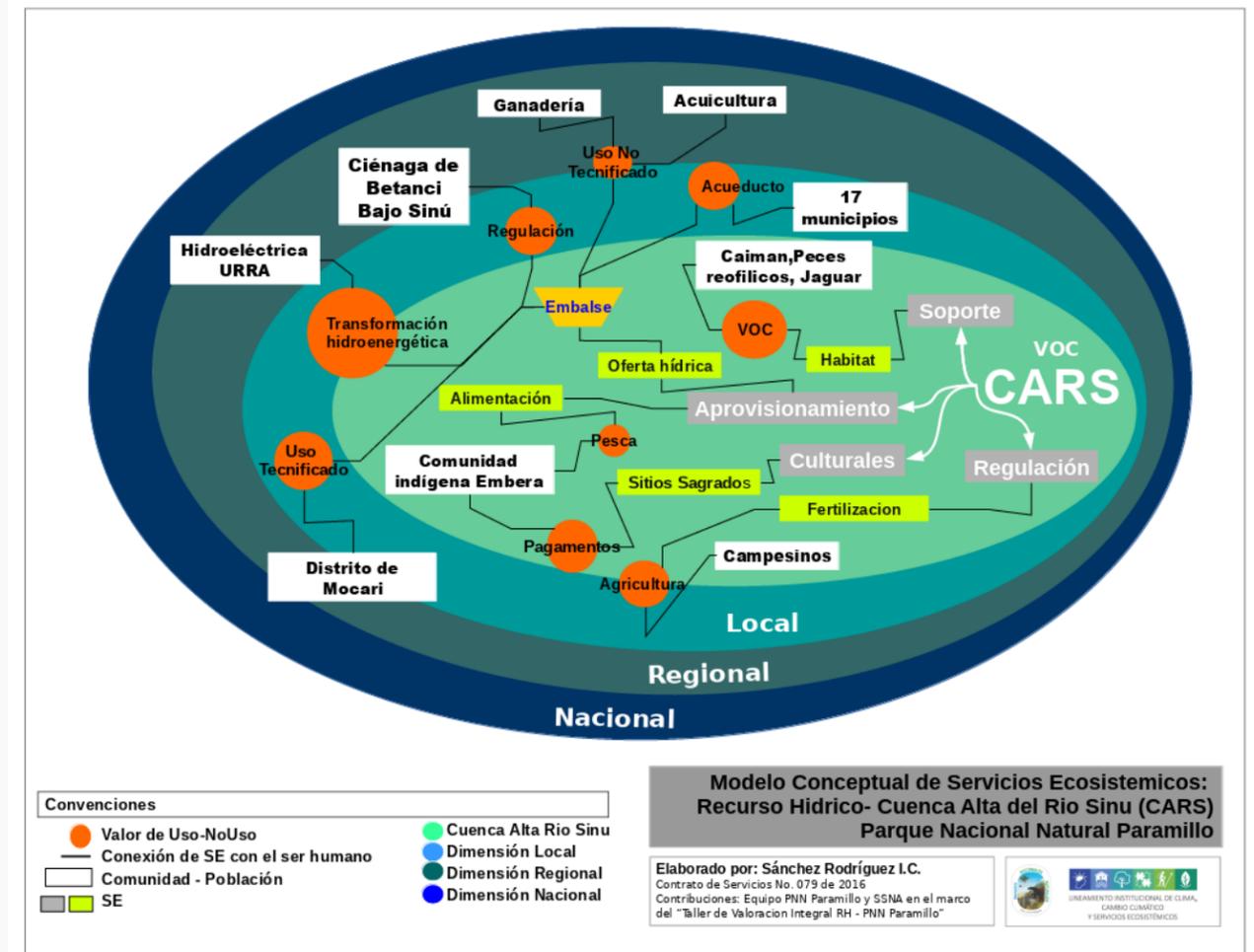


Figura 2. Modelo conceptual de servicios ecosistémicos: recurso hídrico de la SZH Alto Sinú, PNN Paramillo

Modelación hidrológica y cálculo de la demanda.

Como resultado del modelo perceptual, se identificó la necesidad de mapear el suministro, distribución y valor de SE a partir de funciones de producción ecológica y métodos de valoración económica (Hajek & Martínez, 2012), razones que motivaron la selección de la herramienta InVEST en la segunda etapa, para efectos del cálculo de la oferta hídrica. Esta herramienta, calcula la oferta disponible de agua para la transformación a energía eléctrica a nivel de píxel a partir del enfoque de Budyko (1958). La información requerida para la modelación (como parámetros meteorológicos y de tipo y uso del suelo) fue deducida de estudios secundarios y de la información disponible por las entidades

oficiales (IGAC, 2007; IGAC, 2009; IDEAM, 2013; SIAC, 2016; IDEAM, 2016). Así mismo, para la información relacionada con parámetros específicos del tipo de cobertura y su actividad fotosintética, se utilizaron referencias de estudios académicos (Sharp, et al., 2015; Allen, 2006). Por tratarse de una variable de entrada, el manejo de la evapotranspiración potencial se calculó conforme a la metodología de Thornthwaite y con base en la información de la red de estaciones meteorológicas del IDEAM. Los resultados de este análisis se sometieron a una validación cruzada seleccionando el método Cokriging-Gausiano ya que este mostró el menor valor del Error Cuadrático Medio (3,9%).

Para el cálculo de la demanda de agua para uso antrópico se consideró una aproximación para

las actividades que representan algún tipo de consumo de agua de acuerdo con la Leyenda Nacional de Coberturas *Corine Land Cover* en donde se muestran los diferentes usos del suelo (se analizó, igualmente, la demanda media anual de agua para uso agropecuario, doméstico y para plantaciones forestales). Después del cálculo de la oferta media anual por pixel y sin ningún tipo de tránsito, InVEST calcula la cantidad de agua de la superficie que se utiliza para la producción de energía hidroeléctrica al restar, además, la demanda de agua al interior de la cuenca para usos domésticos y de uso agropecuario por las presiones que se encuentran al interior del área protegida (demanda antrópica) conforme a los usos del suelo que realiza la población asentada en la cuenca en el desarrollo de sus actividades.

Valoración económica.

Se utilizó la información de las características de la hidro-turbina de la hidroeléctrica de URRÁ a donde llega toda el agua producida por la cuenca Alta del Río Sinú, mediante un cálculo de la proporción de transformación en energía hidroeléctrica y el valor monetario de esta energía durante la vida útil del embalse (35 años desde 2015). La ecuación que describe el proceso aplicado por la herramienta InVEST para la transformación de la energía se describe como (Sharp et al., 2015):

$$\epsilon_d = 0.00272 * \beta * \gamma_d * h_d * V_{in} \quad Ec. 1$$

Donde ϵ_d corresponde a la producción de energía hidroeléctrica (kW/h), β a la eficiencia de la turbina (%), γ_d al porcentaje de caudal usado para la producción de energía, h_d a la altura del agua detrás de la presa en la turbina (m) y V_{in} la oferta hídrica disponible para generación de energía (Producción de agua - Consumo para usos no hidroeléctricos (m³)).

Entre tanto, la ecuación utilizada para calcular el aporte económico del recurso hídrico del Parque, entendido como el valor económico asociado al servicio ecosistémico de provisión de agua para uso hidroeléctrico, se representa por:

$$NPVH_d = (p_e \epsilon_d - TC_d) * \sum_{t=0}^{T-1} \frac{1}{(1+r)^t} \quad Ec. 2$$

Donde TC_d corresponde a los costos anuales de operación y mantenimiento de la represa; p_e al precio de producción por kW/h; T al año considerado para el cálculo del valor actual. $(T-1)$ y r a la tasa de descuento.

El modelo asume que los costos anuales de operación y mantenimiento de la represa, el precio de producción y la producción de energía hidroeléctrica (kW/h) son constantes en el tiempo. En este sentido, los resultados de la valoración económica se fundamentan en los aportes del Parque en términos de cantidad de agua y energía transformada (teniendo en cuenta al aporte total del área protegida así como la identificación de la subcuenca con mayores aportes de agua para este uso).

Resultados y discusión

Transformación en energía hidroeléctrica y el valor monetario.

Con relación a la cantidad de energía transformada por los aportes de agua, se obtuvo un valor medio anual de 1.422,3 GWh/año, valor que, además, se comparó con la energía media anual generada por la hidroeléctrica (1.421 GWh/año). En términos generales, es posible señalar que los resultados tanto de la cantidad de agua producida como de la cantidad de energía transformada son similares con porcentajes de diferencia de 0.45% y 0.09% respectivamente.

La subcuenca que estaría favoreciendo en mayor medida la producción de energía es la del río Verde con 421.63 GWh/año. En contraste, la que presenta un menor valor corresponde a la quebrada Urrá con 9.5 GWh/año. Vale la pena mencionar que los valores que se atribuyen a cada subcuenca para la transformación de energía son directamente proporcionales a la cantidad de agua producida en cada una, por lo cual aquellas con mayor energía atribuible son las que presentan una mayor oferta hídrica anual en relación a su área y condiciones biofísicas.

Con respecto a la valoración económica, a partir del precio de venta promedio (271,44 \$/Kw/h) se calculó el valor presente del beneficio económico obtenido por la transformación de energía del agua proveniente de las subcuencas aportantes al interior del PNN Paramillo. En este sentido, se consideró un período de tiempo de 35 años, lo que se considera la vida útil del embalse después del año 2015. Del mismo modo, se asumió que los costos anuales de operación y mantenimiento de la represa, el precio de venta y

la producción de energía hidroeléctrica (kW/h), son constantes en el tiempo. De esta manera se obtiene un valor presente de 2,13 billones de pesos a 2015 con una tasa de descuento del 12%. Este valor se considera como el beneficio económico por la provisión de agua del recurso hídrico del PNN Paramillo durante la vida útil restante del embalse.

A partir del valor económico obtenido para la cuenca alta del río Sinú al interior del PNN Paramillo, es posible asociar un valor económico a cada subcuenca de acuerdo con sus contribuciones de agua (Sharp et al., 2015). De esta manera, la subcuenca que favorece el mayor beneficio económico corresponde al río Verde con un aproximado de \$705.014,32 millones de pesos durante la vida útil del embalse, seguido por el río Esmeralda con aproximadamente \$641.023,62 millones de pesos. El valor económico es directamente proporcional a la cantidad de agua producida por cada subcuenca, por lo cual, aquellas con mayor producción de agua son las que favorecen en mayor medida el beneficio económico de la empresa.

Paradójicamente, la cuenca del río Verde es la que presenta mayores niveles de intervención antrópica debido a la alta ocupación campesina estimada en 2.223 familias según el plan de manejo 2004-2011 del PNN Paramillo. Por esta razón, la recuperación de su cuenca requiere grandes esfuerzos para que se mantengan o aumenten los niveles de aporte hídrico al embalse. Por el contrario, la cuenca del río Esmeralda presenta mejor estado de conservación de sus coberturas naturales y, a su vez, representa territorio histórico cultural del pueblo indígena emberá katío del Alto Sinú.

Conclusiones

Los resultados de este trabajo se constituyen en un herramienta de gestión efectiva para el PNN Paramillo, con la cual es posible capitalizar oportunidad de negociación con actores claves del territorio (tanto al interior: campesinos e indígenas) como en su contexto regional (empresarios, entes territoriales, corporaciones autónomas regionales -CAR, y otras instituciones) para atender las situaciones de manejo priorizadas por el Parque tales como: (a) conflictos de uso ocupación y tenencia con comunidades campesinas; (b) establecer acuerdos de usos y manejo con grupos étnicos (indígenas emberá) y (c) articular la gestión del parque a los procesos de ordenación territorial y otras estrategias de conservación que se desarrollen en su zona aledaña. En el escenario del post-acuerdo Gobierno Nacional - Fuerzas Armadas Revolucionarias de Colombia (FARC), este tipo de estudios puede ser relevante ya que aporta elementos técnicos para explorar nuevas fuentes de financiamiento y nuevos paradigmas que re-orienten la toma de decisiones en el marco de la gestión integral del recurso hídrico al interior de las áreas del Sistema de Parques Nacionales Naturales.

En la medida en que se presenten acciones en apoyo a la gestión de PNN para la protección y conservación de la SZH, no solo se fortalecerá la preservación del ecosistema, sino que, además, se favorecerá la transformación de energía tanto en condiciones medias como de sequía e invierno asegurando así la confiabilidad del sistema de alimentación eléctrica del Caribe colombiano, sustento imprescindible del desarrollo económico de esta región.

La valoración integral del recurso hídrico de la cuenca alta del río Sinú es el primer paso para desarrollar mecanismos que permitan encaminar acciones socioculturales y económicas efectivas para la conservación de la biodiversidad, sus servicios ecosistémicos y reducir la brecha económica para el manejo efectivo del área protegida donde los actores claves en el ordenamiento ambiental del territorio reconozcan de manera consciente cómo el beneficio de invertir en la conservación de la cuenca alta del río Sinú puede traer, no solo un beneficio económico particular, sino un beneficio generalizado para el desarrollo local y regional en el país.

Agradecimientos

A todo el equipo del Parque Nacional Natural Paramillo; a Amilcar Santos, profesional de Monitoreo e Investigación por sus aportes en la consolidación de la información; a Carlos Mario Tamayo, Subdirector de Sostenibilidad y Negocios Ambientales; a

Carolina Jarro y Marta Díaz de la Subdirección de Gestión y Manejo de Áreas Protegidas; a la Empresa URRÁ S.A. E.S.P. y a todas las personas de Parques Nacionales Naturales de Colombia que permitieron el desarrollo de este trabajo.

Referencias

Allen, R.G. (2006). *Evapotranspiración del cultivo: guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos*. Food & Agriculture Org. 56, 322.

Budyko, M. (1958). *The heat balance of the earth's surface*. US Department of Commerce.

Hajek, F. & Martinez, P. (2012). *Los servicios de la naturaleza y cómo sostenerlos en el Perú*. Lima, Perú. Wust Ediciones.

Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales - IDEAM. (2013). *Zonificación y codificación de unidades hidrográficas e hidrogeológicas de Colombia*. Bogotá D.C., Colombia.

Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales-IDEAM. (2013). *Lineamientos conceptuales y metodológicos para la evaluación regional del agua*. Bogotá D.C., Colombia.

Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales - IDEAM. (s.f.). *Promedio climatológicos 1981-2010*. Obtenido de Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales <http://www.ideam.gov.co/web/tiempo-y-clima/clima>

Instituto Geográfico Agustín Codazzi - IGAC. (2007). *Estudio general de suelos y zonificación de tierras departamento de Antioquia*. Instituto Geográfico Agustín Codazzi, Subdirección de Agrología. Bogotá D.C., Colombia.

Instituto Geográfico Agustín Codazzi - IGAC. (2009). *Estudio general de suelos y zonificación de tierras departamento de Córdoba*. Instituto Geográfico Agustín Codazzi, Subdirección de Agrología. Bogotá D.C., Colombia.

Phillips, J.F., Duque, A.J., Yepes, A.P., Cabrera, K.R., García, M.C., Navarrete, D.A.,...Cárdenas, D. (2011). *Estimación de las reservas actuales (2010) de carbono almacenadas en la biomasa aérea en bosques naturales de Colombia. Estratificación, alometría y métodos analíticos*. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Bogotá D.C., Colombia.

Parques Nacionales Naturales de Colombia-PNNC. (2014). *Plan de Manejo Parque Nacional Natural Paramillo*. Parques Nacionales Naturales de Colombia, Dirección Territorial Caribe, Parque Nacional Natural Paramillo. Tierralta, Córdoba, Colombia.

Sharp, R., Tallis, H.T., Ricketts, T., Guerry, A.D., Wood, S.A., Chaplin-Kramer, R.,...Douglass, J. (2015). *InVEST 3.5.0+dev User's Guide*. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund.

Sistema de Información Ambiental de Colombia - SIAC. (2016). *Mapa de Coberturas de la Tierra Corine Land Cover 2005 - 2009 Sistema de Información Ambiental Colombiano*. Obtenido de http://www.siac.gov.co/Catalogo_mapas.html



Foto: VP Isla de Salamanca

Índice de biodiversidad y resiliencia ecológica basado en aves

Proyecto piloto en los Parques Nacionales Naturales de Colombia



Foto: El Tiempo

Chad Wilsey
Science division, National Audubon Society
cwilsey@audubon.org

Nicole Michel
Science Division, National Audubon Society
nmichel@audubon.org

Lotem Taylor
Science Division, National Audubon Society
ltaylor@audubon.org

Fernando Castillo
Director Asociación Calidris
calidris@calidris.org.co

Carlos Ruiz
Biólogo Asociación Calidris
cruiz@calidris.org.co

Richard Jhonston
Biólogo Asociación Calidris
johnstongonzalez@gmail.com

Carola Lara
Profesional investigación y monitoreo 2016- 2017,
Santuario de Flora y Fauna Galeras
lucialaraj@gmail.com

Nancy López
Jefe Santuario de Flora y Fauna Galeras
nancy.lopez@parquesnacionales.gov.co

Oscar Andrés Rodríguez
Operario, Santuario de Flora y Fauna Galeras
galeras@parquesnacionales.gov.co

Jesús Cabrera
Operario, Santuario de Flora y Fauna Galeras
galeras@parquesnacionales.gov.co

Lina María García
Profesional universitario,
Vía Parque Isla de Salamanca
limargaca@gmail.com

Camilo Gómez
Profesional contratista,
Vía Parque Isla de Salamanca
manicina7@hotmail.com

Arcadio Altahona
Operario Vía Parque Isla de Salamanca
salamanca@parquesnacionales.gov.co

Jhonnys Guevara
Operario Vía Parque Isla de Salamanca
salamanca@parquesnacionales.gov.co

Patricia Saldaña
Jefe Vía Parque Isla de Salamanca
patricia.saldana@parquesnacionales.gov.co

Aristides López
Profesional Santuario de Flora y Fauna
Ciénaga Grande de Santa Marta
aristides.cienaga@gmail.com

Rebeca Frankle
Profesional especializada Dirección Territorial Caribe
rebeca.franke@parquesnacionales.gov.co

Irene Aconcha Abril
Grupo de planeación y manejo,
Parques Nacionales Naturales de Colombia
irene.aconcha@parquesnacionales.gov.co

Introducción

Los países firmadores del Millenium Ecosystem Assessment, la Convención de Diversidad Biológica, y el Acuerdo de Paris buscan mecanismos a nivel regional y nacional que les permitan reportar sus avances sobre la protección de la biodiversidad y la integridad o resiliencia ecológica. Los cambios en la biodiversidad pueden ser evidenciados por las variables esenciales (Pereira et al., 2013), y actualmente existen varios índices basados en estas variables (www.bipindicators.net). Estos índices

aún no cuentan con indicadores para aspectos como poblaciones, composición de las comunidades, función ecosistémica y composición genética (Geijzendorffer et al., 2016). Aquí, unimos una medida de abundancia con una medida de diversidad funcional para evaluar la biodiversidad e integridad o resiliencia ecológica dentro de los Parques Nacionales Naturales de Colombia.

La integridad ecológica es una medida de la estructura, composición y función de un ecosistema (Karr, 1981). Un sistema tiene mayor integridad cuando está compuesto por diversos nichos biológicos ocupados, tanto vegetales como animales, y cuenta con procesos naturales funcionando adecuadamente. Un sistema con integridad tiene mayor resiliencia ecológica. La resiliencia ecológica es la capacidad de resistir o recuperarse de disturbios naturales o antropogénicos (Holling et al., 1973; Scheffer et al., 2015). Tras cientos de experimentos realizados durante los últimos 20 años, sabemos que la resiliencia ecológica existe en comunidades diversas que funcionan de una manera más estable y eficiente (Cardinale et al. 2012). Sin embargo, es difícil medir la resiliencia ecológica directamente en áreas protegidas dado que se trata de una respuesta a un disturbio. Los autores Standish et al (2014) recomiendan el uso de índices de diversidad funcional para medir resiliencia de una manera indirecta. Los rasgos funcionales son características morfológicas, fisiológicas, o comportamientos que influyen en el rendimiento de una especie (McGill, Enquist, Weiher, & Westoby, 2006). Algunos rasgos como la dieta, el tamaño y el hábitat influyen sobre la abundancia y el uso de recursos, y condicionan que algunos grupos funcionales tengan mayor impacto sobre los ecosistemas (Cardinale et al. 2012). Se considera que los índices de diversidad funcional son tan útiles como los índices de abundancia para medir la condición de un ecosistema (Schipper et al., 2012).

Las aves se consideran indicadores de estados ecológicos dado que se desplazan, son fáciles de identificar en campo y despiertan el interés del público. Una especie o grupo indicador responde por medio de su ocurrencia o abundancia a un cambio de estado en el ecosistema (Cáceres & Legendre, 2009). De hecho, 10% de los indicadores publicados en *Ecological Indicators* están basados en aves (Siddiga, Ellsob, Ochs & Villar-Leemand, 2016).

Igualmente, a nivel global, se utilizan datos de aves en el *Wild Bird Index* como indicador de biodiversidad (www.bipindicators.net). Además, las aves tienen varias funciones dentro de los ecosistemas como polinización, dispersión de semillas, control de plagas, entre otros. Esas funciones reflejan su dieta, o gremio, además de su tamaño y hábitat (Sekercioglu, 2006).

Esta ficha resume los cambios en el índice de resiliencia de las comunidades de aves y sus componentes para dos áreas protegidas: El Santuario de Flora y Fauna Galeras (SFF Galeras) y el Vía Parque Isla de Salamanca (VIPIS) ubicada en el complejo lagunar Ciénaga de Santa Marta (CLCGSM). Este análisis está basado en un índice que combina información sobre la densidad de cada especie, su estatus de conservación y una medida de diversidad funcional de la comunidad de aves. Además, resumimos patrones en cada uno de los componentes del índice, como densidades de grupos funcionales, densidades por estatus de conservación, y diversidad funcional:

$$\sum_{\text{Especies}} \left(\text{Densidades} \times \text{Estatus de Conservación} \right) \times \text{Diversidad Funcional}$$

El SFF Galeras hace parte del ramal centro oriental de la Cordillera Occidental de los Andes Colombianos en el Nudo de los Pastos, extremo sur-occidental del departamento de Nariño. Altitudinalmente abarca un rango entre 1950 y 4.276 m s.n.m. y los ecosistemas más representativos de esta área incluyen el páramo, bosque alto andino y andino.

El Complejo lagunar Ciénaga Grande de Santa Marta se encuentra ubicado al norte de Colombia en el noroccidente del departamento del Magdalena. Fue declarado como humedal de importancia internacional bajo la convención RAMSAR, Reserva del Hombre y la Biosfera y Área de Importancia para la Conservación de Aves AICA siendo el sistema lagunar estuarino más grande e importante de Colombia (Botero & Botero, 1989). De este complejo hacen parte el Santuario de Flora y Fauna Ciénaga Grande de Santa Marta (SFF CGSM) (26.810 ha) y el Vía Parque Isla de Salamanca (VIPIS) (56.200 ha), zonas núcleo del área Ramsar (Figura 1).

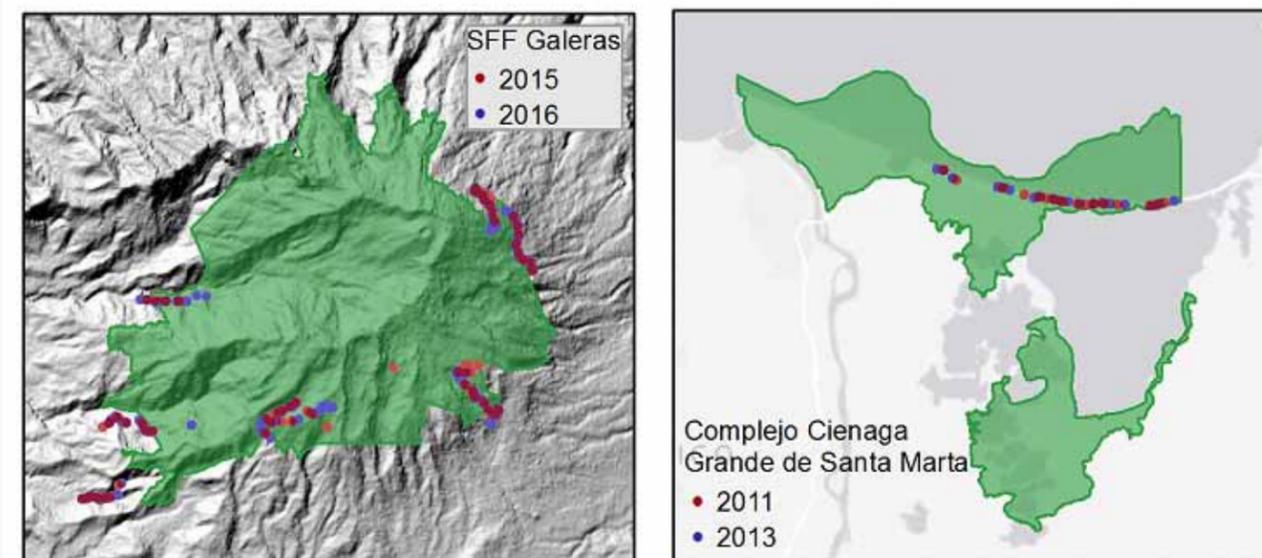


Figura 1. Ubicación del SFF Galeras y VIPIS dentro del CLCGSM y los puntos de conteo analizados

Métodos

Para el CLCGSM, los datos utilizados para el análisis forman parte del proceso de observaciones de aves que han realizado las dos áreas protegidas en el Territorial Caribe de PNNC, en el marco de convenios con la Asociación para el Estudio y Conservación de las Aves en Colombia (CALIDRIS). El grupo de datos utilizado corresponde a los obtenidos en puntos de conteo que contaban con distancia de observación ubicados en VIPIS. Todos los puntos fueron asignados al mismo bioma (ciénaga).

Para el SFF Galeras, los análisis se realizaron por medio de la recolección de observaciones de aves asociadas a puntos de conteo que contaban con distancia de observación. Cada punto fue asignado a un bioma según su ubicación en el área. Posteriormente los análisis se realizaron a la colección de datos de los puntos correspondientes a cada bioma dentro del área.

Índice de resiliencia ecológica.

El índice cuenta con tres componentes: abundancia, estado de conservación, y diversidad funcional; posteriormente, se suma al producto de la estimación de densidad y estatus de conservación para cada especie; y, finalmente, se

multiplica ese valor por la medida de diversidad funcional. La suma del producto de densidad y estado de conservación describe el estado de la comunidad de aves y captura cambios de una manera similar al *Wild Bird Index*. La medida de diversidad funcional caracteriza el nivel de resiliencia ecológica del sistema. Valores altos en el índice se asumen como un valor alto de abundancia y diversidad de especies. Ello sirve como indicador de la presencia de especies que requieren medidas de conservación así como de la diversidad de la comunidad (ya que están ocupados diversos nichos ecológicos).

Estimación de densidades.

Se corrigieron las densidades estimadas en los puntos de conteo de acuerdo a la probabilidad de detección de cada especie. Esta corrección aumenta la estimación de densidad para una especie con poca probabilidad de detección. Con este fin, se necesitan al menos 60 observaciones para realizar una estimación de detección por distancia de una especie (Buckland, 2001). Sin embargo, menos del 10% de las especies analizadas cumplieron este requisito. Como consecuencia de ello, se utilizó un modelo de comunidad para estimar la probabilidad de detección en relación a la distancia del observador.

Así, se dejaba variar esta relación entre años y por día del año, hora del día, repetición, y bioma (Sollmann et al., 2016) para que la probabilidad de detección a 50 m puede ser diferente entre 6 am y medio día, por ejemplo. Luego se aplicaron las probabilidades de detección a las estimaciones de densidad de cada especie en cada punto y se tomó la mediana de la estimación de densidad a través de los puntos para cada bioma.

Estatus de conservación.

El estatus de conservación asigna un valor a cada especie en el índice. En este sentido, combina cuatro factores: estatus de la población (DD=Datos

Deficientes, NE=No Evaluado, LC=Preocupación Menor, NT=Casi Amenazado, VU=Vulnerable, EN=En Peligro, CR=En Peligro Crítico; acorde a la evaluación realizada por Renjifo, Amaya-Villareal, Burbano-Girón, Velásquez-Tibatá (2016), especialización de dieta (Wilman et al., 2014), especialización de estratos de forraje y endemismo. A cada factor se le asignó un valor de 1 a 5 (Tabla 1) y se sumaron para obtener el valor final. Las especies con poblaciones vulnerables o disminuyendo, con mayor nivel de especialización, o endémicas tienen mayor valor en el índice.

De los criterios de la IUCN, Casi Amenazado (NT) fue la clase de mayor vulnerabilidad entre las especies de ambos parques.

Resultados y discusión

En ambos casos, el índice de resiliencia de las comunidades de aves fue mayor para el año 2016 con respecto al 2015. Sin embargo, la diversidad funcional se mantuvo relativamente estable entre los dos años (Figura 2). Por lo tanto, las diferencias en el índice entre los años se encuentran asociadas al aumento de la abundancia de aves. Para el SFF Galeras, este patrón coincidió en los tres biomas del parque: bosque andino, bosque alto-andino y páramo.

Densidades de grupos funcionales.

Se identificaron 13 y 25 grupos funcionales respectivamente para el CLCGSM y el SFF Galeras, basados en el número de combinaciones únicas entre los estratos de forraje, dieta, y tamaño (Figura 3). En ambos casos se presentaron entre 2-3 grupos funcionales que cuentan con las mayores densidades. Para el CLCGSM, las densidades de aves insectívoras que forrajean en el suelo (incluyendo aves playeras y zancudas) fueron aproximadamente cuatro veces mayores para el año 2011 comparativamente con el 2013. Casi todas las especies de este grupo tuvieron mayor abundancia en 2011 que en 2013, con >90% disminución en abundancias de *Calidris pusilla* y *Catantrophorus semipalmatus*.

En el bosque andino del SFF Galeras se destacan los insectívoros de sotobosque y dosel de nivel medio, así como los nectarívoros de

sotobosque, y frugívoros de dosel de nivel medio. Para el bosque altoandino, se destacaron los insectívoros de sotobosque, los de dosel de nivel medio y nectarívoros de sotobosque. En el páramo resaltan los granívoros del dosel de nivel medio, los insectívoros de sotobosque y dosel de nivel medio, los nectarívoros de sotobosque y los frugívoros de dosel de nivel medio. Las densidades para el 2016 fueron aproximadamente dos veces más en comparación con el 2015.

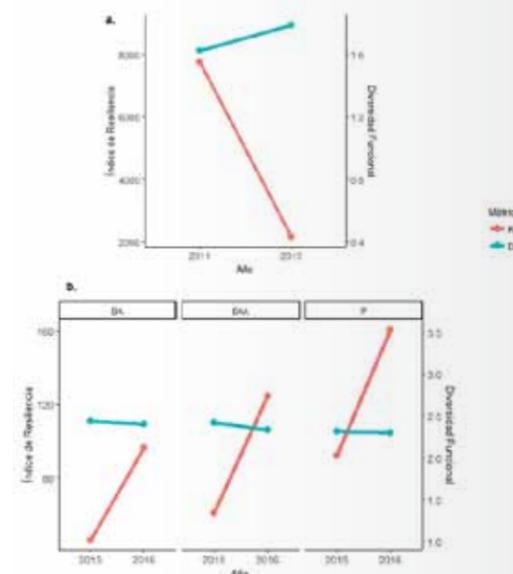


Figura 2. Índice de resiliencia (RE) en las comunidades de aves y diversidad funcional (DF): a. del VPIS en el CLCGSM, b. SFF Galeras

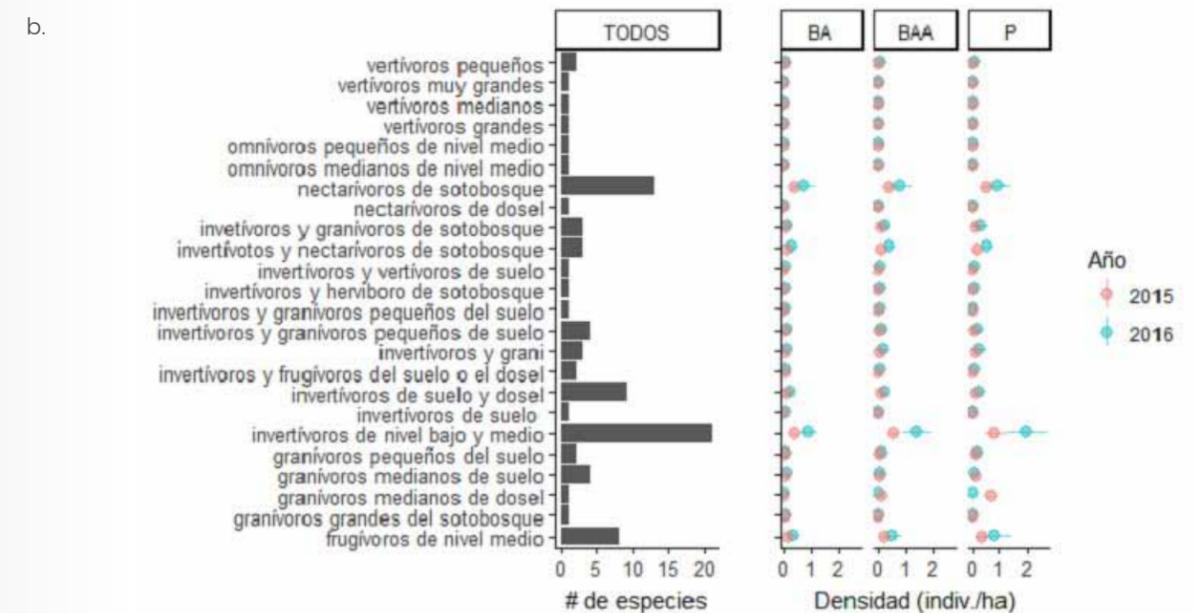
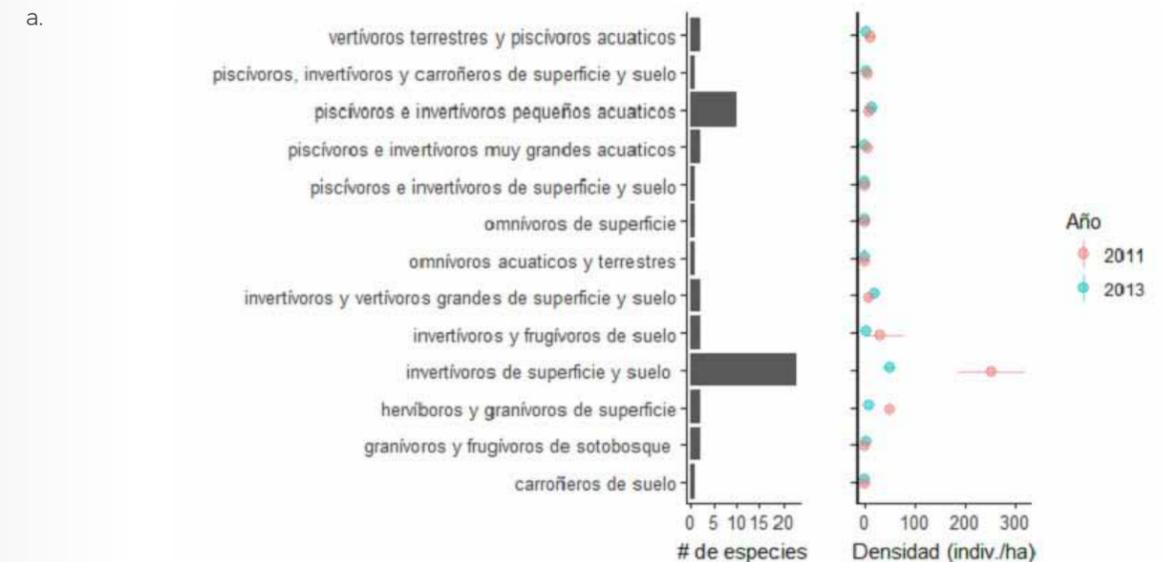


Figura 3. Densidades de grupos funcionales para VIPIS y SFF Galeras

(a) Densidad estimada para 13 grupos funcionales dentro del VPIS en el CLCGSM para los años 2011 y 2013; (b) Número de especies clasificadas y densidad estimada para 25 grupos funcionales dentro de cada bioma del SFF Galeras en bosque andino (BA), bosque altoandino (BAA) y páramo (P) para los años 2015 y 2016. Clasificaciones a través de años y biomas.

Densidades según estado de conservación.

El rango de medidas del estado de conservación para el CLCGSM varió entre 8 y 15, y para el SFF Galeras entre 7 y 15, con una máxima de 20 para ambos casos. Para cada bioma y año, la distribución de densidades entre medidas no se aproximó a una distribución

normal (Figura 5) y se presentaron diferencias entre años. Para el CLCGSM, el año con mayores densidades (2011) también tuvo mayor densidad de *Calidris pusilla*, la única especie con estatus de conservación 15. 70%; las especies con estatus de 13 a 15 fueron aves playeras insectívoras. En SFF Galeras, las medidas del estado de conservación de 10 a 13 las que presentaron mayores densidades.

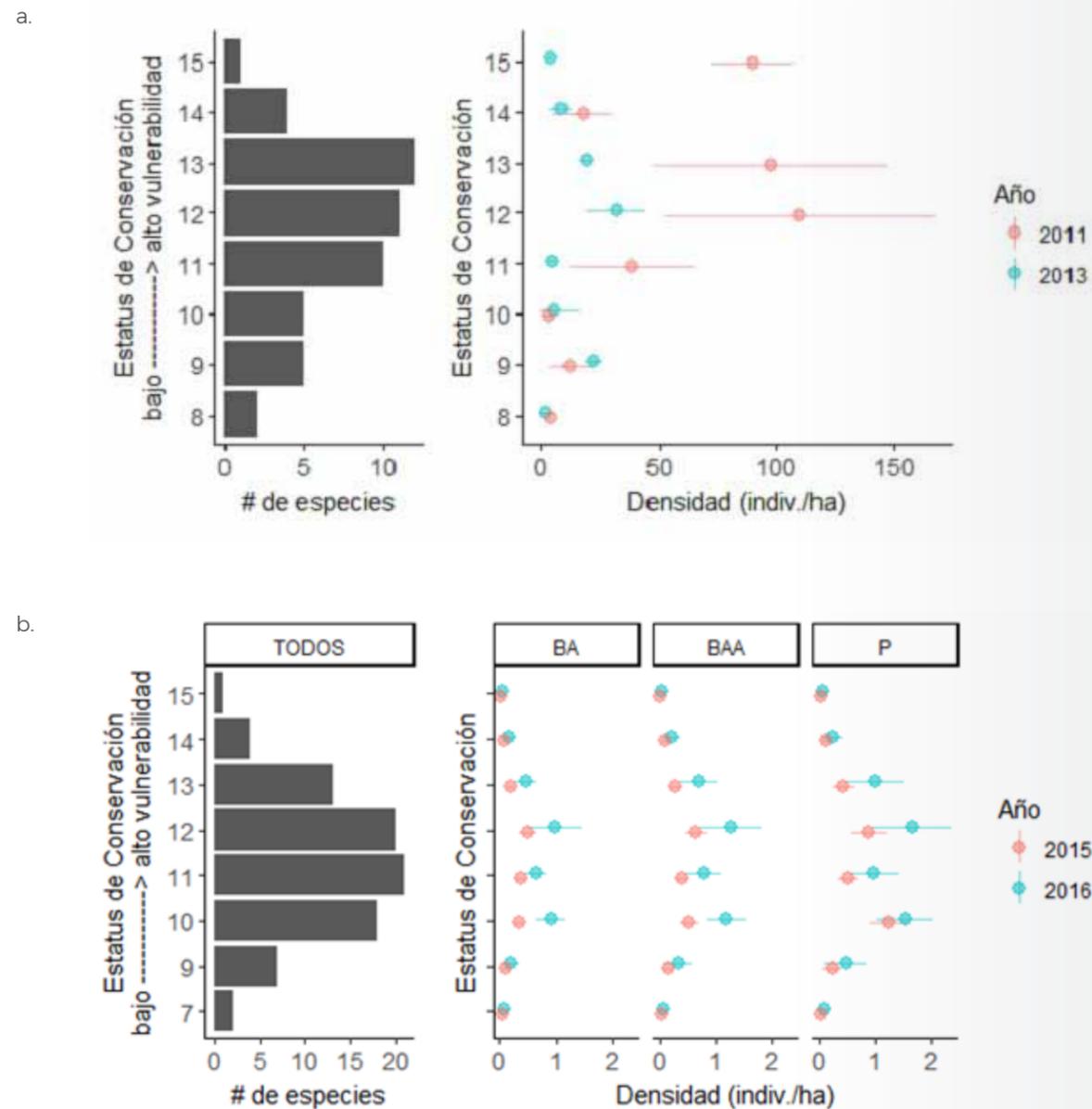


Figura 5. Número de especies y densidades estimadas de aves por estado de conservación. (a) Resultados para el VPIS en el CLCGSM entre 2011 y 2013. (b) Resultados para cada bioma del SFF Galeras en bosque andino (BA), bosque altoandino (BAA), y páramo (P) para los años 2015 y 2016.

Implicaciones de gestión

Tanto para el VPIS en el CLCGSM, como para el SFF Galeras, las condiciones ecológicas determinaron una mayor abundancia de aves para ambos periodos de evaluación en cada una de las áreas; sin embargo, la diversidad funcional de ambas comunidades se mantuvo relativamente constante. Para el VPIS en el CLCGSM, la mayor abundancia en 2011 se reflejó en la mayor presencia de patos y playeras (Figura 4), como producto del fenómeno de La Niña 2010 que inundó al país y que en el CLCGSM dejó niveles altos de inundación, en proceso de retroceso en el 2011. La reducción en cobertura de agua en 2013 y la llegada del Niño en 2014 resecaron el sistema, el cual estuvo además alterado por desarrollo antrópico. Para el SFF Galeras, los mayores incrementos en la abundancia se observaron en los insectívoros del sotobosque, un gremio que ha experimentado disminuciones de población en todo el Neotrópico (Sekercioglu, 2002). Para ambas áreas, contar con solo dos años de monitoreo dificulta saber si este nivel de variabilidad es normal o provocado por un cambio en las condiciones ambientales o el estado del hábitat de los dos años.

Estos resultados confirman que el índice de resiliencia ecológica es sensible a la abundancia y

cualquier cambio en el índice en el largo plazo reflejará cambios en la abundancia y composición de las aves para las dos áreas protegidas. Sin embargo, hay límites potenciales en el uso de aves como indicadores, sobre todo en el hecho que se desplazan hace que cambios en su abundancia relativa en tiempo puede variar por motivos ajenos al CLCGSM, principalmente para las aves migratorias. Estas limitaciones disminuirán cuando se aplique la metodología y análisis a mayores escalas (e.g. el Santuario de Fauna y Flora Ciénaga Grande de Santa Marta, al sur del complejo) donde se podrá evaluar si los cambios observados son locales o regionales.

En ambos casos, las abundancias podrían combinarse con conteos realizados en otros parques o fuera del parque permitiendo el cálculo de índices estandarizados que aislen los efectos de la gestión del parque sobre la resiliencia ecológica y minimicen la influencia de los controladores a gran escala (como las oscilaciones climáticas).

El monitoreo para observar cambios en la composición de las aves busca verificar la implementación de acciones de manejo apropiadas. Adicionalmente, la dirección de aumento, disminución, o estabilidad en la medida se podrá tomar como índice del estado de resiliencia e integridad de las comunidades de aves.

Tabla 1. Componentes del estatus de conservación

Factor	Valores
Población (Renjifo et al. 2014, 2016)	1 - aumentando, LC 2 - estable o desconocido, LC 3 - disminuyendo, LC, DD, o NE 4 - disminuyendo, CD o NT 5 - disminuyendo, VU, EN, o CR
Especialización de dieta (Wilman et al. 2014)	1 - máximo % de dieta 1-19% 2 - 20-39% 3 - 40-59% 4 - 60-79% 5 - 80-100%
Especialización del estrato de forraje (Wilman et al. 2014)	1 - máximo % estrato de forraje 1-19% 2 - 20-39% 3 - 40-59% 4 - 60-79% 5 - 80-100%
Endémico (Chaparro-Herrera et al. 2013)	1 - no 5 - si



Grupos funcionales

Se definieron los grupos funcionales con base en la publicación de Wilman et al. (2014) por las combinaciones únicas entre ocho clases de alimentos más dos rasgos biológicos (tamaño [masa en kg] y estrato de forraje dominante). Las dietas incluyeron frutas, invertebrados, vertebrados ectotérmicos (no peces), vertebrados endotérmicos, peces, néctar, granos, y otros materiales vegetales. Para

cada especie se clasificaron cada alimento como importantes (>50% del dieta) o no importantes (<50%). La dieta forma la mayor parte de la clasificación por el número de dietas consideradas en tanto tamaño y estrato se definen por un solo *facto*, mientras el tamaño se definió de manera binaria (grande o pequeño). El estrato de forraje dominante se definió como una variable categórica (submarino, superficie del agua, suelo, sotobosque, nivel medio -dosel, dosel, y aéreo).

Referencias

- BirdLife International. (2017). Important Bird Areas factsheet: Ciénaga Grande, Isla de Salamanca and Sabana Grande RAMSAR biosphere reserve. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 04/07/2017.
- Buckland, S. T. (2001). *Introduction to Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. Oxford, Oxford University Press.
- Cáceres, M.D. & Legendre, P. (2009) Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology*, 90, 3566-3574.
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D., Perrings, Ch., Venail, P., ... Naeem, Sh. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486, 59-67.
- Chaparro-Herrera S., Echeverry-Galvis, M.A., Córdoba-Córdoba, S., & Sua-Becerra, A. (2013). Listado actualizado de especies endémicas y casi endémicas de Colombia. *Revista Biota Colombiana*. 14(2):235-272
- Fundación ProAves. (2014). El estado de las aves en Colombia 2014: Prioridades de conservación de la avifauna colombiana. *Conservación Colombiana* 20: 4-39.
- Geijzendorffer, I.R., Regan, E., Pereira, H.M., Brotons, L., Brummit, N., Gavish, Y.,...Walters, M. (2016). Bridging the gap between biodiversity data and policy reporting needs: An Essential Biodiversity Variables perspective. *Journal of Applied Ecology*, 53, 1341-1350.
- Holling, C. S. (1973). Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecological Systems*. 4(1), 1-23.
- Karr, J. R. (1981). *Assessment of biotic integrity using fish communities*. *Fisheries* 6, 21-27.
- McGill, B. J., Enquist, B. J., Weiher, E., & Westoby, M. (2006) Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in ecology & evolution*, 21, 178-185.
- Pereira, H. M., Ferrier, S., Walters, M., Geller, G.N., Jongman, R.H.G., Scholes, R.J.,...Wegman, M. (2013). Essential Biodiversity Variables. *Science*, 339, 277-278.
- Renjifo, L. M., Gómez, M. F., Velásquez-Tibatá, J., et al. (2014). Libro Rojo de Aves de Colombia. Vol 1. Bosques Húmedos de los Andes y la costa Pacífica. Editorial Pontificia Universidad Javeriana e Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá D.C., Colombia
- Renjifo L.M., Amaya-Villarreal, A. M., Burbano- Girón, J., Velásquez-Tibatá, J. (2016). Libro Rojo de Aves de Colombia. Vol 2. Ecosistemas abiertos, secos, insulares, acuáticos continentales, marinos, tierras altas del Darién y Sierra Nevada de Santa Marta y bosques húmedos del centro, norte y oriente del país. Editorial Pontificia Universidad Javeriana e Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá D.C., Colombia
- Schipper, A.M., Belmaker, J., Dantas de Miranda, M., Navarro, L., Böhning-Gaese, K., Costello, M., ... Pereira, H. (2016). Contrasting changes in the abundance and diversity of North American bird assemblages from 1971 to 2010. *Global Change Biology*, 22, 3948-3959.
- Sekercioglu, C. H. (2006) Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in ecology & evolution*, 21, 464-471.
- Siddiga, A.A.H., Ellison, A. M., Ochs, A. & Villar- Leemand, C. (2016). How do ecologists select and use indicator species to monitor ecological change? Insights from 14 years of publication in *Ecological Indicators*. *Ecological Indicators*, 60, 223-230.
- Sollmann, R., Gardner, B., Williams, K. A., Gilbert, A. T. & Veot, R. (2016). A hierarchical distance sampling model to estimate abundance and covariate associations of species and communities. *Methods in Ecology and Evolution*, 7, 529-537.
- Standish, R. J., Hobbs, R. J., Mayfield, M. M., Bestelmeyer, B. T., Suding, K. N., Battaglia. (2014). Resilience in ecology: Abstraction, distraction, or where the action is? *Biological Conservation*, 177, 43-51.
- Wilman, H., Belmaker, J., Simpson, J., De la Rosa, C., Rivadeneira, M., Jetz, W. (2014). Elton Traits 1.0: species-level foraging attributes of the world's birds and mammals. *Ecology*, 95, 2027.



Foto: Ximena Moreno



Foto: PNN Sanquianga

Monitoreo de tortugas marinas en el Parque Nacional Natural Gorgona, 2013 - 2015

Luis Fernando Payan

Biólogo. Profesional de investigación y monitoreo.
Estación Científica Henry Von Prah.
Parque Nacional Natural Gorgona.
estacioncientificagorgona@gmail.com

Héctor Chirimía González

Técnico de investigación y monitoreo.
Estación Científica Henry Von Prah.
Parque Nacional Natural Gorgona.
estacioncientificagorgona@gmail.com

María Ximena Zorrilla Arroyave

Jefe de área protegida.
Parque Nacional Natural Gorgona.
gorgona@parquesnacionales.gov.co

Luis Jiménez García

Técnico administrativo.
Estación Científica Henry von Prah.
Parque Nacional Natural Gorgona.
gorgona@parquesnacionales.gov.co

Sea Turtles Monitoring at Gorgona National Natural Park 2013-2015

Pedro Javier Acevedo Fonseca

Técnico administrativo.
Parque Nacional Natural Gorgona.
gorgona@parquesnacionales.gov.co

José Hercilio Montaña Sinisterra

Técnico de prevención, vigilancia y control.
Parque Nacional Natural Gorgona.
gorgona@parquesnacionales.gov.co

Ever Solís

Operario.
Parque Nacional Natural Gorgona.
gorgona@parquesnacionales.gov.co

Abad Ruiz Sinisterra

Operario.
Parque Nacional Natural Gorgona.
gorgona@parquesnacionales.gov.co

RESUMEN

Entre el 2013 y 2015 se realizó en el Parque Nacional Natural Gorgona (PNN Gorgona) el monitoreo de tortugas marinas en área de alimentación y descanso. El monitoreo se llevó a cabo mensualmente durante cuatro noches seguidas en los arrecifes de la Azufrada y Playa Blanca (dos noches cada uno) donde se capturaron 495 tortugas de las especies *Chelonia mydas* (morfotipos verde y negra) y *Eretmochelys imbricata* (carey). La tortuga verde fue la más abundante con el 55% (n=270) del total de las capturas, seguida por la tortuga negra 42% (n=209) y la menos abundante fue la tortuga carey con 3% (n=16). Las tortugas negras mostraron las tallas más grandes, más del 93% en intervalos de talla

(LCC) de 60–80 cm. Mientras que todas las tortugas verdes capturadas fueron juveniles con el 96% en intervalos de talla (LCC) de 45-70 cm, todas las tortugas Carey capturadas fueron juveniles con tallas (LCC) entre 30-60 cm. El programa de marcaje de tortugas marinas que realiza el PNN Gorgona ha permitido hacer seguimiento a los individuos, conociendo el tiempo de permanencia en el área y su crecimiento. Durante este periodo se recapturaron 9 tortugas negras, 19 verdes y 5 carey, las cuales mostraron un crecimiento promedio de 0.61 cm-año (DE± 0.32), 0.6 cm-año (DE± 0.56) y 1.4 cm-año (DE± 0.8) respectivamente.

Palabras clave: *Chelonia mydas*, *Eretmochelys imbricata*, PNN Gorgona, arrecifes de coral, monitoreo.

ABSTRACT

Between 2013 and 2015, a sea turtle's feeding and resting sites monitoring day took place at Gorgona National Natural Park (PNN Gorgona). The monitoring was done on a monthly basis, during 4 consecutive nights on the Azufrada and Playa Blanca coral reefs (2 nights each), where 495 turtles of the *Chelonia mydas* (morphotypes Green and Black) and *Eretmochelys imbricata* (hawksbill sea turtle) were caught. The green turtle, being the most abundant with 55% (n=270) of the total of captures, followed by the black sea turtle with 42% (n=209) and the least abundant was the hawksbill sea turtle with 3% (n=16). The black sea turtles presented the biggest sizes, more than 93% were in the CCL size range from 60-80 cm. All the green turtles caught were juveniles with 96% being in the CCL size range from 45-70 cm. All hawksbill sea turtles captured were also juveniles with CCL sizes between 30 and 60 cm. The sea turtle tagging program carried out by the PNN Gorgona has made it possible to follow up the individuals, knowing the time of permanence in the area and its growth. During this period, 9 black, 19 green and 5 hawksbill sea turtles were recaptured. This shows an average growing of 0.61 cm-year (DE± 0.32), 0.6 cm-year (DE± 0.56) and 1.4 cm-year (DE± 0.8), respectively.

Key words: *Chelonia mydas*, *Eretmochelys imbricata*, PNN Gorgona, coral reefs, monitoring.

Introducción

En los arrecifes coralinos del Parque Nacional Natural Gorgona (PNN Gorgona) se encuentran dos especies de tortugas marinas, tortuga verde y negra (*Chelonia mydas*) y tortuga carey (*Eretmochelys imbricata*), las cuales utilizan estas áreas para alimentación y refugio. La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, por sus siglas en inglés) categoriza a *C. mydas* En Peligro (EN) (Crouse, Pilcher & Seminoff 2004), mientras que *E. imbricata* está en Peligro Crítico (CR) (Chaloupka et al., 2008).

El PNN Gorgona es uno de los pocos lugares a nivel mundial donde se encuentran los dos morfotipos de *C. mydas*, lo cual hace de esta zona un lugar único para comparar el comportamiento de estos morfotipos que provienen de zonas separadas geográficamente (Amorcho, Abreu-Grobois, Dutton & Reina, 2012). Adicionalmente, en los arrecifes coralinos del parque se encuentra una pequeña población de tortuga carey, que permite el estudio de esta especie críticamente

amenazada y contribuir a su protección en el Pacífico Oriental Tropical.

El programa de conservación de tortugas marinas es asumido por el PNN Gorgona como monitoreo en el 2008, dando continuidad a esta actividad que inicio en el 2003 en convenio con el Centro de Investigaciones para el Manejo Ambiental y el Desarrollo (CIMAD), quienes dejaron capacidad instalada en los funcionarios del PNNG y fue complementado con procesos de investigación, involucrando instituciones de apoyo como CIMAD, el Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF), Conservación Internacional (CI) y Universidad del Valle, entre otros. También se ha contado con la participación de personal de las comunidades del área de influencia del parque y la participación del programa de guardaparques voluntarios de Parques Nacionales, aportando de esta manera a las líneas de acción definidas en el Programa Nacional para la Conservación de Tortugas Marinas en Colombia (Ministerio de Medio Ambiente, 2002).

Métodos

Área de estudio.

Gorgona es una isla continental ubicada a 35 km del punto más cercano sobre la costa del departamento del Cauca, en el Pacífico colombiano. El área protegida posee una extensión de 61.687,5 Ha incluyendo territorio insular y área marina. El área terrestre del parque es de 1382,29 Ha (1333,29 Ha Gorgona y 48,99 Ha Gorgonilla), lo que corresponde al 2,40%; y el área marina es de 60305,22 Ha (97,76%).

El área ocupada por arrecifes coralinos alrededor de Gorgona se estima en 0.3 km² y se consideran como las formaciones arrecifales más grandes del Pacífico colombiano. Los arrecifes

de La Azufrada (11.2 ha) y Playa Blanca (10.8 ha) son los más desarrollados de la isla y se encuentran dominados por corales ramificados del género *Pocillopora*.

Monitoreo de tortugas marinas

El monitoreo se realizó la segunda semana de cada mes durante 4 noches en los arrecifes de La Azufrada y Playa Blanca, (2 noches cada uno), consistiendo en la captura de 5 tortugas por noche, las cuales fueron capturadas manualmente, utilizando equipo básico de buceo y linternas subacuáticas. Las tortugas fueron subidas al bote y llevadas hasta la playa del El Poblado en donde

se registró su estado de salud y se realizó la toma de medidas morfométricas, peso, limpieza y marcaje con placas metálicas en la segunda escama de las aletas anteriores, para posteriormente ser

devueltas al mar. El PNN Gorgona utiliza placas propias desde 2013 con código GOR y número consecutivo, y la inscripción de un correo electrónico de contacto: pnngor@gmail.com



Figura 1. (a) Tortuga negra, (b) tortuga verde, (c) tortuga carey

Resultados y discusión

Durante los tres años de monitoreo se capturaron 495 tortugas entre verdes, negras y carey. La tortuga verde fue la más abundante con 270 individuos capturados (55%), mientras que la tortuga carey presentó el menor número de capturas (16) que representan el 3% del total de capturas (Figura 2).

Durante todos los años de monitoreo, la tortuga negra ha sido la más abundante (Payán & Zorrilla, 2012; Sampson, Payán, Amorocho, Seminoff & Giraldo, 2014). Sin embargo, en los últimos años las capturas de tortuga verde han sido similares o mayores que los de tortuga negra, reflejándose en los resultados obtenidos en los últimos tres años de monitoreo.

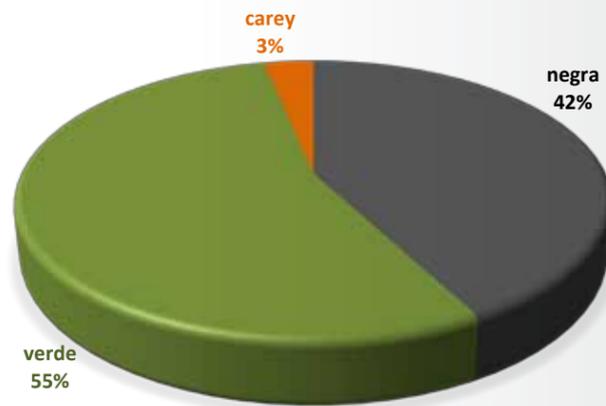


Figura 2. Porcentaje de captura de tortugas negra, verde y carey en el PNN Gorgona 2013-2015

Las tortugas negras presentaron las tallas más grandes, con promedio LCC de 69.1 cm (min=53.6, max=84 cm), con la mayoría de los individuos (69%) entre 65 y 75 cm (Figura 3). Mientras que las tortugas verdes mostraron tallas más pequeñas, con LCC promedio de 58.5 cm (min=36.9, max = 79.6 cm) con la mayoría de individuos (98%) entre 45 y 70 cm (Figura 3). Las Tortugas de morfotipo negro crecen más rápido en tallas intermedias, similar a las tortugas negras de otras localidades del Pacífico Oriental, mientras que las tortugas verdes tienen un crecimiento más lento en estos mismos intervalos de tallas (Sampson et al., 2015).

El PNN Gorgona podría funcionar como un área de reclutamiento para las tortugas verdes, las cuales llegan más pequeñas a esta zona; y como parte de la ruta migratoria costera de las tortugas negras, las cuales llegan más grandes e incluso residen en esta localidad durante un lapso de tiempo desconocido (Sampson et al., 2014).

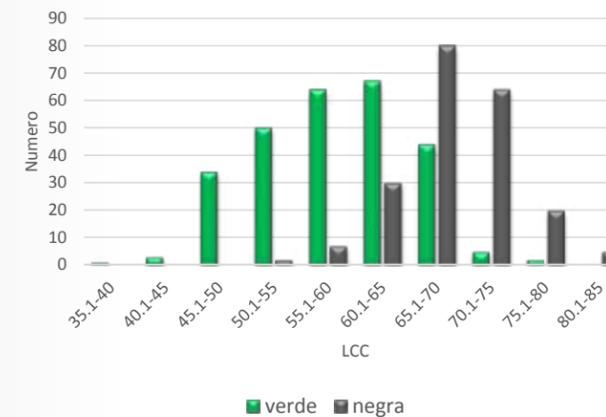


Figura 3. Frecuencia de tallas en tortugas negras y verdes capturadas entre 2013 y 2015

Para la tortuga negra se obtuvieron nueve recapturas de individuos con lapsos de tiempo entre uno y 64 meses, solo una de ellas estuvo por debajo de los seis meses entre capturas, mientras que cuatro mostraron periodos de tiempo entre capturas mayor a cinco años, resultado conforme a lo reportado por Sampson et al., (2015), quien sugiere que al menos algunas tortugas permanecen en el área por tiempos prolongados (> 5 años).

Para la tortuga verde se obtuvieron 19 recapturas, 11 de ellas con periodos de tiempo entre

capturas menor a seis meses y las otras con periodos hasta de 27 meses. Cabe destacar que un individuo de tortuga verde fue capturado por primera vez en 2003, después dos veces en 2012 y la última vez en 2014, sugiriendo un periodo de permanencia en el área de 11 años.

Las tortugas negras recapturadas mostraron un crecimiento promedio en LRC (0.61 ± 0.32 cm/año), mientras que el crecimiento en las tortugas verdes fue (0.6 ± 0.56 cm/año), estos valores son menores a los reportados para el área por Sampson et al., (2015), quien registro crecimiento promedio (0.92 ± 0.24 cm/año y 0.74 ± 0.26 cm/año) para tortugas negras y verdes respectivamente. Estos valores son bajos comparados a lo reportado en otras localidades con alta productividad en Perú ($2.83-6.77$ cm/año) (Vélez-Zuazo et al., 2014). Las bajas tasas de crecimiento en *C. mydas* encontradas en el PNN Gorgona se pueden relacionar con la disponibilidad de alimento. Amorocho & Reina (2007), reportaron que estas tortugas en Gorgona se alimentan algas y complementan su dieta con invertebrados y vegetación flotante.

La tortuga carey es la menos abundante en los arrecifes del PNN Gorgona. Así, durante los tres años de monitoreo solo se lograron 16 capturas, todos individuos juveniles con talla promedio LCC de 45.6 cm (min=33.2, máx.=60 cm) (Figura 4).

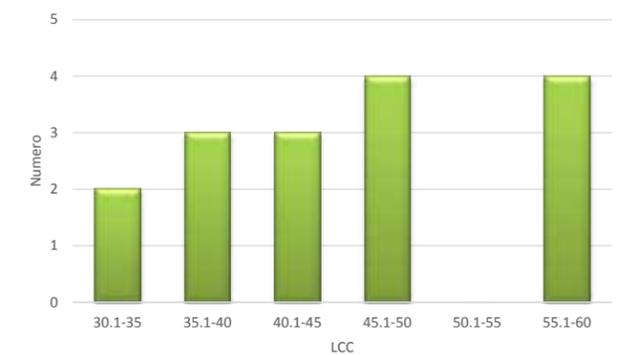


Figura 4. Frecuencia de tallas en tortugas carey capturadas entre 2013 y 2015

Para tortuga carey se obtuvieron cinco recapturas, dos de ellas con periodo menor a seis meses entre capturas y las tres restantes con periodos entre uno y cinco años. Estas tres tortugas mostraron un crecimiento promedio en LRC (1.4 ± 0.8 cm/año).

Moncada, Carrillo, Saenz & Nodarse (1999), plantean que las tortugas carey, después de alcanzar los 20 cm de LCC y fijar residencia en zonas de alimentación bentónicas cercanas a la costa,

Conclusiones

El PNN Gorgona se constituye en una importante área marina protegida para la protección y conservación de las tortugas marinas, brindando hábitats esenciales para los ciclos de vida de estas especies. Es una importante área de forrajeo para individuos juveniles y subadultos de *C. mydas* de dos morfotipos distintos, provenientes de playas de anidación diferentes. Adicionalmente, los arrecifes coralinos de Gorgona sostienen una pequeña población residente de individuos juveniles de tortuga

Agradecimientos

Agradecemos al programa de guardaparques voluntarios de Parques Nacionales y especialmente a los voluntarios que apoyaron las jornadas de monitoreo.

pueden necesitar entre 16 y 20 años para llegar a la madurez sexual, esto podría explicar la razón por la cual en los arrecifes de Gorgona existe una población juvenil residente de tortuga carey.

carey que hacen uso de estos ecosistemas como área de forrajeo.

La información obtenida en los monitoreos de tortugas marinas y que ha sido complementada con trabajos de investigación, soportan la toma de decisiones del parque para cumplir con sus objetivos de conservación y contribuir a las acciones del plan estratégico del Programa Nacional para la Conservación de las Tortugas Marinas en Colombia.

Al Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF, por sus siglas en inglés) por su apoyo con personal para la realización de los monitoreos de tortugas marinas.

Referencias

Amorocho, D. F., Abreu-Grobois, F.A., Dutton, P. H. & Reina, R. D. (2012). Multiple distant origins for green sea turtles aggregating off Gorgona Island in the Colombian Eastern Pacific. *PLoS ONE*, 7(2): e31486

Chaloupka, M., A., Bolten, A. C., Broderick, K., Dobbs, P., Dutton, C., Limpus, D. J., Donnelly, M. (2008). *Eretmochelys imbricata*. En IUCN Red List of Threatened Species. Recuperado de <http://www.iucnredlist.org/>

Crouse, D., Pilcher, N. & Seminoff, J. A. (2004). *Chelonia mydas*. En IUCN Red List of Threatened Species. Recuperado de <http://www.iucnredlist.org/>

Ministerio de Medio Ambiente. (2002). *Programa Nacional para la Conservación de las Tortugas Marinas y Continentales en Colombia*. Bogotá: Dirección General de Ecosistemas.

Moncada, F., Carrillo, E., Saenz, A. & Nodarse, G. (1999). Reproduction and nesting of the hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata*, in the Cuban Archipelago. *Chelonian Conserv Biol.* 2, 257-263.

Payán, L. F. (2010). *Fortalecimiento del programa de monitoreo de tortugas marinas Cimad - UAESPNN en el Parque Nacional Natural Gorgona*. Informe

final septiembre 21 - febrero 14 de 2010. Colombia: Parques Nacionales Naturales de Colombia.

Payán, L. F. & Zorrilla, M. X. (2012). *Informe de monitoreo de la temporada reproductiva de tortugas marinas en el PNN Gorgona, julio 2011 - febrero 2012*. Colombia: Parques Nacionales Naturales de Colombia.

Sampson, L., Payán, L. F., Amorocho, D. F., Seminoff, J.A. & Giraldo, A. (2014). Intraspecific variation of the green turtle, *Chelonia mydas* (Cheloniidae), in the foraging area of Gorgona Natural National Park (Colombian Pacific). *Acta Biológica Colombiana*, 19(3), 461-470.

Sampson, L., Giraldo, A., Payán, L. F., Amorocho, D. F., Eguchi, T. & Seminoff, J.A. (2015). Somatic growth of juvenile green turtle (*Chelonia mydas*) morphotypes in the Colombian Pacific. *Marine Biology*. 162. 10.1007/s00227-015-2692-y.

Velez-Zuazo, X., Quiñones, J., Pacheco, A. S., Klinge, L., Paredes, E., Quispe, S. & Kelez, S. (2014) Fast growing, healthy and resident green turtles (*Chelonia mydas*) at two neritic sites in the central and northern coast of Peru: implications for conservation. *PLoS One*, 9(11):e113068.



Foto: SFF El Corchal

Foto: SFF El Corchal

Monitoreo del Bosque de Corcho (*Pterocarpus officinalis*) en el Santuario de Fauna y Flora El Corchal “El Mono Hernández”: únicos rodales puros en el Caribe colombiano en riesgo de desaparecer

Katherine Guzmán Peña

Contratista profesional investigación y monitoreo
SFF El Corchal El Mono Hernández
katherinebiomar@hotmail.com

Lina María Correa Uribe

Contratista profesional
PNN Sierra Nevada de Santa Marta
linacorreauribe@gmail.com

Lina María García Calderón

Profesional universitario
Vía Parque Isla de Salamanca
limargaca@gmail.com

*Freshwater-Forested (*Pterocarpus officinalis*) Monitoring at the Santuario de Fauna y Flora El Corchal ‘El Mono Hernández’: Unique Pure Stands in the Colombian Caribbean at Risk of Disappearing*

RESUMEN

El Santuario de Flora y Fauna El Corchal “El Mono Hernández” ubicado en el Caribe colombiano salvaguarda ecosistemas de humedales costeros de la Ecorregión del Canal del Dique, incluyendo los últimos relictos de bosque de Corcho (*Pterocarpus officinalis*) del país. Las adecuaciones realizadas durante siglos al Canal del Dique han incrementado la sedimentación, la intrusión de la cuña salina, afectación de la conectividad y del balance hídrico entre aguas marinas y continentales, deteriorando con ello el bosque de corcho, reconocido como un valor objeto de conservación del santuario. Para cuantificar dichos impactos, entre el 2014-2017 se monitoreó la estructura y regeneración natural del bosque. Se establecieron seis

transectos (100 m x 20 m) ubicados en dos estaciones; tres con influencia de agua dulce (caño Correa) y tres con influencia de salinidad (caño Rico). La densidad promedio de árboles fue mayor en caño Correa, y menor en caño Rico, registrándose menores densidades en los transectos con mayores concentraciones de salinidad. La distribución diamétrica en caño Rico registró mayor número de latizales y menor proporción de brinzales y fustales. En caño Correa los brinzales fueron la categoría diamétrica predominante, seguido por los latizales y fustales. Caño Correa presentó mayores densidades, tasas de sobrevivencia y reclutamiento de plántulas que caño Rico, donde, dos transectos no presentaron regeneración, debido a la inundación permanente y

la salinidad; mientras que el tercer transecto, registró una densidad promedio de 17+9,94 plántulas/m²; sin embargo, al final del muestreo la mortalidad de plántulas fue del 100% y no hubo reclutamiento. Los resultados indican que las condiciones físicas actuales no favorecen la conservación del corcho en el sector

de caño Rico y de permanecer estas condiciones en el sistema, importantes relictos de la especie estarían en riesgo de extinción local.

Palabras clave: *Pterocarpus officinalis*, corcho, sedimentación, salinidad, laguna costera, estructura, regeneración natural, Canal del Dique.

ABSTRACT

*The Flora and Fauna Sanctuary El Corchal "El Mono Hernández" located in the Colombian Caribbean, safeguards ecosystems of coastal wetlands of the Ecoregion of the Canal del Dique, including the last relicts of the cork forest (*Pterocarpus officinalis*) of the country. Adaptations made over the centuries to the Canal del Dique have increased sedimentation and the intrusion of the salt wedge, affecting the connectivity and the water balance between marine and continental waters, and deteriorating the cork forest recognized as a value object of conservation of the sanctuary. To quantify these impacts, between 2014 and 2017 the structure and natural regeneration of the forest was monitored. Six transects (100 m x 20m) located in two stations were established; three with fresh water influence (Caño Correa) and three with salinity influence (Caño Rico).*

The average density of the trees was higher in Caño Correa and lower in Caño Rico, with lower densities in the higher salinity concentration transects. The diametric distribution at caño Rico recorded a greater number of latizales and a lower proportion of brinzales and fustales. In Caño Correa the brinzales were the predominant diametric category, followed by the latizales and fustales. Caño Correa presented higher densities, survival rates and recruitment of seedlings than Caño Rico, where two transects did not show regeneration due to permanent flooding and salinity; while the third transect registered an average density of 17 + 9.94 seedlings / m². However, at the end of the sampling the seedling mortality was 100% and there was no recruitment. The results indicated that the current physical conditions do not favor the conservation of cork in the sector of Caño Rico, and if these conditions remain, important relicts of the species would be at risk of local extinction.

Keywords: *Pterocarpus officinalis*, cork, sedimentation, salinity, coastal lagoon, Canal del Dique, natural regeneration.

Introducción

El *Pterocarpus officinalis* Jacq., conocido localmente como corcho, es un árbol siempreverde de la familia Fabaceae, el cual alcanza 40 m de altura, 60-90 cm de DAP en su madurez (Little & Wadsworth, 1964; Slooten, Van Der & González, 1971) y gran producción de frutos flotantes. Su distribución es neotropical desde el sur de México hasta la región norte de América del Sur (Brasil), incluyendo las islas caribeñas (Weaver, 1997). Crece principalmente en tierras pantanosas costeras de agua dulce y bajo contenido de sal, a veces formando rodales casi puros detrás de la línea del manglar. Sin embargo, está sujeto a tensión edáfica severa, en términos de la inestabilidad y las condiciones anaeróbicas de los suelos, lo que contrarresta a través de sus raíces a manera de contrafuertes, estribos y sistema de raíces internas poco profundas o bambas con lenticelas. La función ecológica de los pantanos de *Pterocarpus* se fundamenta en la naturaleza inundable del hábitat que alberga una fauna particular constituida principalmente por reptiles, aves acuáticas, anfibios, crustáceos y moluscos, siendo una de los árboles más importantes de humedales de agua dulce del Caribe (Eusse & Aide, 1999).

En Colombia el *P. officinalis* se encuentra distribuido disgregadamente a lo largo del delta del Canal del Dique. El bosque del área protegida es un rodal homogéneo con 401 hectáreas que representa el único relicto de bosque de corcho del Caribe Colombiano (Sánchez et al., 2000), condición que llevó a la creación del santuario en el año 2002 y la definición de los corchales como un Valor Objeto de Conservación (VOC).

El Santuario de Fauna y Flora El Corchal "El Mono Hernández" (SFF El Corchal "El Mono Hernández") está enmarcado en su parte exterior por el mar Caribe, caños de agua dulce y ciénagas manglárnicas. Se encuentra ubicado en la parte final de la planicie aluvial del brazo artificial del río Magdalena conocido como el "Canal

del Dique", sobre su zona deltaica. Las presiones antrópicas sobre el complejo de humedales del Canal del Dique datan del siglo XVII, con el inicio de las obras del canal, y sus posteriores adecuaciones, que si bien favorecieron la navegabilidad por medio de rectificaciones, han generado un aporte continuo de sedimentos sobre las áreas que naturalmente hacen parte del valle de inundación del río Magdalena. Es importante considerar que el río Magdalena es el que mayor cantidad de sedimentos en suspensión transporta hacia el mar Caribe (144x10⁶ ton/año). Por lo tanto, sus descargas fluviales tienen una gran influencia sobre los flujos de nutrientes, los ciclos geoquímicos, la estabilidad morfodinámica y la dinámica de los ecosistemas costeros, presentando efectos adversos sobre ecosistemas altamente sensibles como los corales y los pastos marinos (Mogollón, 2013). Si bien una de las funciones ecológicas del santuario es la retención de sedimentos gracias a las coberturas de bosque de mangle, la capacidad de carga del ecosistema no es suficiente para frenar la cantidad de sedimentos que provienen del río Magdalena, lo que se evidencia en la pluma de Boca Luisa sobre el mar Caribe, y que además, influencia directa y negativamente los corales del Parque Corales del Rosario y San Bernardo. Esta situación genera alertas para realizar una gestión interinstitucional a nivel nacional, considerando además que los impactos de la sedimentación fruto del canal son de vieja data.

Actualmente las tres presiones con mayor incidencia sobre el bosque de corcho son: 1) la sedimentación proveniente del río Magdalena a través del Canal del Dique y su conexión con caño Correa que está secando las áreas inundables del abanico deltaico del santuario (Figura 1), lo cual se evidencia en la pérdida de la cobertura vegetal del bosque que alguna vez fue denso, según los análisis de integridad ecológica del área protegida (Manjarrés, 2012), situación que a su vez, contribuye al avance de la cuña salina que sitúa a la

especie en un rango de stress fisiológico; 2) la deforestación por ampliación de la frontera agrícola y 3) la sequía producto de las fuertes variaciones climáticas, lo cual implica la disminución de entrada de agua dulce, afectando la dinámica fluvial de los caños Burro/ Portobello, Pablo, y Rico. Dadas las presiones mencionadas y los vacíos de información sobre la dinámica de la especie en el área protegida, a partir del 2014 se priorizó en el marco de la investigación y el monitoreo la consolidación de información de línea base y posterior formulación del diseño de monitoreo.

Conforme a lo anterior, el proyecto de investigación tuvo como objetivo determinar si el cambio

en la salinidad ocasionado por la dinámica de sedimentación en la zona está afectando el crecimiento de la especie; ¿Cuál es la variación en la dinámica de crecimiento de *Pterocarpus officinalis* en dos parches de bosque (uno influenciado por la salinidad y otro no), en el Santuario de Fauna y Flora El Corchal “El Mono Hernández” en un período de cinco años.

Los estudios sobre el crecimiento del corcho en dos zonas del santuario permitieron construir la línea base y conocer la dinámica de crecimiento de la especie bajo condiciones óptimas, aportando a la priorización y formulación de estrategias de manejo y conservación.

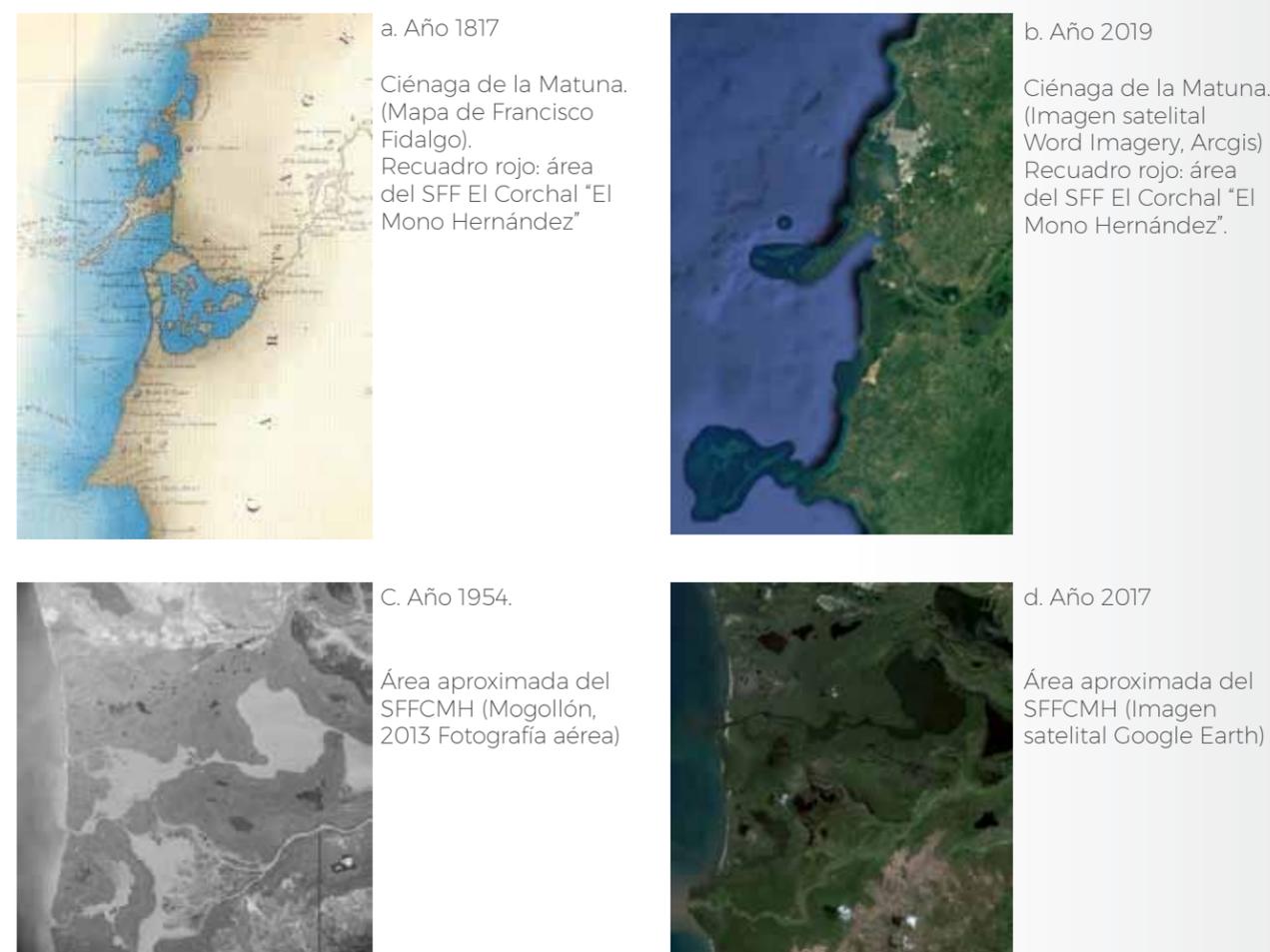


Figura 1. Cambios temporales del abanico deltaico del Santuario de Fauna y Flora El Corchal “El Mono Hernández”

Métodos

Área de estudio.

En el SFF El Corchal “El Mono Hernández”, el corcho forma un bosque homogéneo que se ubica en la parte central sur, en inmediaciones de los caños Portobello, Rico y Correa (Pinilla & Duarte, 2006). Para el monitoreo del bosque de corcho se establecieron 6 transectos (100 m X 20 m), tres en el sector denominado Caño Correa (T1, T2 y T3), y tres en el sector llamado caño Rico (T4, T5, T6) (Figura 2). Los transectos de caño Correa se encuentran influenciados por agua dulce y allí se conserva el bosque con las características naturales de este tipo de bosque inundado. Los de caño Rico se encuentran ubicados considerando

el gradiente de salinidad de oeste a este, allí el bosque presenta un notable estado de deterioro dada la problemática de taponamiento de los caños que irrigan de agua dulce al área protegida a causa de los sedimentos provenientes del Canal del Dique. Se evaluaron tres componentes: 1) estructura: cada transecto se dividió en 10 parcelas de 10 m X 10 m, que equivalen a un área de 0,1 ha por transecto; 2) regeneración: en las parcelas 2, 3, 6 y 7, se instalaron dos subparcelas permanentes de 1 m X 1 m, para un total de 8 subparcelas por transecto; 3) fisicoquímicos: en el eje central de cada transecto, se establecieron puntos de muestreo cada 10 m para un total de 11 puntos por transecto (Figura 3).

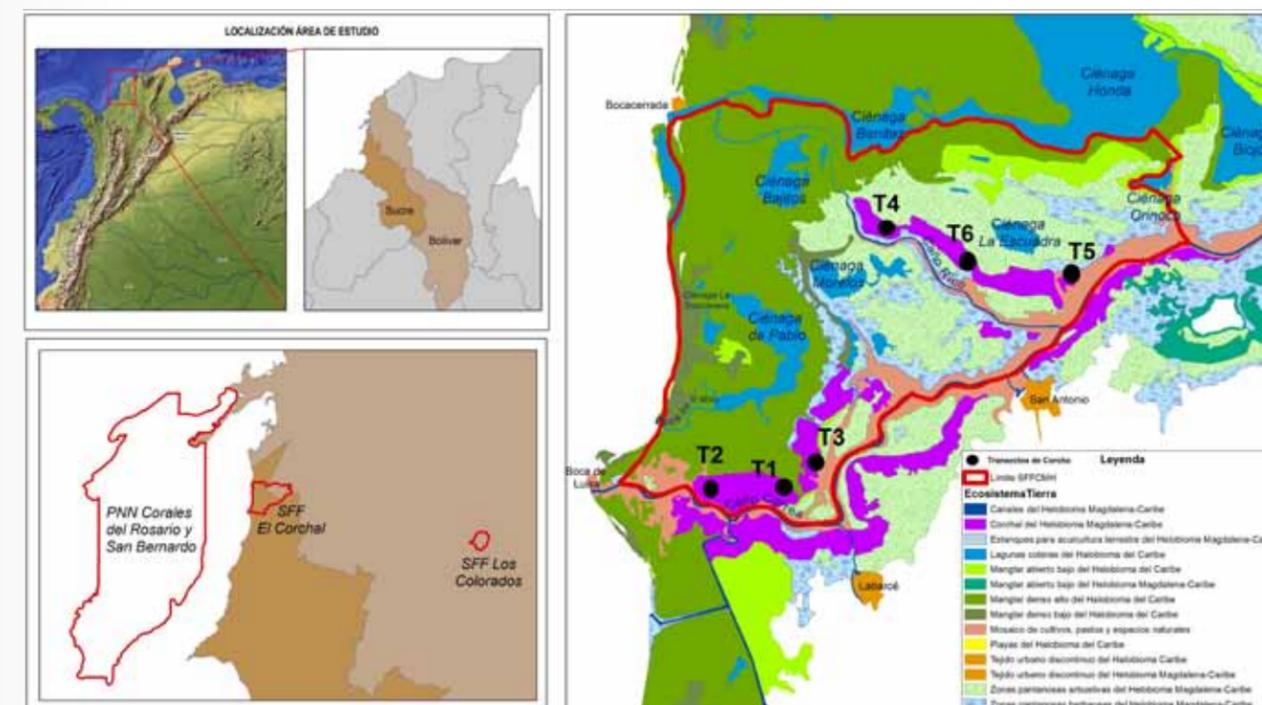


Figura 2. Ubicación general del SFF El Corchal “El Mono Hernández” y de los transectos establecidos para el monitoreo del VOC Bosque de Corcho

Sobre las jornadas de muestreo se tiene que: 1) estructura: muestreos en abril de 2014 a 2017. En cada parcela todos los individuos con DAP \geq 2.5 cm fueron marcados, y en cada jornada de campo se registró: DAP y el estado del individuo (vivo, muerto, cortado, inclinado, mal estado, partido, caído vivo); 2) regeneración natural: muestreos en febrero, mayo, agosto y noviembre de 2015 a 2017. En cada subparcela todas

las plántulas y juveniles (DAP \leq 2.5cm) de corcho fueron marcadas, y en cada jornada de campo se registró: el número de plántulas vivas, muertas y nuevas, con el fin de determinar variables como la densidad, mortalidad y reclutamiento. c) Fisicoquímicos: muestreos en marzo, julio, septiembre y diciembre de cada año. En cada punto se registró el nivel de inundación (2014, 2015 y 2016) y salinidad (2016).

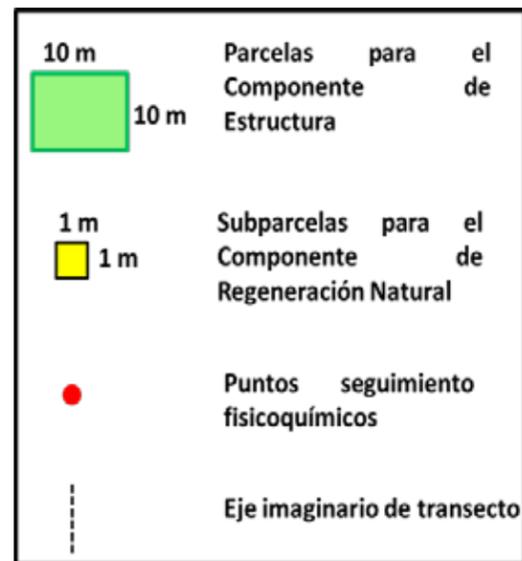
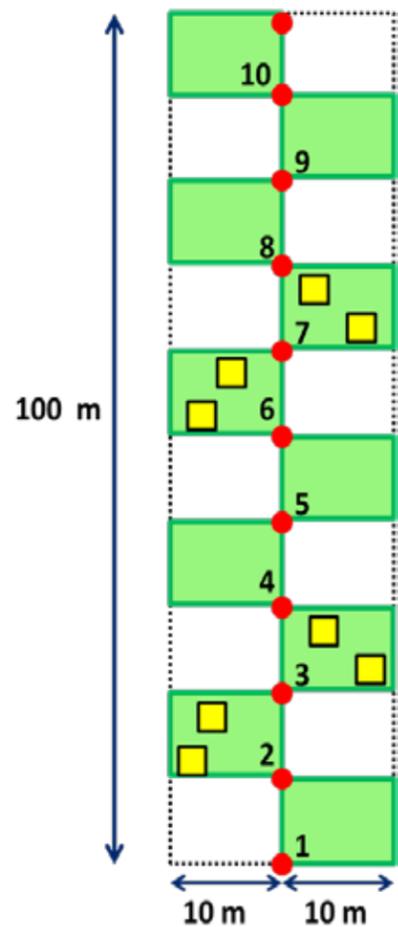


Figura 3. Representación gráfica de un transecto de monitoreo de Corcho en el SFF Corchal "El Mono Hernández" con la ubicación de las parcelas permanentes de estructura, subparcelas de regeneración y puntos fisicoquímicos

Resultados y discusión

En caño Correa se registraron datos durante cuatro años (2014 a 2017) para los tres transectos (T1, T2, T3). En caño Rico, se registraron datos de tres años (2015 a 2017), para dos transectos (T5 y T6) mientras que para el otro transecto (T4) se registraron datos durante cuatro años (2014 a 2017). Cabe aclarar que para los transectos T4 y T5, se presentó una mortalidad total de individuos al siguiente año de su establecimiento.

Componente de estructura.

Abundancia.

En el año 2014, se registraron un total de 807 individuos con DAP ≥ 2.5 , siendo el año con el menor número de individuos; cabe aclarar que para este año solamente se habían establecido 4 transectos. En el año 2015, se registró la mayor abundancia con un total de 2922 individuos, la cual disminuyó en los años 2016 (1073 individuos) y 2017 (1058 individuos). El número de árboles fue mayor en los transectos ubicados en Caño Correa y menor en los de Caño Rico para todos los años evaluados (Figura 4).

Densidad.

La densidad promedio fue mayor en caño Correa y menor en caño Rico. Dicha disminución coincide con el gradiente de salinidad de oeste a este; donde la menor densidad se registró en el transecto más influenciado por la cuña salina (T4), es decir, con mayor salinidad, seguido del transecto T5 y T6, los cuales presentaron menor influencia de la salinidad (Figura 5).

Distribución por clases diamétricas.

En caño Correa para todos los años evaluados en los tres transectos la distribución diamétrica presentó un patrón de "J invertida", situación que evidencia un estado deseable en las condiciones de estructura del bosque. En caño Rico se registró una distribución en campana, con mayor número de individuos en las categorías diamétricas intermedias (latizales) y menor en las categorías de brinzal y latizal, evidenciando el bajo número de individuos juveniles e incluso

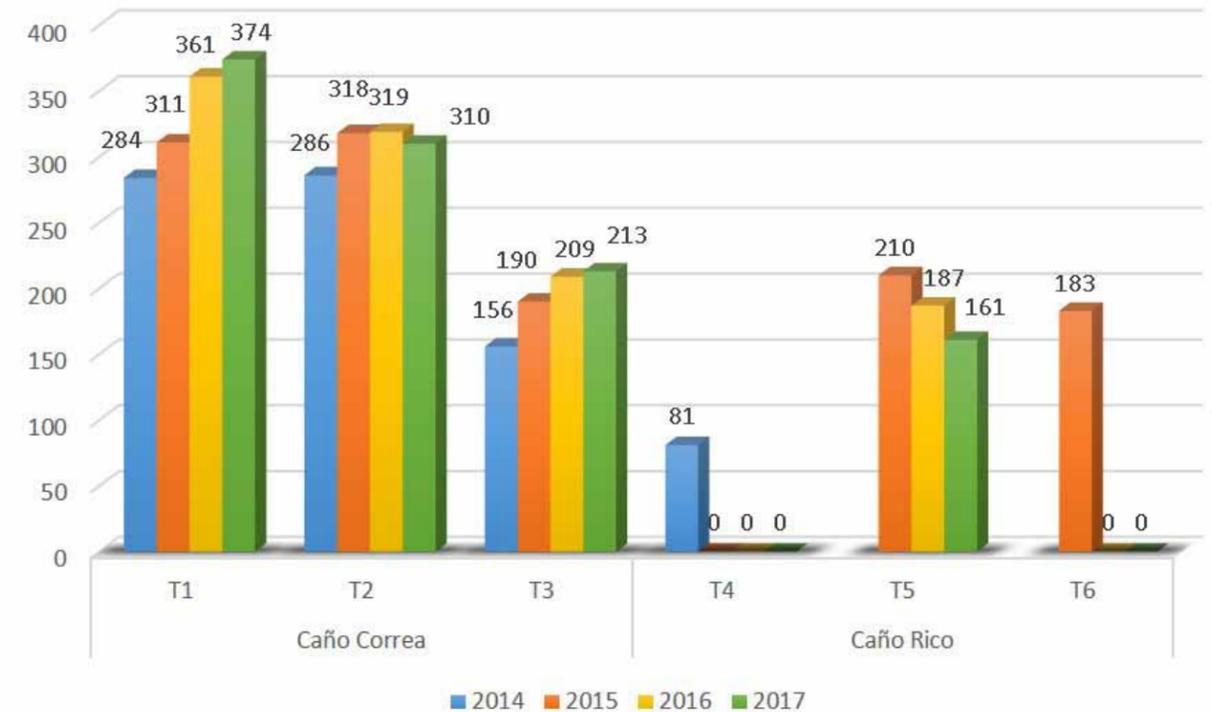


Figura 4. Relación del número de individuos de *P. officinalis* registrado por transecto y año de monitoreo en el SFF CMH para los años 2014-2017

ausencia de los mismos, lo cual a futuro dificultará el mantenimiento del bosque. Para los años 2016 y 2017, el único transecto de caño Rico que presentó árboles vivos fue T5, en donde se observó un aumento en el número de árboles en la categoría de menor tamaño, y una distribución del tipo "J invertida" (Figura 6).

Interpretando la curva de tendencia de la distribución diamétrica del total de transectos en caño Correa, corresponde indicar que la población estudiada es auto regenerativa, una vez que existe una alta concentración de individuos en las clases menores con reducción acentuada para las clases mayores. La tendencia de la curva de la *J invertida* también señala que la comunidad vegetal se encuentra en coherente proceso de desarrollo en dirección a etapas de crecimiento y productividad vegetal más avanzadas.

En relación con la curva anormal de la distribución diamétrica para los transectos de caño Rico, su resultado muestra la existencia de una insuficiente auto regeneración, lo cual compromete la capacidad potencial de la densidad y la estructura del bosque (Madeira et al., 2009). Las

diferencias entre los patrones de la distribución diamétrica entre los sectores, pueden ser resultados de la influencia constante de la cuña salina en los fragmentos arbóreos estudiados en caño Rico.

Componente regeneración.

Densidad de plántulas.

La densidad promedio de plántulas en todos los periodos fue mayor en los transectos ubicados en caño Correa influenciados por agua dulce, respecto a lo registrado en caño Rico influenciados por la salinidad. En caño Correa la densidad promedio fue disminuyendo a lo largo del muestreo, así en el transecto T1 presentó la mayor densidad registrada para el área con 70 plántulas/m² en el primer trimestre (diciembre-2015; Figura 7). En caño Rico, los transectos T4 y T6 no presentaron regeneración natural de individuos, esto debido a la permanente inundación de más de 30 cm de agua salobre (17% y 29% de salinidad), que impide el desarrollo de plántulas. Estos datos se complementan con el hecho de no encontrar clases diamétricas inferiores en

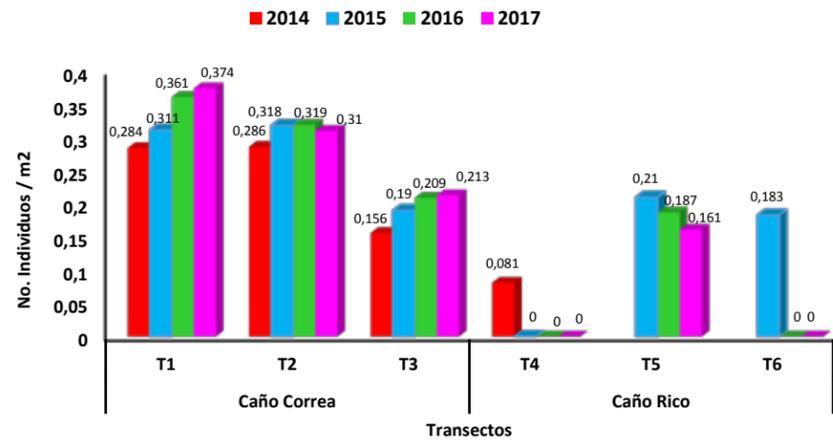


Figura 5. Densidades de *P. officinalis* por sector, transecto y año estudiados en el SFF El Corchal "El Mono Hernández"

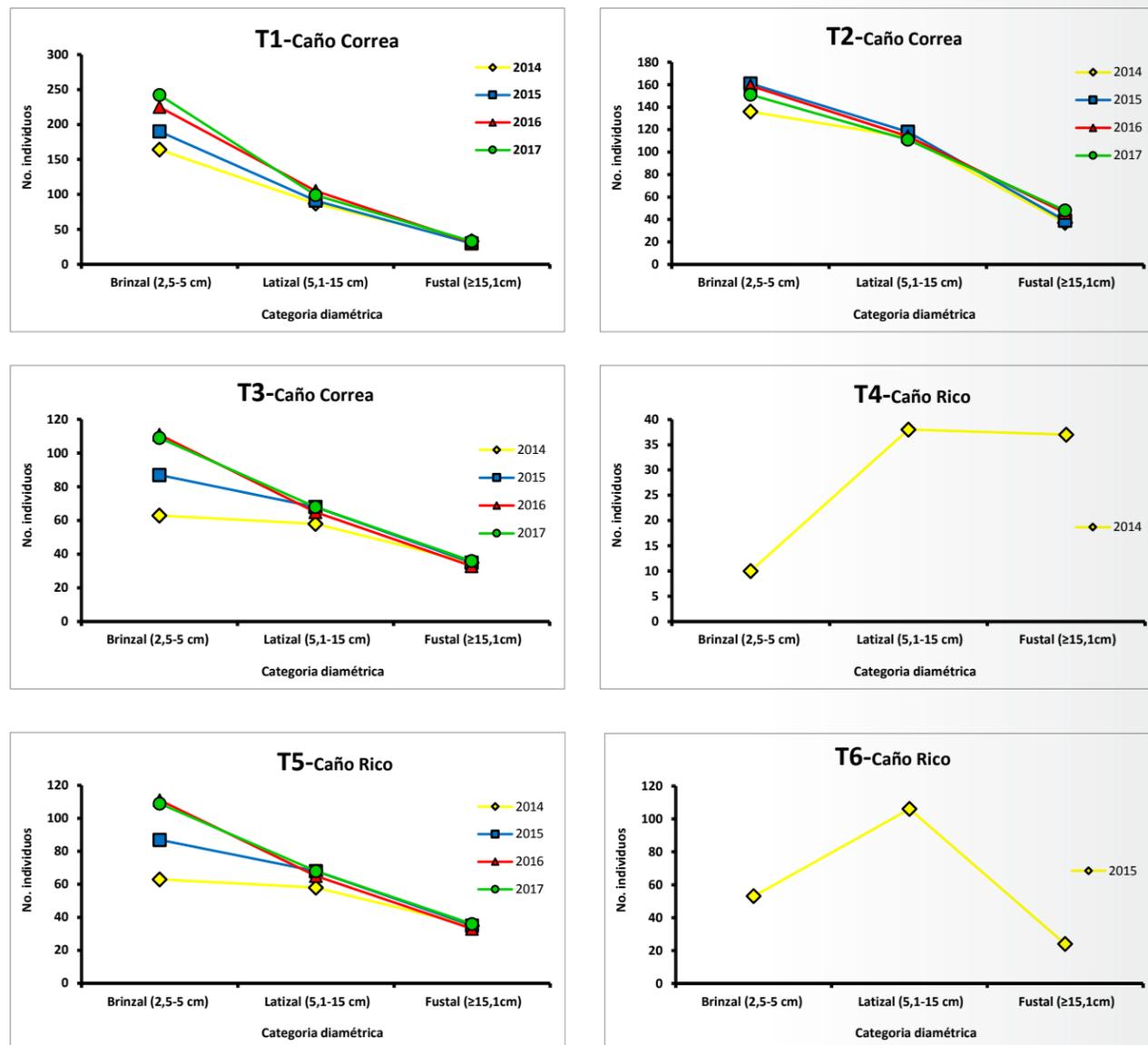


Figura 6. Distribución de individuos de *P. officinalis* por clases de diamétricas en cada año estudiado para los sectores caño Correa (T1, T2, T3) y Caño Rico (T4, T5, T6).

estos transectos, según los análisis de estructura mostrados previamente. En el transecto T5, únicamente se registró presencia de plántulas en los dos primeros trimestres del año 2015, a partir del tercero no se registraron plántulas (Figura 7).

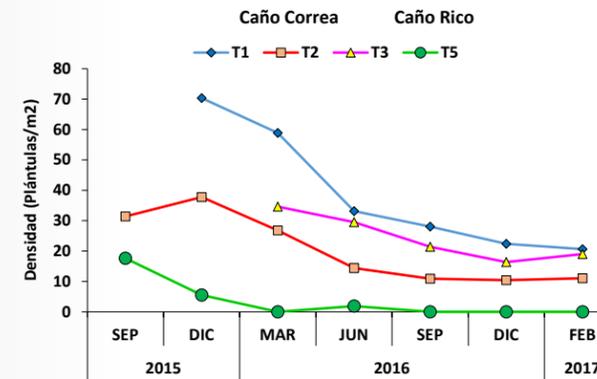


Figura 7. Densidades de plántulas de *P. officinalis* por sector, transecto y trimestre estudiados en el SFF El Corchal "El Mono Hernández".

Mortalidad y reclutamiento.

El transecto T5 de caño Rico, presentó tasas de mortalidad mayores y menor reclutamiento que los transectos ubicados en caño Correa. En caño Rico la mortalidad fue del 69% en los tres primeros meses (sep-dic 2015) y a los nueve meses (jun-2016) la mortalidad fue del 100% (Figura 8), para ningún trimestre se observó establecimiento de plántulas nuevas (Figura 9). La falta de reclutamiento y la alta mortalidad puede ser un efecto de la inundación del bosque en niveles superiores a los 30 cm y las altas concentraciones de sal, razón por lo cual las plántulas que habían logrado establecerse no consiguieron permanecer vivas a causa del derribamiento y ahogamiento.

Por el contrario, la mortalidad de plántulas en los transectos de caño Correa fue menor (promedio de 26,8%) y en ningún caso superó la densidad de plántulas, indicando patrones de regeneración natural que permiten el mantenimiento del bosque (Figura 8); se evidenció reclutamiento de plántulas (Figura 9). De acuerdo con lo anterior, al relacionar los niveles de inundación se establece que si bien existieron cambios en el nivel de inundación, con mayor inundación en diciembre de 2016 para este sector (Figura 10), estos no repercutieron en la mortalidad de plántulas.

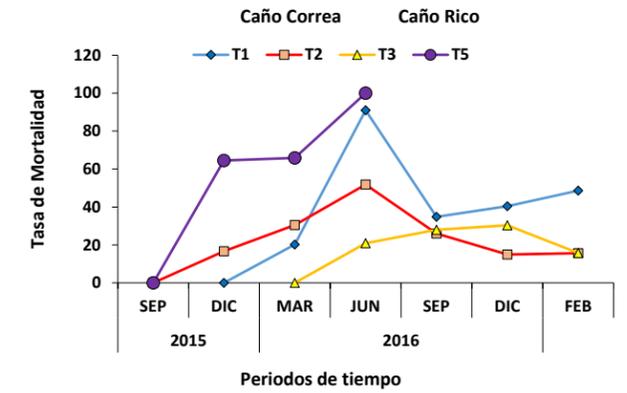


Figura 8. Tasa de mortalidad de plántulas de *P. officinalis* por sector, transecto y trimestre estudiados en el SFF El Corchal "El Mono Hernández"

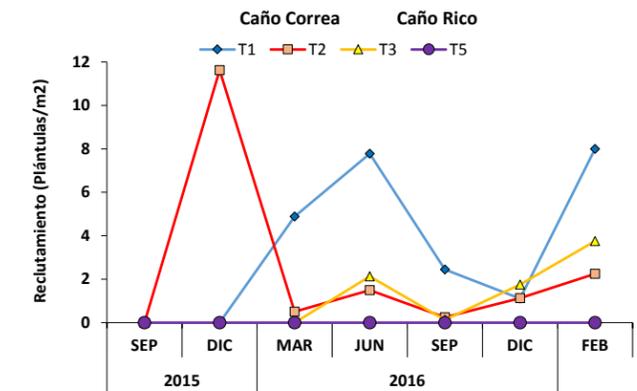


Figura 9. Reclutamiento de plántulas de *P. officinalis* por sector, transecto y trimestre estudiados en el SFF El Corchal "El Mono Hernández"

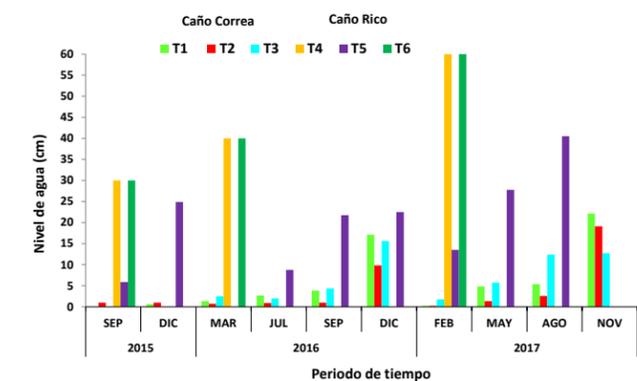


Figura 10. Nivel de inundación promedio registrada por transecto y trimestre estudiados en el SFF El Corchal "El Mono Hernández".

La diferencia entre densidades y tasa de mortalidad de plántulas para los dos sectores (caño Correa vs. caño Rico), puede ser debido a la

mayor densidad de árboles adultos en los transectos de caño Correa ya que el corcho pareciera tener mayor producción de plántulas cuando el nivel de inundación y la salinidad es baja. Este comportamiento podría indicar que el nivel de agua y las concentraciones de sal son determinantes en el establecimiento y la sobrevivencia de plántulas, lo cual coincide con lo manifestado por Álvarez (1990) quien señaló que las plántulas de *P. officinalis* no pueden enraizar cuando la profundidad del agua supera 3 cm - 4 cm y las que están establecidas mueren por inmersión, debido a que disminuye la cantidad de oxígeno en sus raíces.

Salinidad.

Debido a las limitaciones para el registro de la salinidad, el análisis se realizó tomando como referencia los datos obtenidos solo para el año 2016. La salinidad superficial mostró valores mayores en caño Rico, con un gradiente de oeste a este, donde los transectos del sector oeste presentaron mayor porcentaje (entre 19 % y 20 % en T4 y 17 % a 29 % en T6), respecto a los del sector este (2% y 29% en T5) (Figura 11) La mortalidad masiva de árboles adultos, la alta tasa de mortalidad de plántulas y el reclutamiento prácticamente nulo en zonas de alta salinidad (caño Rico), sugiere que los individuos de *P. officinalis* están creciendo actualmente en condiciones extremas de su tolerancia fisiológica. Esto es apoyado por observaciones en campo, en donde se visualiza que los individuos en el sector de

caño Rico tienen menor producción de flores, frutos y hojarasca en comparación con individuos en el área de baja salinidad (caño Correa). Por el contrario, en caño Correa la salinidad solo varió entre 0 % y 4 %, los valores máximos se registraron en la parcela T3 (Figura 11) la cual tiene influencia de la Ciénaga de Pablo, conectada directamente al mar. Estas concentraciones de sal sugieren que los individuos de este sector se encuentran dentro del valor de tolerancia de la especie, reflejado en alta capacidad de regeneración natural, densidad de árboles relativamente constante a través del tiempo y buena estructura del bosque de acuerdo a la distribución de las clases diamétricas encontradas.

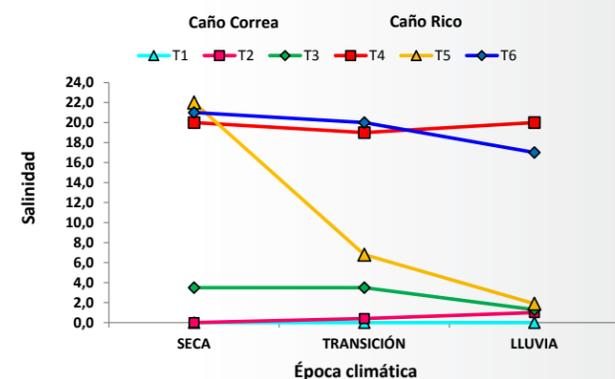


Figura 11. Salinidad superficial promedio registrada durante tres periodos de tiempo (seca, transición y lluvia) en el año 2016, en los seis transectos estudiados en el SFF El Corchal "El Mono Hernández"

Conclusiones

El aumento de la salinidad y del nivel de inundación del suelo ha afectado negativamente el bosque de corcho en el sector de caño Rico. A pesar de que no se ha realizado un monitoreo constante de la salinidad en los transectos de caño Rico se detectó que pequeños cambios en esta variable pueden tener efectos dramáticos sobre deterioro de los árboles adultos, distribución de las clases diamétricas, ausencia de juveniles, la baja sobrevivencia de plántulas y la ausencia de regeneración natural. Lo anterior es una muestra del estrés salino e hídrico al que está sometido el bosque de este sector, debido a que no posee

un aporte de aguas continentales que permitan un lavado óptimo del suelo, siendo las aguas de lluvias su único aporte. Paralelo a esto, las aguas marinas que ingresan por caño Rico, única fuente hídrica constante que recibe el bosque de corcho, ha generado la influencia permanente de la salinidad como principal limitante en el asentamiento, afianzamiento y desarrollo de plántulas y en la buena salud de los árboles adultos. De permanecer estas condiciones en el sistema, muy pronto no habrá plántulas en el sector de caño Rico, quedando importantes relictos de la especie en riesgo de extinción local.

Relacionado con lo anterior, en los últimos 5 años el bosque de corcho en el área protegida ha presentado cambios en su estructura y composición fruto de la falta de conectividad hídrica, que a su vez, genera cambios en las condiciones de salinidad del sistema así: 1) aumento en la asociación del bosque de corcho con el helecho Matatigre (*Acrothichum aureum*) y 2) presencia de mangle rojo (*Rhizophora mangle*) y blanco (*Laguncularia racemosa*) dando paso a un recambio de especies en una franja antes homogénea de corcho.

Si bien el panorama es desolador, el conocimiento local y experto afirma que el corcho es una especie "agradecida", y que de retornar los flujos de agua dulce, se puede contribuir a la recuperación de las áreas actualmente afectadas.

Agradecimientos

Los autores agradecen al equipo humano del Santuario de Fauna y Flora El Corchal "El Mono

Dentro de su Plan de Manejo, el área protegida ha planteado un objetivo estratégico orientado a mitigar los efectos generados por la sedimentación del Canal del Dique, y viene trabajando en este sentido con gestiones institucionales ante entidades competentes como el Fondo de Adaptación, Cardique, Carsucre, y Patrimonio Natural Fondo para la Biodiversidad y Áreas Protegidas, buscando implementar estrategias de manejo locales, una de ellas, es asegurar un flujo de agua dulce permanente al interior del santuario. Estrategias de manejo de esta índole, requieren el accionar de varias instituciones de la zona, así como compromisos a nivel nacional, que a futuro busquen la disminución de la carga de sedimentos, el manejo y la ordenación de la cuenca hidrográfica más grande del país, un compromiso y un reto, en todos los niveles.

Referencias

- Álvarez, M. (1990). Ecology of *Pterocarpus officinalis* forested wetlands in Puerto Rico. En: A.E. Lugo, Brinson, M.M. & Brown, S. (Eds.), *Ecosystems of the World 15: Forested Wetlands* (pp. 251-265). Amsterdam, Países Bajos: Elsevier Science Publishers B.V.
- Eusse, A.M. & Aide, M. (1999). Patterns of litter production across a salinity gradient in a *Pterocarpus officinalis* tropical wetland. *Plant Ecology* (145), 307-315.
- Little, J.R. & Wadsworth, H. (1964). Common trees of Puerto Rico and the Virgin Islands. *Agric. Handb.*, (205), 548.
- Madeira, B.G., Espirito-Santo, M., D'angelo-Neto, S., Nunes-Ferreira, Y.R., Azofeiba, G... Quesada, M. (2009). Changes in tree and liana communities along a successional gradient in a tropical dry forest in south-eastern Brazil. *Plant Ecology*, (201), 291-304.
- Manjarrés, G. (2012). *Componente diagnóstico del Plan de Manejo del Santuario Flora y Fauna El Corchal "El Mono Hernández"*. Producto contractual US- 061.San. Santuario de Fauna y Flora El Corchal "El Mono Hernández". San Onofre, Sucre: Dirección Territorial Caribe, Parques Nacionales Naturales.
- Mogollón, J.V. (2013). *El canal del dique historia de un desastre ambiental. Cartografía, ilustraciones y figuras*. Bogotá, Colombia: El Ancora Editores.
- Pinilla, G. & Duarte, J. (2006). *La importancia ecológica de las ciénagas del Canal del Dique y la determinación de su estado limnológico*. Informe Interno Convenio interadministrativo No 1 - 0037/05. Laboratorio de Ensayos Hidráulicos. Bogotá, Colombia: Universidad Nacional de Colombia.
- Sánchez, H., Ulloa, G., Álvarez, R., Gil, W., Sánchez, A.,... Páez, F. (2000). Hacia la restauración de los manglares del Caribe de Colombia. En Sánchez, H., Ulloa, G. & Álvarez, R. (Eds.). *Proyecto PD 171/91. Rev. 2 (F) Fase 2, Etapa 2. Conservación y manejo para el uso múltiple y el desarrollo de los manglares en Colombia*. Bogotá, Colombia: Ministerio De Medio Ambiente - ACOFORE - OIMT.
- Slooten, H., Van der, J. & González, M. (1971). Latin American timbers. VI. *Bursera simaruba*, *Poulsenia armata*, *Pterocarpus officinalis*, and *Ficus werckleana*. *Turrialba*, 21(1), 69-76.
- Weaver, P.L. (1997). *Pterocarpus officinalis* Jacq. *Bloodwood*. SO-ITF-SM-87. New Orleans, U.S.: Department of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station.



Propuesta metodológica para la determinación de la capacidad de carga turística en playas de conservación y su aplicación en Playa Blanca Barú como contribución al ordenamiento del ecoturismo en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo - Cartagena - Bolívar

- Jair Mendoza Aldana**
Profesional de Ecoturismo y Servicios Ecosistémicos, Dirección Territorial Caribe, Parques Nacionales Naturales de Colombia
ecoturismo.dtca@parquesnacionales.gov.co
- Kenny Yamith Vásquez Ospino**
Profesional de Ecoturismo, Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo.
kennyyamith@hotmail.com
- Yemenis Ordosgoitia Montero**
Profesional de Ecoturismo, Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo.
ecoturismocorales@gmail.com
- Carolina Cubillos Ortiz**
Profesional de Ecoturismo, Subdirección de Gestión y Manejo de Áreas Protegidas, Parques Nacionales Naturales de Colombia
planeacionecoturistica.central@parquesnacionales.gov.co

Methodological Proposal for the Determination of the Carrying Capacity of Tourists in Conservation Beaches and its Application at Blanca Barú Beach as a Contribution to Ecotourism Planning at the Corales del Rosario y de San Bernardo National Natural Park - Cartagena - Bolívar

- Carlos Andrés Martínez**
Oficial Naval, Jefe Área Protegida, Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo.
ledesmann@yahoo.com
- Esteban Zarza González**
Profesional Especializado Investigación y Monitoreo, Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo
esteban.zarza@gmail.com
- Sonia Cañate Vargas**
Técnica apoyo a Ecoturismo, Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo
soniacanatevargas@gmail.com
- Kelly Cogollo Lambertinez**
Profesional de Sistemas de Información Geográfica, Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo
kelito_jcl@hotmail.com
- Lisbeth Torres**
Técnico de apoyo Ecoturismo Comunitario, Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo.
torresambiente@hotmail.com
- Enrique Alfredo Laitano**
Operario del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo
alaitano2015@gmail.com
- Daysi Torres Amaranto.**
Operario del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo
daisyamaranto@gmail.com

RESUMEN

El Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNN CRSB) es un área protegida de 120.000 ha, siendo 95% submarina y con gran diversidad de corales y especies asociadas, esta área protegida junto con la Dirección Territorial Caribe diseñó e implementó una propuesta metodológica para determinar la capacidad de carga turística en playas (CCTP) que incluyó una caracterización específica de

los ecosistemas marinos (unidades ecológicas), análisis de la dinámica turística y una evaluación de impacto ambiental de las actividades turísticas que afectan los ecosistemas marino costeros, todo ello determinante para la zonificación y reglamentación que contribuirá de manera significativa al ordenamiento ecoturístico de las playas. La metodología de CCTP se implementó en el sector de Playa Blanca, ubicada en la Isla de Barú en la zona adyacente del PNN CRSB en Cartagena Bolívar. Las diferentes presiones causadas principalmente por el uso y ocupación ilegal y el ingreso de 13.000 personas/día en temporada alta turística, han degradado paulatinamente los ecosistemas marino costeros. Se identificaron y caracterizaron 16 unidades ecológicas marinas y 23 especies de peces. El análisis de las presiones estableció que Playa Blanca presenta un estado crítico. Con base en lo anterior se establecieron 15 medidas de manejo

orientadas en infraestructura, social-ordenamiento, ambiental, jurídico, control y operación institucional, comunicaciones y educación ambiental. Así mismo, se definió 125 personas/día, como la capacidad de carga efectiva o CCTP, tendiente a subir a una capacidad de carga real de 3.124 personas/día, siempre y cuando las medidas de manejo planteadas para el ordenamiento se implementaran. Con los resultados obtenidos se espera aportar información para minimizar los impactos generados por las actividades y servicios turísticos que hoy en día se desarrollan en dicho sector, contribuyendo a la planificación del ecoturismo a nivel local y regional en el departamento de Bolívar, donde el ecoturismo se convierte en una estrategia de conservación para el PNN CRSB.

Palabras Claves: Capacidad de carga turística, playas de conservación, planificación, ecoturismo, medidas de manejo, presión, unidades ecológicas áreas protegidas.

ABSTRACT

The National Natural Park Corales del Rosario and San Bernardo is a protected area of 120 thousand Ha being 95% submarine and with great diversity of corals and species. This protected area, along with the Caribbean Territorial Directorate, designed and implemented a methodological proposal to determine the tourism carrying capacity Tourism (CCT) that includes a specific characteristic of the ecological marine ecosystems, an analysis of the tourist dynamics and an evaluation of environmental impact of the tourist activities that affect the marine coastal ecosystems, all this determinant for the zoning and regulation that will contribute significantly to the ecotourism of the beaches. The CCT Methodology is implemented in the sector of Playa Blanca, at the Island of Barú in the adjacent zone of the PNN CRSB in Cartagena de Indias, due to the different pressures caused, mainly by illegal use and occupation and the entry of 13,000 people. Day in high tourist season, which have gradually degraded coastal marine ecosystems. 19 ecological marine units and 23 fish species were characterized. The analysis of the pressures established that Playa Blanca presents a Critical status. Based on the above, 28 management measures were established for monitoring, infrastructure, tourist facilities, equipment and personnel. Likewise, 125 people / day were defined, as the capacity of effective load, they would have to climb to a real load capacity of 3.124 people / day, as long as the 28 management measures were planned for the ordering of the implementation. With the results obtained by the tourism activities and services that are currently being developed in this sector, contributing to the planning of tourism at the local and regional level in the department of Bolívar, where ecotourism becomes a conservation strategy for the PNN CRSB .

Key words: Tourism load capacity, beaches, planning, ecotourism, management measures, pressure, ecological units, protected areas

Introducción

Colombia es un país privilegiado al contar con una línea de costa de 3.882 kilómetros, en la cual se ubican playas de gran belleza escénica y diversidad biológica que se convierten en grandes atractivos para turistas nacionales y extranjeros. Diferencia comparativa y competitiva para el país (MinCIT, 2011). El ecoturismo en Parques Nacionales Naturales de Colombia (PNNC) es definido como:

La modalidad turística especializada y sostenible, enfocada a crear conciencia sobre el valor de las **áreas del sistema**, a través de actividades de esparcimiento tales como contemplación, el deporte y la cultura, contribuyendo al cumplimiento de sus objetivos de conservación y a la generación de oportunidades sociales y económicas a las poblaciones locales y regionales (Cubillos, González, Díaz, Ruiz & Mora, 2013, p.17)

En Colombia, éste se desarrolla bajo lineamientos técnicos que permiten garantizar el mantenimiento de los valores objeto de conservación de las áreas protegidas y una experiencia de visita satisfactoria (PNN CRSB, 2016). Consecuentemente, se integran la planificación, el ordenamiento del ecoturismo y los estudios de capacidad de carga, estos últimos como una herramienta para definir el número máximo de personas para el aprovechamiento turístico que los ecosistemas en un sitio pueden soportar, asegurando una máxima satisfacción a los visitantes y una mínima repercusión sobre los valores naturales y culturales como lo establece la Resolución 531 de 2013 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.¹ Además contribuye significativamente a promover medidas de manejo que fortalecen el ordenamiento ambiental de la playa en términos del

turismo y posicionan el ecoturismo como una estrategia de conservación en el área protegida.

El Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo (PNN CRSB) es el área protegida con vocación ecoturística más visitada en el Caribe colombiano. Se ubica en el municipio de Cartagena de Indias Distrito Turístico y Cultural y posee un área de 120.000 hectáreas marinas con ecosistemas de arrecifes de coral, pastos marinos y litorales arenosos que se constituyen como atractivos naturales de la región. En la zona de influencia del parque se destaca Playa Blanca, sitio turístico que tiene como paso obligado el mar que protege el PNN CRSB, y donde confluyen distintas entidades públicas y actores sociales que influyen de manera directa en el manejo y la solución de los principales problemas ambientales, sociales y económicos que hoy en día se presentan debido al desarrollo local del territorio sin planificación adecuada. En el contexto anterior se presentan una serie de conflictos ambientales, sociales y económicos por el uso de los atractivos ecoturísticos, frente a lo que el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo, en coordinación con la Dirección Territorial Caribe y la Subdirección de Gestión y Manejo de Áreas Protegidas de Parques Nacionales Naturales, decidió avanzar con la formulación e implementación de una propuesta metodológica de Capacidad de Carga Turística (CCT) para la unidad de playa (integra la zona emergida y la sumergida) que incluyó información sobre la caracterización ecológica del territorio, la evaluación de impactos, identificación de zonas de uso, reglamentación y desarrollo de medidas de manejo como aporte a la recuperación ambiental, gestión social y ordenamiento turístico de Playa Blanca (Figura 1 y 2).

¹ Resolución 531 de 2013. Por medio de la cual se adoptan las directrices para la planificación y el ordenamiento de una actividad permitida en las áreas del Sistema de Parques Nacionales Naturales



Figura 1. a) Afluencia masiva de visitantes y embarcaciones; b) desechos sólidos dejados por visitantes en la playa y presencia de perros; c) leña obtenida con árboles de manglar de la zona y d) construcciones en las zonas de anidación del AP (PNN CRSB, 2016)



Figura 2. a) Descargas directas de aguas servidas; b) Aspecto negativo de las lagunas de la zona debido a la contaminación; c) Sistemas de tanques sépticos usados en algunas estructuras y d) infraestructuras cercanas a las lagunas (PNN CRSB, 2016)

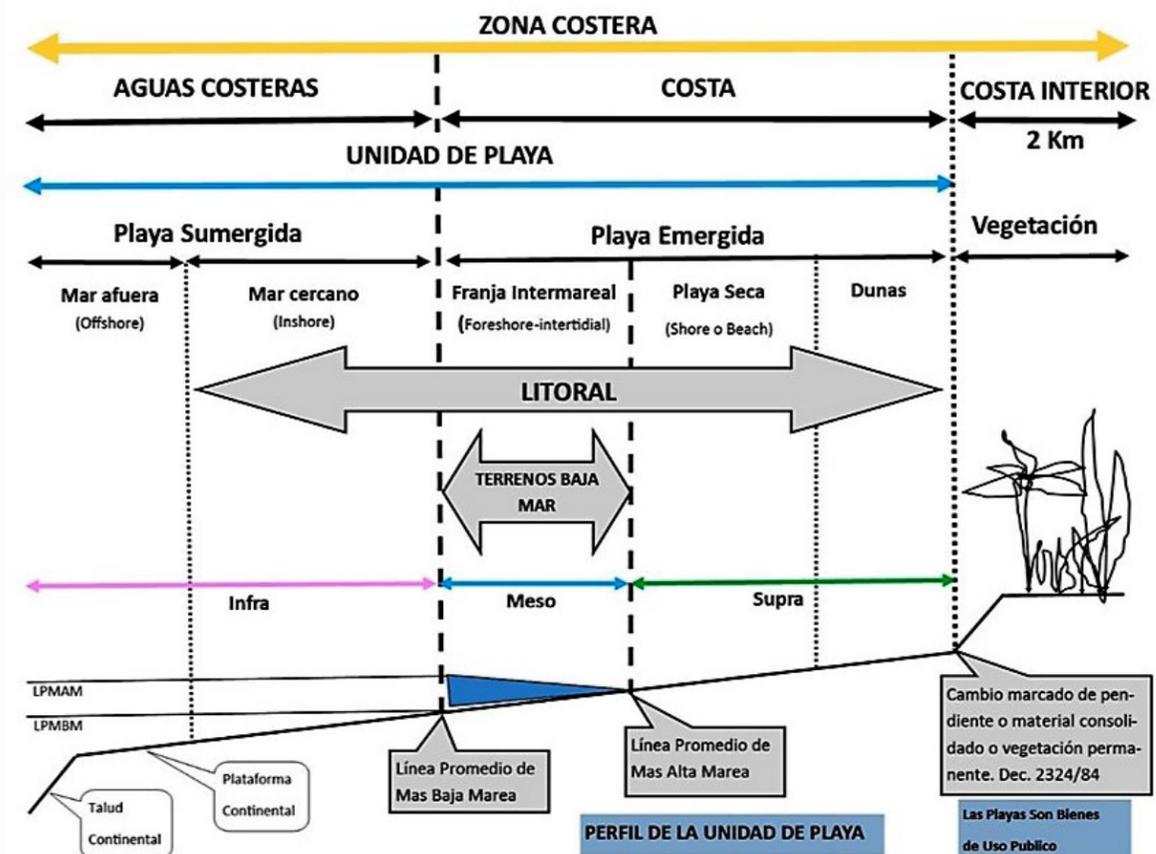


Figura 3. Unidad de Playa para fines Turísticos (Steer, 2005)

Métodos

Área de estudio Unidad de Playa.

El estudio se realizó en Playa Blanca, ubicada en la Isla de Barú al suroccidente de Cartagena, que comprende una franja de 2.8 km, en la zona de influencia del PNN CRSB. Específicamente comprende la zona de litoral, conformado por: 1) playa emergida constituida por una zona de dunas, playa seca y franja intermareal; 2) playa sumergida (rompientes); y 3) playa afuera (aguas afuera).

Para definir la unidad de playa para el uso turístico, se tuvieron en cuenta los criterios técnicos del equipo del AP y los presentes en el Decreto 2324 de 1977² de la siguiente manera: 1) hacia tie-

rra adentro desde la línea promedio de marea más baja, el límite se determina hasta donde se evidencia un cambio marcado en la pendiente, o material consolidado, o vegetación permanente; 2) hacia mar afuera desde la línea promedio de más baja marea, va en línea superficial a 50 m de distancia o hasta una profundidad de 1,70 m (tomando altura promedio de un colombiano) para zonas de bañistas con relación a la batimetría de la playa, para definir otras zonas como actividades sin motor y tránsito de embarcaciones se define con la evaluación ecológica rápida donde el área de playa emergida puede ir desde la línea promedio de baja marea hasta una distancia de 200 m superficiales mar afuera (Figura 3).

² Del Decreto expuesto se tomaron dos criterios para definir hasta donde llegaba la playa tierra dentro que fueron cambio marcado de pendiente y límite permanente de vegetación; ahora bien, para mar afuera se tomó una distancia superficial de 200 metros donde se realizó una evaluación

ecológica que contribuyó a definir zona de bañistas, zonas actividades sin motor y zonas de tránsito de embarcaciones. Para la primera zona, se utilizó el criterio de la profundidad de 1,70m como máximo con relación a límite de los pastos marinos, dando como resultado una distancia promedio de 50m.

En el primer trimestre del 2016 se estableció la capacidad de carga turística para Playa Blanca, con base en tres componentes: 1) caracterización ecológica de los ecosistemas marino-costeros; 2) evaluación de los impactos ambientales y 3) determinación de capacidad de carga turística.

Caracterización ecológica de los ecosistemas marino costeros.

La caracterización se realizó entre PNN y la Fundación para la Conservación y Recuperación de Ecosistemas Estratégicos en Colombia (CORECOL), a partir de los siguientes pasos: 1) análisis en el sistema de información Geográfica (SIG), a partir de imágenes satelitales;³ 2) verificación de coberturas en campo para definición unidades ecológicas; 3) definición de Unidades Ecológicas Submarinas; 4) caracterización de ecosistemas marinos; 5) caracterización ictiológica y de macroinvertebrados vágiles.

Evaluación de Impactos Ambientales.

Se realizó en dos pasos: 1) recopilación y análisis de información secundaria de análisis de amenazas de los ecosistemas del área de estudio; 2) aplicación de la matriz de análisis de riesgo de PNN (Erazo, Rodríguez & Bernal, 2014). Para determinar el impacto ambiental se procedió del siguiente modo: 1) se definió la tipología de la amenaza, de acuerdo a su origen, causa, tipo y efecto sobre los ecosistemas marino costeros o unidades ecológicas; 2) se caracterizó cada amenaza; y 3) se evaluó cada amenaza relacionada con cada ecosistema de acuerdo a tres atributos claves, a saber: intensidad, extensión y persistencia. Es importante mencionar que gran parte de los ecosistemas analizados son valores objeto de conservación del área protegida.

Determinación de la Capacidad de Carga Turística de Playa (CCTP).

Se determinó conforme a los lineamientos de la *Guía metodológica para el monitoreo de impacto del ecoturismo y determinar capacidad de carga aceptable en la Unidad de Parques Nacionales Naturales de Colombia* (Cubillos &

Jiménez, 2010), basados en argumentos técnicos ofrecidos por Cifuentes et al., (1999), y se fortalecieron con ajustes realizados por Mendoza-Aldana & Vásquez-Ospino (en PNN CRSB, 2016) produciendo el concepto nuevo de "unidad playa" y la estimación de capacidad de carga de playas a este ejercicio a partir tres valores: 1) capacidad de Carga Física (CCF); 2) capacidad de Carga Real (CCR); y 3) capacidad de Carga Efectiva (CCE), esta última sería la capacidad de carga turística final de la playa (CCTP).

Capacidad de Carga Física (CCF): es el límite máximo de visitas que se pueden hacer durante un día, está dado por la relación entre factores de Área Total, Área Ocupada, Área Disponible y Área Ocupada por Persona:

$$CCF = \frac{Adp}{Aop} \quad Adp = Atup - Atop$$

Adp: área total disponible de playa, es decir el área disponible para el uso turístico del visitante. Resulta de la resta entre el Área Total y el Área Ocupada.

Atup: área total de la unidad de playa.

Atop: área total ocupada de playa, es decir el área que está siendo ocupada por algún elemento físico o natural y que tiene algún uso particular y/o servicio en la playa.

Aop: área ocupada por persona, es decir el área que usa cada persona, en la cual puede tener un esparcimiento satisfactorio tanto en las actividades turísticas, como para la conservación de los ecosistemas.

Capacidad de Carga Real (CCR): para su cálculo la CCF debe ser sometida a ciertos factores de corrección, basados en criterios de valoración social y físico ambientales, que permitan ajustar el valor inicial y así obtener una capacidad real. La corrección se realiza para evitar que la calidad ambiental de los ecosistemas se deteriore en relación con la dinámica turística en el atractivo y/o que el visitante esté sujeto a riesgos por fenómenos naturales que afecten su visita a la playa.

$$CCR = CCF * [FC1 * FC2 * FC3 \dots FCn] \quad FC = 1 - \frac{MI}{MT}$$

Donde, CCF: Capacidad de Carga Física; FC: Factor de corrección; MI: Magnitud Limitante de la Variable; MT: Magnitud Total de la variable.

Ahora bien, los factores de corrección tomados en cuenta fueron:

a) Marejada y mar de leva.

De acuerdo con los registros y eventos del oleaje a lo largo del año (Abril 2015 - Marzo 2016) suministrados por el Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas (CIOH), se definieron aquellos eventos tendientes a sobrepasar los niveles aceptables propuestos en la Tabla 1. De dicho análisis, el mar de leva y marejada se establecieron como un factor de corrección para la unidad de playa, basándose en los comunicados del CIOH en donde establecen que se deben tomar medidas de seguridad necesarias para la navegación de embarcaciones menores para olas que oscila entre los 2,5 metros de altura, medida que es asociada a eventos de mar de leva y fuerte marejada.

Tabla 1. Rango de la ola para identificar los eventos extremos de mar de leva.⁴

Niveles aceptables de oleaje	
Crítico	>2,45
Regular	0,91 - 2,44
Bueno	0,00 - 1,90

b) Impacto ambiental en los VOC y/o Unidades Ecológicas.

Se tomó como base la metodología para la medición de impactos ambientales en ecosistemas de PNNC (PNN, 2016; Díaz, 2016), y sobre ella se ajustaron algunas variables de evaluación que permitieron llegar a la importancia específica, general y total de los impactos asociados a los ecosistemas marinos costeros/VOC/unidades ecológicas en Playa Blanca (Tabla 2).

Tabla 2. Valoración factor de corrección por impactos ambientales en los VOC (PNN CRSB, 2016)

Importancia total	Conversión a FC
Leve <=324	0,67 - 1
Moderado > 324 y <= 432	0,34 - 0,66
Crítico > 432 y <= 540	0 - 0,33

⁴ La información de eventos extremos de mar de leva para Playa Blanca fue suministrada por la Capitanía de Puerto de Cartagena y el CIOH con un histórico de 25 años.

Capacidad de Carga Efectiva (CCE): de acuerdo con Cifuentes et al., (1999) la CCE es el límite máximo de visitas que se puede permitir, dada la capacidad para ordenarlas y manejarlas.

$$CCE = CCR * CM$$

Donde, CCR: Capacidad de Carga Real; CM: Capacidad de manejo

La CM se define como la suma de las condiciones que la administración de un área protegida necesita para poder cumplir con sus funciones y objetivos. Esta capacidad se toma, en servicios equipamiento y personal asociado para el manejo general presentes en Playa Blanca, evaluando lo que existe actualmente versus el óptimo que se necesitaría para alcanzar el manejo efectivo, así como el estado, localización y funcionalidad para llegar a un nivel calificado de satisfacción.

$$CM = \left(\frac{(\%Personal + \% Infraestructura + \% Equipamiento)}{3} \right) * 100$$

El equipo del PNN CRSB realizó varias jornadas de campo con la finalidad de levantar información que permitiera efectuar los cálculos acorde a las formulas planteadas por la metodología expuesta, incorporando adaptaciones según el caso (Figura 4).



Figura 4. Vista de actividades de campo para la recopilación de información

³ Imagen ortorrectificada a partir de la utilización de RPC's, y un DEM de 30 metros

Resultados y discusión

Caracterización ecológica de los ecosistemas marino costeros.

Se identificaron 16 unidades ecológicas (Figura 5), de las cuales 12 son valores objeto de conservación del PNN CRSB (Asociadas a corales y a pastos marinos), 7 especies de macroinvertebrados vágiles y se identificaron 23 especies de peces con una variabilidad de entre 9 a 23 especies en unidades ecológicas de corales y nos mas de 8 especies en unidades de pastos marinos (CORECOL, 2016).

Con base en lo anterior, se sub-zonificó la playa en 8 áreas con posibilidades de uso en concordancia con las principales áreas de conservación del parque, distribuidas de la siguiente manera: 1) fondeo de embarcaciones; 2) actividad de baño o natación; 3) careteo; 4) deportes náutico sin motor; 5) tránsito de embarcaciones y canales de acceso a la playa; 6) anidamiento de tortugas; 7) uso turístico actual playa emergida; y 8) área excluida de uso, lo anterior constituye la zona de recreación general exterior en Playa Blanca (Figura 6).

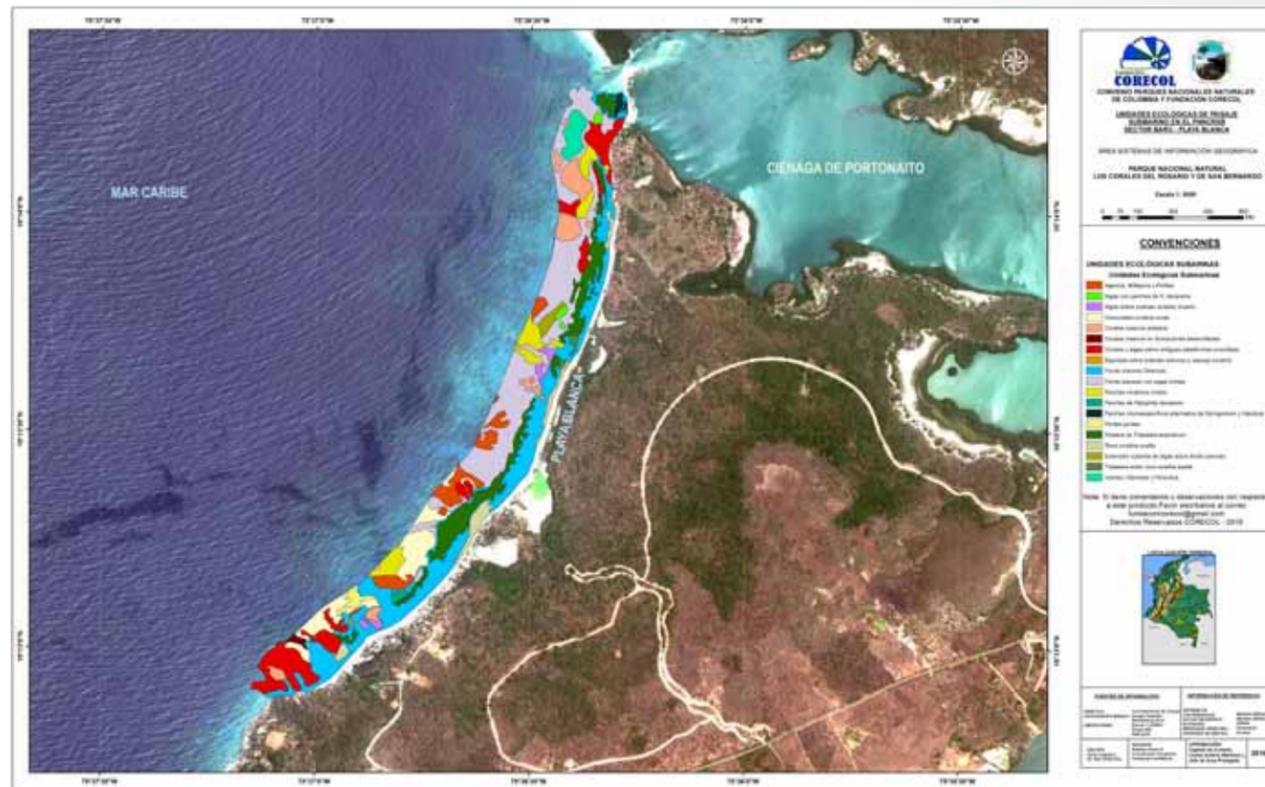


Figura 5. Mapa de coberturas del sector de Playa Blanca-Barú (CORECOL 2016)

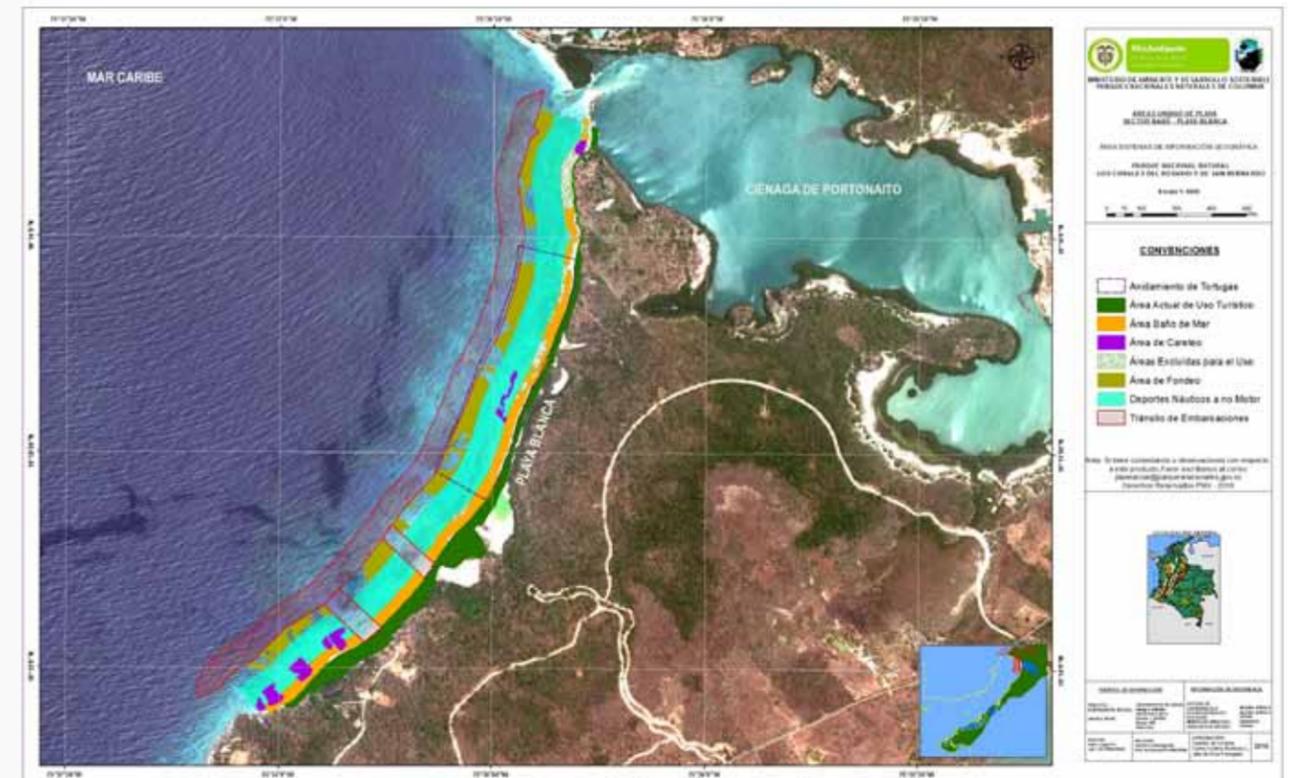


Figura 6. Zonificación de uso Playa Blanca-Barú

Evaluación de impactos ambientales.

A partir del análisis bibliográfico (INVEMAR, 2016; Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas, 2016; Mendoza-Aldana, 2013; CORECOL, 2016) y la información registrada en campo se determinó un origen antrópico de las presiones, siendo la causa principal la ocupación y usos prohibidos del bien de uso público. Las principales presiones fueron tala, residuos sólidos y líquidos, alta densidad de infraestructuras, excavaciones y rellenos, actividades náuticas a motor, buceo con equipo básico (careteo) y extracción y comercialización de material biológico vivo y muerto. El análisis de amenazas presentó una importancia general de 472 para la playa lo que expresa un estado crítico (Tabla 3). Esta condición de crítico es resultado del incremento de visitantes en los últimos 4 años de pasar de 4.173 personas/día en el 2013 a 13.000 personas/día para el 2015 en temporada

alta turística. Dicho incremento demanda más servicios y actividades que han venido desarrollándose de forma ilegal y sin ningún orden, degradando cada vez más los ecosistemas marino costeros tanto en la playa como en el área protegida.

Así mismo, se identificó que la línea de costa viene siendo intervenida progresivamente por el uso y ocupación ilegal que supera al 52% del área de la playa. Constantemente se construyen de manera ilegal infraestructura y planta turística, notándose por ejemplo que en el año 2014 aunque había vallas de señalización en la zona de anidación de tortugas marinas donde no existía ningún tipo de construcción en un área aproximada de 400 m lineales, actualmente esta zona de anidación fue invadida de manera ilegal, causando una afectación en las funciones biológicas como el desove y alimentación de las tortugas.

Tabla 3. Rangos de importancia de la valoración por impactos y conversión al Factor de Corrección

Amenazas / Ecosistemas	Tala	Residuos (Sólidos y/o Líquidos)	Alta densidad de Infraestructura	Excavaciones y Rellenos	Actividades Náuticas a Motor	Buceo con equipo Básico (careteo)	Extracción y comercialización de material biológico vivo y muerto	Importancia General	Importancia Total
Manglares	Crítico	Crítico	Crítico	Crítico	Leve	Leve	Crítico	Crítico (75)	Crítico (472)
Lagunas Costeras	Crítico	Crítico	Crítico	Crítico	Leve	Leve	Moderado	Crítico (75)	
Litoral Arenoso	Leve	Crítico	Crítico	Crítico	Crítico	Leve	Crítico	Moderado (69)	
Pastos Marinos	Leve	Crítico	Crítico	Crítico	Crítico	Crítico	Crítico	Crítico (83)	
Arrecifes Coralinos	Leve	Crítico	Crítico	Crítico	Crítico	Crítico	Crítico	Crítico (85)	
Tortugas Marinas	Crítico	Moderado	Crítico	Crítico	Crítico	Moderado	Crítico	Crítico (85)	

Importancia General	Importancia Total	Conversión a FC
Leve <=54	Leve <=324	0,67 - 1
Moderado > 54 y <= 72	Moderado > 324 y <= 432	0,34 - 0,66
Crítico > 72 y <= 90	Crítico > 432 y <= 540	0 -0,33

Determinación de la capacidad de carga turística en unidad de playa.

En la Tabla 4, se presentan los resultados obtenidos para CCF, CCR y CCE:

El área ocupada por persona se calculó con base en Aranguren et al., (2008), Betancourt & Herera-Moreno (2005), Pereira da Silva, (2012), Castro, Mendoza-Aldana & Herrón (2011, 2012) (Tabla 5). La CCF fue 10.072 personas/día. Aplicando los FC la CCR se ajustó a 3.124 personas/día, luego la CCE aplicando la CM dio 125 personas/día. Esto representa el número de personas que pueden estar por día en la playa con relación al estado actual de la misma. La Capacidad de Carga turística de Playa Blanca (CCTP) es de 125 personas/día correspondiente a la CCE. Este valor obedece a los niveles críticos arrojados por el resultado del análisis de la amenaza (Tabla 4), así como la calificación obtenida

para la capacidad de manejo (CM) la cual no superó el (0.04 o 4%), evidenciando una falta de gestión en el manejo ambiental y el ordenamiento turístico; el crecimiento incontrolado de actividades y su manejo inadecuado así como la deficiente planificación, la falta de continuidad, la ausencia temporal de organismos de control y la demanda creciente e incontrolada de servicio turísticos han sido factores fundamentales para el incremento de las problemáticas sociales, ambientales y de ocupación ilegal.

Con base en lo anterior, se definieron 15 medidas de manejo divididas en 6 temáticas (Tabla 6): infraestructura, social-ordenamiento, ambiental, jurídico, control y operación institucional, comunicaciones y educación ambiental. Es así mismo que a medida que estas medidas se desarrollen al corto, mediano y largo plazo en la playa la CCE se moverá hacia la CCR tendiendo alcanzar los 3.124 personas/día Fuente PNN CRSB, 2016.

Tabla 4. Cálculo de Capacidad de Carga en Playa Blanca (Escenario actual) - PNN CRSB

CÁLCULOS DE LA UNIDAD DE PLAYA: PLAYA BLANCA		
DETALLE	VALOR	FÓRMULA
Atup: Área total de la unidad de Playa	265.072 m ²	$Adp = Atup - Ato$ $Adp = 265.072 \text{ m}^2 - 63.636 \text{ m}^2 = 201.436 \text{ m}^2$ $CCF = Adp / Aop$ $CCR = CCF * FRmm * Fvoc$ $CCR = 10.072 \text{ Persona/Día} \times (0,94 * 0,33) = 3.124 \text{ Persona/Día}$ $CCE = CCR * CM$ $CCE = 3.124 \text{ Persona/Día} * 0,04$ $CCE = 125 \text{ Persona/Día}$
Ato: Área total ocupada playa	63.636 m ²	
Adp: Área total disponible Playa	201.436 m ²	
Aop: Área ocupada por Persona	20 m ² /persona/día	
CCF: CAPACIDAD DE CARGA FISICA Persona/Día	10.072 Persona/Día	
FRmm Factor marejadas y mar de leva	0,94	
Fvoc: Factor por impacto ambiental a los VOC	0,33	
CCR: CAPACIDAD DE CARGA REAL	3.124 Persona/Día	
CM: CAPACIDAD DE MANEJO ¹	0,04	
CCE: CAPACIDAD DE CARGA EFECTIVA	125 Persona/Día	

Tabla 5. Área ocupada por persona en Playa Blanca - (Aranguren et al., 2008)

ACTIVIDADES	SUP/P/DÍA	Pereira da Silva (2002)
Sombra	4,00	15 a 20 m ² : Densidad moderada, característica para playas de mayor distancia a centros urbanos, con poca infra-estructura.
Sol	4,00	
Juego	10,00	
Caminar	2,00	
Nadar	10,00	
TOTAL	30	

Tabla 6. Medidas de manejo institucionales para la gestión de Playa Blanca – PNN CRSB

Ámbito de gestión	Zona de manejo	Medida de manejo	Responsables
Infraestructura	Terrestre	Adecuación de infraestructura para el control de acceso terrestre	Alcaldía de Cartagena
	Marino	Adecuación de infraestructura para el control y ordenamiento de las actividades marinas	Parques Nacionales Naturales de Colombia
Social y ordenamiento	Terrestre	Organizar la prestación de servicios turísticos en la playa y lograr la recuperación del espacio público	Alcaldía de Cartagena
	Marino	Organizar los servicios turísticos relacionados con las actividades acuáticas	Parques Nacionales Naturales de Colombia, DIMAR
Ambiental	Terrestre	Desarrollar un plan de gestión de residuos	Alcaldía de Cartagena
		Desarrollar un plan para el manejo de residuos líquidos	Prestadores de servicios- CARDIQUE
		Recuperación de cuerpos de aguas costeros	CARDIQUE
	Marino	Implementar acciones de recolección de residuos en el fondo marino	Parques Nacionales Naturales, Capitanía de puertos
		Desarrollo de un programa de monitoreo del turismo e impactos en los VOC	Parques Nacionales Naturales, Viceministerio de turismo Alcaldía de Cartagena Ministerio de Ambiente
Jurídico	Terrestres	Reglamentar las zonas uso turístico, actividades permitidas y CCT	Alcaldía de Cartagena
	Marino	Reglamentar las actividades turísticas relacionadas con el transporte acuáticos y CCT	Parques Nacionales Naturales, Capitanía de puertos
Control y operación institucional	Terrestre	Desarrollar operativos de control permanente de invasión del espacio público	Alcaldía de Cartagena, Policía Nacional
	Marino	Desarrollar operativo de control para el ordenamiento de las actividades náuticas	Parques Nacionales Naturales, Capitanía de puertos, Guarda Costas
Comunicaciones y educación ambiental	General	Establecer una estrategia de comunicaciones que permita la interacción entre los diferentes actores estratégicos y la comunicación con los usuarios de los servicios de playa Blanca	Alcaldía de Cartagena
		Gestionar procesos de sensibilización ambiental para el cuidado de los recursos naturales protegidos en el área	Cardique Ministerio de Ambiente. Parques Nacionales Naturales

Conclusiones

La caracterización ecológica brindó información inicial base de los ecosistemas que en su mayoría son VOC del área protegida. Esto permitió reconocer específicamente donde están dichas unidades ecológicas y su estado inicial, para de esta manera subzonificar la zona de recreación general marina de Playa Blanca y definir usos para su reglamentación e integración al Plan de Ordenamiento Ecoturístico del área protegida.

Se identificaron 7 grandes presiones en la playa que provienen del uso y ocupación ilegal del bien de uso público y el alto ingreso de visitante en temporada alta turística, siendo estas las causas más representativas que afectan los ecosistemas o unidades ecológicas presentes en dicha playa. Es así que las decisiones políticas y normativas en la implementación de medidas de manejo deben actuar de manera clara, concreta y articulada con la inclusión de los actores estratégicos para su ordenamiento.

El número de capacidad de carga turística se moverá gradualmente de la CCE/CCTP de 125 personas/día hacia la CCR de 3.124 personas/día con relación a la implementación al corto, mediano y largo plazo de las medidas de manejo planteadas para el ordenamiento de la playa. Así mismo los factores de corrección de la CCR se convierten en indicadores de impacto los cuales son referentes para determinar si las medidas de manejo ayudan al ordenamiento de la zona marina de Playa Blanca en el PNN CRSB.

Los resultados obtenidos de la CCE de 125 personas/día en comparación con el registro actual de ingreso de visitantes donde se ha evidenciado más de 13.000 personas/día, indican que evidentemente Playa Blanca ha llegado a un colapso y las medidas que se tomen deben ser urgentes.

El ejercicio de ordenamiento de Playa Blanca es una labor interinstitucional, mientras que la determinación de capacidad de carga turística es una herramienta y un indicador para tomar decisiones frente a este ordenamiento. Es así que las diferentes instituciones competentes deben integrar en sus instrumentos de gestión las medidas de manejo propuestas en este ejercicio, con el fin de alcanzar un ordenamiento turístico sostenible que logre los objetivos de

conservación del área protegida y la satisfacción del visitantes frente a la experiencia de visita.

Recomendaciones

1. Garantizar la continuidad del ejercicio de ordenamiento con la actualización periódica de la herramienta de Capacidad de Carga e implementación de las medidas de manejo surgidas por este estudio. Adicionalmente, tomando como base el resultado de este ejercicio, se hace necesaria la construcción de un plan de ordenamiento de la playa.

2. Las medidas de manejo para la zona marina de la playa deben ser integradas al plan de ordenamiento ecoturístico y así mismo al plan estratégico del Plan de Manejo.

3. Seguir implementando los programas de capacitación y sensibilización en los aspectos de interés del PNN CRSB a las comunidades presentes en la zona, de modo que se logre garantizar los objetivos propuestos en dichos programas.

4. Desarrollar un programa de monitoreo (estado, presión y respuesta de los ecosistemas marino costeros) ajustado a las condiciones de la playa, que sea implementado de forma periódica por parte de las autoridades o actores que tengan injerencia directa en las decisiones de la misma, la necesidad de darle continuidad a estos programas garantizará un aumento en los niveles de gestión del área. Además, este programa debe estar articulado al programa de monitoreo del AP.

5. Tanto la capacidad de carga turística como el ordenamiento ecoturístico general de Playa Blanca debe ser abordado de manera integral por el comité de playas de Cartagena donde el PNN CRSB haga parte activa de este, buscando además integrar la reglamentación de esta playa al decreto 1811/2015 y a los demás instrumentos de ordenamiento ambiental territorial dispuestos a nivel local y regional que involucre a Barú y al AP.

6. Se debe desarrollar un estudio de socioeconómico que permita definir cuantas personas ofrecen servicios, quienes pueden seguir ofreciendo servicios turísticos y quienes no por distintos factores.

Agradecimientos

Agradecemos el apoyo de Carlos Andrés Martínez oficial de la armada jefe del Parque Nacional Natural los Corales del Rosario y de San Bernardo 2012-2016, a la comunidad de Playa Blanca y Santa Ana, al equipo del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo, a la Dirección territorial Caribe y la Subdirección de Gestión y Manejo de Parques Nacionales Naturales. A quienes

aportaron información importante para el estudio como la fundación Corecol, Instituto de Investigaciones Marinas - INVEMAR, el Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas - CIOH, Clara Diago de Corplaya y a las entidades que acogieron el estudio el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible Ministro Doctor Luis Gilberto Murillo y CARDIQUE Director Olaff Puello.

Referencias

Arangure, J., Moncada, J., Naveda, J., Rivas, D. & Lugo, C.C. (2008). Evaluación de la capacidad de carga turística en la playa Conomita, municipio Guanta, Estado Anzoátegui, Venezuela. *Revista de investigaciones* No 64.

Betancurt, L. & Herrera-Moreno, A. (2005). *Acerca de la capacidad de carga física de Playa Grande, Cayo Levantado, Samaná, República de Dominicana. Colaboración*. Reporte Técnico del Programa EcoMar. Santo Domingo, República Dominicana: Programa EcoMar, Inc. y el Centro para la Conservación y Ecodesarrollo de la Bahía de Samaná y su Entorno, CEBSE, Inc.

Castro, L., Mendoza-Aldana, J. & Herrón, P. (2011). *Determinación de la capacidad de carga turística de los sitios de alta visitación del PNN Corales del Rosario y San Bernardo*. Consultoría. Cartagena, Colombia: The Nature Conservancy - PNN Corales del Rosario y San Bernardo.

Castro, L., Mendoza-Aldana, J. & Herrón, P. (2012). *Plan de Ordenamiento Turístico del PNN Corales del Rosario y San Bernardo*. Consultoría. Cartagena, Colombia: The Nature Conservancy - PNN Corales del Rosario y San Bernardo.

Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas del Caribe - CIOH. (2016). *Análisis y resultados de las muestras colectadas del área general de Playa Blanca (Barú) provenientes de las lagunas costeras, como el mar que bordea el balneario, con la finalidad de determinar parámetros fisicoquímicos, biológicos y microbiológicos, Cartagena, Colombia*. Informe Técnico. Cartagena de Indias, Colombia: Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas del Caribe.

Cifuentes, M., Mesquita, C., Méndez, J., Morales, M.E., Aguilar, N.,... Turcios, M. (1999). *Capacidad de carga turística de las áreas de uso público del Monumento Nacional el Guayabo, Costa Rica*. Turrialba, Costa Rica: WWF Centroamérica.

Cubillos, C. & Jiménez, Z. (2010). *Guía para el Monitoreo de impactos del Ecoturismo y determinación de capacidad de carga aceptable*. Bogotá, Colombia: Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia.

Cubillos, C., González, C., Díaz, E., Ruiz, F.L. & Mora, Z.J. (2013). *Guía para la planificación del ecoturismo en Parques Nacionales Naturales de Colombia*. Bogotá, Colombia: Ediprint Ltda.

Díaz, M. 2016. *Guía para la elaboración de planes de manejo en las áreas del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia. Documento técnico. Grupo de Planeación y Manejo, Subdirección de Gestión y Manejo de Áreas Protegidas, Parques Nacionales Naturales*. Bogotá, Colombia: Parques Nacionales Naturales de Colombia.

Eraso, O., Rodríguez, S. & Bernal, J.G. (2014). *Análisis de riesgo a valores objeto de conservación*. Grupo de Planeación y Manejo, Subdirección de Gestión y Manejo de Áreas Protegidas, Parques Nacionales Naturales. Bogotá, Colombia: Parques Nacionales Naturales de Colombia.

Fundación Conservación y Recuperación de Ecosistemas Estratégicos de Colombia (CORECOL). (2016). *Actualización cartográfica y caracterización ecológica de ecosistemas sumergidos de Playa Blanca (Isla Barú) - Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo. Informe final de caracterización de las unidades ecológicas submarinas*. Cartagena de Indias, Colombia: Fundación CORECOL, Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo.

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras - INVEMAR. (2016). *Sobre inspección y visita de campo para la evaluación de condiciones ambientales en el sector Playa Blanca, Isla Barú, II Parte*. Santa Marta, Colombia. Concepto Técnico CPT-CAM-005-16.

Mendoza-Aldana, J. (2013). *Impactos ambientales de las actividades turísticas desarrolladas al interior del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo*. Informe técnico. Cartagena DTH y C., Colombia: The Nature Conservancy - Fundación Colombia Biodiversa.

Ministerio de Comercio Industria y Turismo - MinCIT. (2011). *Documento de política de playas turísticas: Lineamientos sectoriales*. Documento técnico. Bogotá, Colombia: Ministerio de Comercio Industria y Turismo.

Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo - PNNCRSB. (2016). *Estudio técnico de*

capacidad de carga turística del PNNCRSB, caso de Estudio: Playa Blanca, sector Barú. Cartagena DTH y C. Cartagena, Colombia: Cartagena DTH y C.

Pereira da Silva, C. (2002). *Beach carrying capacity assessment: how important is it?* Lisboa, Portugal: Centro De Estudos De Geografia e Planeamento Regional Universidade Nova de Lisboa, Faculdade de Ciências Sociais e Humanas.

Steer, R. (2005). *Manual 5to Curso de Manejo Integrado de Zonas Costera en Colombia*. Buenaventura, Colombia: Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras - INVEMAR.



Monitoreo comunitario para la protección y conservación de las tortugas charapa (*podocnemis expansa*) y taricaya (*Podocnemis unifilis*) en el Parque Nacional Natural Cahunari y su zona de influencia (bajo medio Caquetá, Colombia)

Ana Lucía Bermúdez Romero
 Profesional de monitoreo. Sociedad Zoológica de Frankfurt.
 analubero@gmail.com

Esperanza Leal
 Representante en Colombia de la Sociedad Zoológica de Frankfurt.
 esperanza.leal@fzs.org

Artemio Cano Tabares
 Jefe área protegida. Parque Nacional Natural Cahunari.
 artemio.cano@parquesnacionales.gov.co

Mauricio Guerra
 Profesional de monitoreo-2016. Parque Nacional Natural Cahunari.
 guerramauricio@hotmail.com

Communitary Monitoring for the Charapa (*Podocnemis expansa*) and Taricaya (*Podocnemis unifilis*) at Cahunari National Natural Park and its Buffer Zone (low- middle Caquetá, Colombia)

RESUMEN

En el marco del Régimen Especial de Manejo, el Parque Nacional Natural Cahunari (bajo Caquetá), implementa desde 2014 la Estrategia de Monitoreo Comunitario para la conservación de las tortugas charapa y taricaya. Inicialmente, solo se contaba con la participación de las familias de la AATI PANI, traslapada con el área protegida. En el 2016, se logró la participación del resguardo Nonuya Villa Azul y en el 2017 la del resguardo Curare Los Ingleses, los dos ubicados en la zona de influencia del área protegida, intentado cubrir el eje Caquetá-Puerto Santander-La Pedrera, donde se distribuyen las especies. En un principio el monitoreo se enfocó hacia el hábitat reproductivo, observando, con el tiempo, un aumento y equilibrio en el

número de posturas y disminución en el número de saqueos y nidos inundados. A partir del año 2017 se contempló el avistamiento de charapas durante la época de aguas altas, cubriendo áreas de alimentación y resguardo, donde fueron identificadas rutas de desplazamiento entre 45 y 600 kilómetros. La implementación de la estrategia denota estabilidad y confiabilidad en la toma de información, debido a la presencia de familias, que ejercen gobernanza dentro del territorio a través de recorridos de control y vigilancia, donde hacen cumplir los acuerdos establecidos.

Palabras clave: *Podocnemis expansa*, charapa, *Podocnemis unifilis*, taricaya, tortugas, monitoreo comunitario, conservación, Parque Nacional Natural Cahunari.

ABSTRACT

Since 2014, within the framework of the Special Management Regime, the Cahuinarí Natural National Park (lower Caquetá), implements a Community Monitoring Strategy for the conservation of charapa and Taricaya turtles. Initially, the project only counted with the participation of the families of the AATI PANI, that were living within the protected area. In 2016, the participation of the Nonuya Villa Azul Reservation was achieved, and in 2017 the Reservation Curare Los Ingleses decided to participate as well. Both communities are located in the area of influence of the protected area, attempting to cover the Caquetá-Puerto Santander-La Pedrera axis, where species are distributed. At the beginning, the monitoring was focused on the reproductive habitat, observing over time an increase and balance in the number of positions and decrease in the number of looting and flooded nests. Since 2017, the sighting of charapas during the high water season was contemplated, covering areas of feeding and shelter, where routes of displacement between 45 and 600 kilometers were identified. The implementation of the strategy denotes stability and reliability in the collection of information due to the presence of several families who exercise governance within the territory through control and surveillance of the routes, where they enforce the established agreements.

Keywords: *Podocnemis expansa*, charapa, *Podocnemis unifilis*, taricaya, turtle conservation, community monitoring, conservation, Colombia, Parque Nacional Natural Cahuinarí.

Introducción

El Parque Nacional Natural Cahuinarí (PNNC) se ubica dentro del territorio ancestral del pueblo indígena Bora-Miraña representado en la Asociación de Autoridades Tradicionales Indígenas (AATI) PANI -dios del centro y sus nietos-, condición que le otorga una inmensa riqueza cultural y lo convierte en un parque pionero en el desarrollo de estrategias de conservación concertadas con las comunidades locales (PANI & UAESPNN, 2010). Una de las principales razones para la declaratoria del área protegida fue la presencia de una de las poblaciones más estructuradas a nivel nacional de la tortuga charapa (*Podocnemis expansa*), el quelonio continental más grande de Suramérica y que ha sido explotado en la Amazonia colombiana desde la época de la colonia. A pesar de ser una especie focal de conservación para el área protegida, actualmente continúa la caza de hembras reproductivas, y el saqueo de nidos, donde los huevos son utilizados para el autoconsumo y el comercio en zonas urbanas y de frontera como La Pedrera y Puerto Santander (Bermúdez-R., Cano & Leal, 2017).

Aunque desde la década de los 70 se vienen realizando investigaciones dirigidas a la conservación de la especie, solo hasta el año 2014, con el apoyo de la Sociedad Zoológica de Frankfurt (FZS), se logra la participación de las familias de la AATI PANI como colectores principales de la información generada en la *Estrategia de Monitoreo, Prevención, Control y Vigilancia Comunitaria, para la conservación y protección de la tortuga charapa (Podocnemis expansa)* que además incluye a la tortuga taricaya (*Podocnemis unifilis*), otro quelonio continental, de menor tamaño, pero también muy explotado en la zona. Inicialmente, solo se contempló la participación de la AATI, traslapada con el área protegida; sin embargo, en el 2016 se incluyó el Resguardo Nonuya Villa Azul y en el 2018 el Resguardo Curare Los Ingleses, los cuales se ubican en la zona de frontera del parque.

Dicha estrategia se ejecuta en el marco del Régimen Especial de Manejo (REM), instrumento para la coordinación entre autoridades públicas de áreas traslapadas, de manera que las decisiones de monitoreo, manejo y uso se toman de forma conjunta con la AATI PANI, bajo acuerdos establecidos entre las partes. Entre los acuerdos más importantes se tiene el registro de consumo y aprovechamiento de estas dos especies, donde en la época de aguas bajas, se registran posturas, eclosiones y aprovechamientos, mientras que en la época de aguas altas se registra el avistamiento de charapas en áreas de alimentación y resguardo.

Sobre las especies objeto de estudio, es importante resaltar que tanto las charapas como la taricayas, son tortugas estrechamente relacionadas con los ciclos del río. Sus movimientos son estacionarios y determinados por la disponibilidad de alimento, resguardo y sitios de anidación, según el régimen de lluvias (Páez, Morales-Betancourt, Lasso, Castaño-Mora & Bock [eds.], 2012). La charapa, es la especie continental con los desplazamientos más largos registrados hasta la fecha y con evidencia de presentar migraciones (Ojasti, 1967; Alho, Carvahoy & Padua, 1979; Moreira & Vogt, 1990; von Hildebrand, Bermúdez & Peñuela, 1997). Contrario a lo registrado para la taricaya, que se considera mucho más sedentaria, cuando el nivel del río comienza a descender, las hembras adultas de *P. expansa* salen de los sitios de alimentación en lagos y ríos menores hacia las playas de anidación del río principal, migrando largas distancias (Moreira & Vogt, 1990; von Hildebrand et al., 1997).

En el área de estudio se cuenta con información sobre el hábitat reproductivo de esta especie, de donde se generó información de línea base para la generación de acuerdos de monitoreo, uso y manejo que actualmente permiten la implementación de la presente estrategia. Sin embargo, no se cuenta con información básica

sobre el hábitat de alimentación y resguardo, información necesaria para implementar estrategias de conservación regionales e integrales que permita la toma de decisiones para el replanteamiento de los acuerdos establecidos.

Métodos

Área de estudio.

El estudio se desarrolló en el Parque Nacional Cahuinarí, ubicado en el departamento del Amazonas, sobre la cuenca media y baja del río Caquetá, en jurisdicción de los corregimientos de Puerto Santander, Arica y La Pedrera, así como en su zona de influencia tratando de cubrir el eje Caquetá Puerto Santander- La Pedrera, área colombiana, donde se distribuyen las dos especies. El parque tiene una extensión de 575.500 ha de las cuales el 15% se traslapan con el Resguardo Mirití-Paraná y el 85% con el resguardo Predio Putumayo, donde se ubica el territorio ancestral de los pueblos Bora-Miraña (PANI) (PANI & UAESPNN, 2010), información que se colectó en cuatro sectores de monitoreo. Dentro del PNN Cahuinarí

El monitoreo de las tortugas charapa y tericaya tiene como objetivo principal generar información sobre el estado actual de las dos especies, con el fin de tomar decisiones conjuntas para su conservación en el bajo Caquetá.

y territorio PANI se establecieron dos sectores; Tres Islas y El Bernardo. En la zona de influencia del área protegida, se ubicaron dos sectores: el Engaño-Tintín, en el Resguardo Nonuya Villa Azul, hacia el noroccidente, en la zona de influencia del sector de gestión sur del Parque Nacional Natural Serranía de Chiribiquete y Puerto Caimán en el Resguardo Curare los Ingleses, hacia el sur oriente, en el área de influencia del Parque Nacional Natural Río Puré (Figura 1). Para el apoyo logístico de las familias que realizan el monitoreo en cada uno de éstos sectores, se establecieron campamentos ubicados estratégicamente para el control y la vigilancia del hábitat (playas de desove y zonas inundables de alimentación y resguardo) de charapa y taricaya en época de aguas bajas y altas (Bermúdez-R., Cano & Leal, 2017).

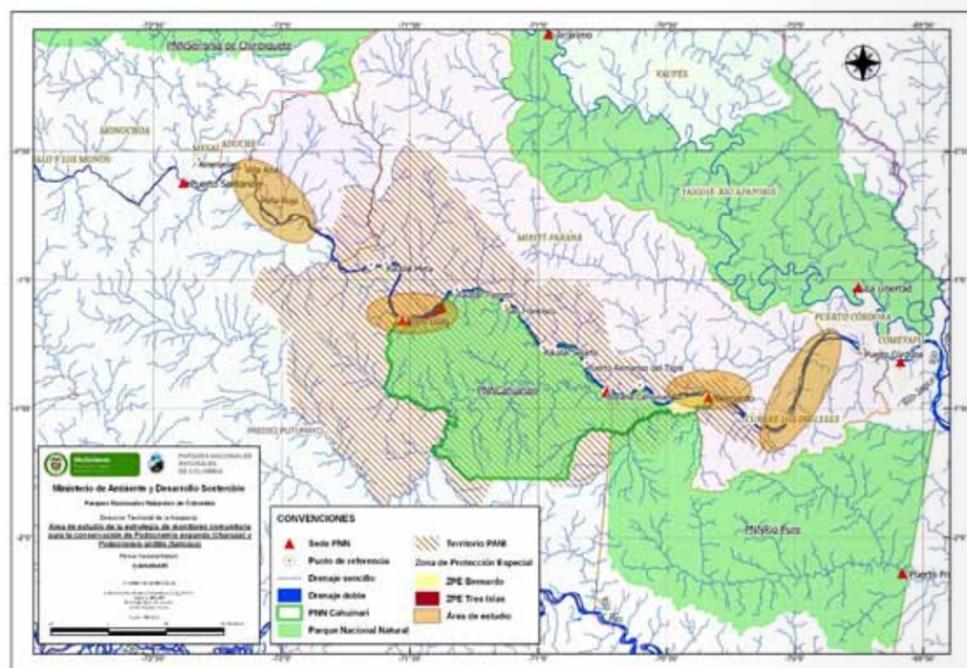


Figura 1. Ubicación de los sectores de monitoreo de las tortugas charapa y taricaya, en el Parque Nacional Natural Cahuinarí y su área de influencia

Los datos fueron registrados por las familias vinculadas al monitoreo desde el 2014 al 2018, las cuales anualmente cumplen turnos de monitoreo, control y vigilancia de 22 días tratando de cubrir actualmente las dos temporadas hidroclicmáticas (aguas bajas [septiembre a marzo] y aguas altas [mayo a julio]). En época de aguas bajas, en las horas de la mañana, se registró el número de nidos en cada playa y el estado de éstos (eclosionado, saqueado, inundado, dañado o entregado). A partir del 2015, las familias ubicadas dentro del área protegida (AATI PANI) y las ubicadas en el resguardo Nonuya Villa Azul, realizaron seguimiento al consumo y aprovechamiento de las tortugas charapa y taricaya, esto teniendo en cuenta que los nidos colocados en las zonas más bajas de las playas, pueden perderse por el fenómeno natural llamado dentro del territorio "lava-playas" (cambios bruscos en el nivel del río que pueden alagar nidos). Por lo anterior, los encargados del monitoreo estuvieron

atentos a éste fenómeno y realizaron el registro de entrega efectiva de estos nidos a las comunidades locales para su aprovechamiento antes de su inundación, tal como fue propuesto en los acuerdos de manejo y uso entre la asociación PANI y el PNN Cahuinarí. A partir del año 2017, teniendo en cuenta que la charapa es catalogada como especie migratoria, se marcaron en el caparazón con pintura reflectiva charapas adultas y reproductivas (en el sector de monitoreo Tres Islas y durante la temporada de desove) con el propósito de identificar desplazamientos a través los recorridos por las zonas inundables (lagos, quebradas y remansos), durante la época de aguas altas (mayo - julio), así como determinar la abundancia de la población e identificar lugares importantes para la alimentación y el resguardo que contribuyan a la toma de decisiones dirigidas a la conservación de ésta especie. Para la tortuga taricaya no se realizó dicha actividad dado que es una especie sedentaria.

Resultados y discusión

En relación con la participación comunitaria, se observó un aumento en el tiempo, registrando para la temporada 4 (2017-2018) un total de 324 familias vinculadas. El AATI PANI es la zona que mayor número de familias registra. Esto se debe a que se encuentra vinculada desde el inicio

de la estrategia de monitoreo y a que es el área donde son más abundantes las tortugas charapa y taricaya. El resguardo Curare Los Ingleses registró la menor participación, debido a que su vinculación se realizó hasta la temporada 4 en época de aguas altas (Figura 2).

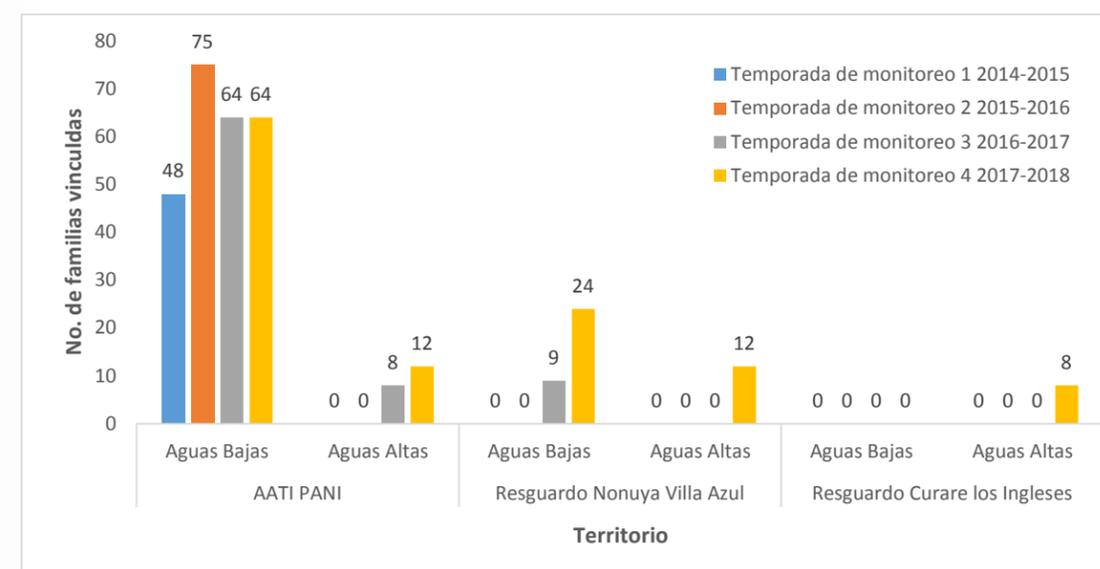


Figura 2. Relación de la participación de las familias en la estrategia de Monitoreo, Control y Vigilancia

Posturas.

a. Tortuga charapa.

El mayor número de nidos o posturas se registró en la temporada 2 (2015-2016) con 2.100 nidos y el menor número se registró para la temporada 4 (2017-2018) con 1.418 nidos identificados. Quizás debido a los cambios bruscos que presentó el nivel del río Caquetá durante la época de aguas bajas (2017-2018) que además de inundar las posturas ubicadas en las partes más bajas de las playas, afectó la disponibilidad de lugares para desovar, ya que las

hembras ponedoras no anidan necesariamente el primer día en que las playas están disponibles de acuerdo con lo señalado por von Hildebrand et al., (1997) (Tabla 1). Para las cuatro temporadas de desove monitoreadas, el número de nidos registrados es muy similar al reportado para la misma zona durante la década de los 80 por Rodríguez (1990) con 2.457 nidos y en los 90 por Martínez, Muñoz & Botero, (1993) con 1.549 nidos. Los datos, no muestran crecimiento poblacional, al contrario, podrían indicar que la población no está reclutando nuevas hembras reproductoras, afectando la estructura poblacional y su dinámica.

Número de nidos registrados	Temporada 1 2014-2015	Temporada 2 2015-2016	Temporada 3 2016-2017	Temporada 4 2017-2018
<i>Podocnemis expansa</i> (Charapa)				
Nidos individuales	989	685	715	866
Nidos masivas	343	1.415	1.283	552
Total nidos <i>P. expansa</i> - Charapa	1.332	2.100	1.998	1.418
<i>Podocnemis unifilis</i> (Taricaya)				
Total nidos individuales <i>P. unifilis</i> - Taricaya	112	35	113	383
Total Nidos de charapa y taricaya	1.444	2.135	2.111	1.775

Tabla 1. Número de nidos de charapa y taricaya registrados durante cada una de las cuatro temporadas de monitoreo

La charapa, a diferencia de la taricaya, anida solitaria (nidos individuales) y en grandes densidades (posturas masivas o gregarias) de hasta 500 hembras desovando de forma simultánea en una misma área (Alho & Padua, 1982; von Hildebrand et al., 1997; Soini, 1996). Para el área de estudio, un porcentaje alto de los nidos registrados corresponden a nidos de postura masiva, todos ellos ubicados únicamente en el sector de monitoreo Tres Islas. En los demás sectores de monitoreo, los desoves son menores y solo se registran nidos individuales, lo que puede ser una respuesta de la especie al verse más afectada y amenazada en áreas cercanas a centros urbanos como La Pedrera y Puerto Santander, donde la especie es más explotada y además comercializada. No obstante, en los años 90 las posturas masivas eran registradas también en la zona El Engaño-Tintín, (muy cerca a Tres Islas) donde fueron disminuyendo en el tiempo y donde desde el 2000 de manera intermitente, se viene realizando actividad de minería ilegal,

que ha cambiado la dinámica de las playas de anidación de esta especie, tan selectiva en el momento de desovar.

b. Tortuga taricaya.

El número de nidos registrados fue variable, siendo la temporada 4 con 383 nidos la que presentó el mayor número durante el muestreo y la temporada 2 el menor con 35 nidos. Si bien se registraron nidos en todos los sitios monitoreados, en la temporada 4 en la zona de Tres Islas se registraron más del doble de los nidos registrados que en otras temporadas. Para esta especie, desafortunadamente no se cuenta con información histórica, pues la mayoría de los estudios realizados en la zona se enfocaron en la charapa. Para el caso de la taricaya, es importante tener en cuenta que la detección de nidos es complicada, debido a que éste es más pequeño en comparación con el de charapa y, en la mayoría de los casos, las lluvias locales pueden borrar el rastro sin

dejar evidencia de ellos, cosa que no ocurre con los de charapa. Igualmente, esta especie a diferencia de la charapa, utiliza una amplia variedad de sustratos para desovar que varían en textura, desde arena, arcilla, greda, limo, gravilla, barrancos inclinados o completamente horizontales (Soini, 1996; Escalona, 2003; Bermúdez-R. et al., 2007; Pantoja-L. et al., 2009), los cuales no son tenidos en cuenta dentro del monitoreo comunitario, ya que éste se limita a las zonas de playas.

Estado de las posturas.

Si bien desde 2014 se contempló el registro del estado de los nidos o posturas de las dos especies, estos datos en las primeras temporadas, no

se tomaron cuidadosamente, lo que se evidenció en el alto número de nidos registrados sin información (no se sabe si eclosionó, se inundó, se entregó, se dañó o fue saqueado). Con el paso del tiempo, las familias fueron adquiriendo mayor compromiso y experiencia en la toma de información, por tanto, en la temporada 4 de monitoreo 2017-2018 el número de nidos de charapa y taricaya sin información, disminuyó notablemente. Así mismo, se observó que la cantidad de nidos inundados fue menor y el número de nidos entregados para su aprovechamiento fue mayor, lo que evidencia que el monitoreo de las posturas se hace cada vez con mayor responsabilidad y asertividad, en el marco de los acuerdos establecidos (Figura 3).

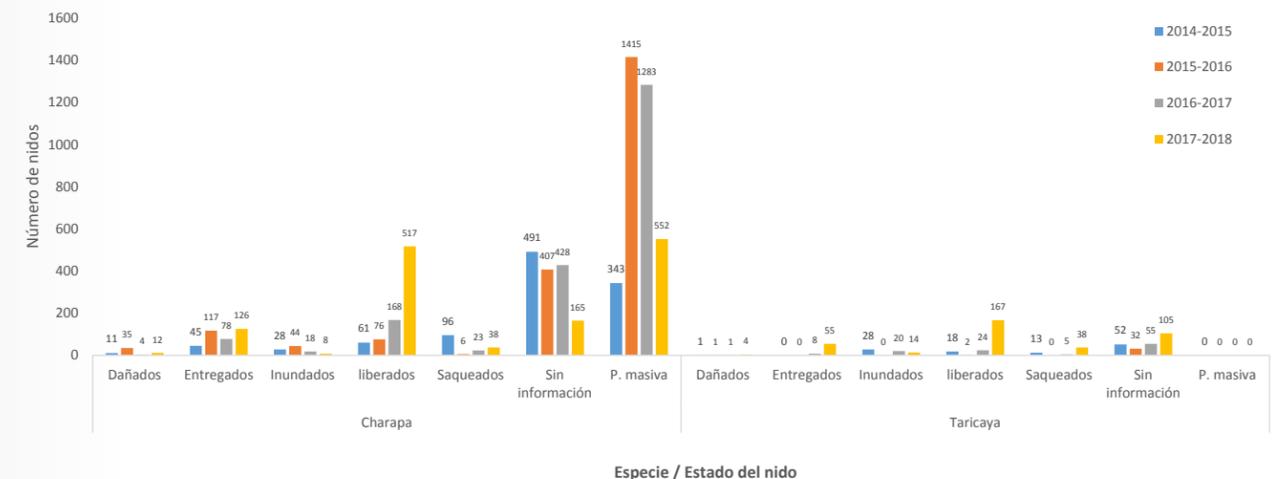


Figura 3. Estado de los nidos de charapa y taricaya, registrados en las cuatro temporadas de monitoreo

Consumo y aprovechamiento

El 64% de las familias indígenas del PANI y del Resguardo Nonuya Villa Azul, realizaron el registro del consumo y aprovechamiento de tortugas charapa y taricaya. En general, se observa que para charapa la mayoría de las capturas están dirigidas hacia las hembras juveniles, mientras para taricaya están dirigidas hacia las hembras adultas. Esto concuerda con lo registrado por Lamprea (2012) para el territorio PANI, quien afirma que la actividad de extracción de charapa es insostenible debido

a que la mayoría de los individuos son capturados por debajo de la talla adulta promedio correspondiente a 67 cm para la cuenca baja del Caquetá según von Hildebrand et al., (1997). Dado lo anterior, la captura de los juveniles e infantiles, estaría frenando el potencial de aportar nuevos individuos a la población para garantizar un recambio generacional. De otra parte, se registró que las mayores capturas ocurren en los remansos y bajos, donde son capturadas con camurí y cuerda, artes de caza artesanales y permitidas dentro de los acuerdos establecidos para el uso de las dos especies.



Figura 4. Marcaje de tortugas charapa con pintura reflectiva. Tortugas recapturadas en las mismas playas donde fueron marcadas en el año 2015

Avistamiento de charapas durante la época de aguas altas de la temporada 4.

Respecto al marcaje con pintura reflectiva realizado para charapa, se marcaron 324 charapas en el sector de Tres islas (Figura 4). Durante los recorridos de avistamiento se registraron en el corregimiento de La Pedrera 7 individuos; en el sector de Puerto caimán subiendo hacia el corregimiento de Puerto Santander, 9 individuos; en el sector El Bernardo, 5 individuos; en los lagos Pluma y Mochilero del río Cahuinari, 2 individuos; en el sector de Tres Islas, 7 individuos; y en el sector El Engaño-Tintín, 9 individuos. Por lo anterior, se tiene que la mayoría de los individuos recorrieron entre 200 y 600 km, distancias que fueron medidas sobre el contorno de los ríos Caquetá, Cahuinari y Bernardo, sin tener en cuenta las zonas inundables que las charapas usan para su resguardo y alimentación. Las charapas registradas en el sector de Tres Islas donde fueron inicialmente marcadas, indican desplazamientos cortos, lo que concuerda con lo propuesto por von Hildebrand et al. (1997) quienes en los ríos

Caquetá y Cahuinari, registraron una distancia máxima de 422 km entre el sitio de captura y de recaptura y una distancia mínima de 45 km.

Es de resaltar que en el año 2015 se realizó el marcaje de charapas con placas en las escamas marginales posteriores, con el fin de estimar la abundancia de la población en el bajo río Caquetá. Sin embargo, esta actividad fue suspendida durante el mismo año, ya que el pueblo Bora-Miraña determinó que este tipo de marcaje estaba por fuera de su contexto tradicional y cultural, lo que podría traer enfermedades al territorio, además de desplazar a las hembras ponedoras hacia otras playas. En el momento de realizar el marcaje con pintura reflectiva, se registraron 12 hembras marcadas con placa, desovando en las mismas playas donde fueron marcadas en el 2015, lo que coincide con los posibles patrones de movimiento reportados por en la literatura, donde se cita que las hembras presentan filopatría y con frecuencia vuelven a las mismas playas a desovar (Ojasti, 1967; Alho et al., 1979; Bock et al., 2001; Valenzuela, 2001).

Conclusiones

- Respecto a la implementación de la estrategia de monitoreo comunitario se ha observado mayor estabilidad y confiabilidad en la toma de información, debido a la permanencia de las familias vinculadas al monitoreo, que además de monitorear, ejercen gobernabilidad dentro de su territorio a través del control y la vigilancia del hábitat de las tortugas, los cuales cubren playas y zonas inundables.
- El número de nidos registrados para las dos especies durante la implementación de la Estrategia de Monitoreo refleja que es posible que no estén entrando nuevas hembras reproductivas a la población de las dos especies, lo que indica que no existe crecimiento poblacional.
- La cantidad de nidos eclosionados aumentó en el tiempo, mientras que de forma contraria

la cantidad de nidos inundados y saqueados disminuyó. Se considera que este resultado ha sido favorecido por el ejercicio diario de control y vigilancia que realizan las familias vinculadas a la estrategia de monitoreo.

- La entrega de nidos para su aprovechamiento (nidos en peligro de inundarse) se realiza de forma efectiva, teniendo en cuenta el comportamiento diario del nivel del río Caquetá, con el fin de disminuir la cantidad de nidos inundados y por lo tanto perdidos. Lo que permite evidenciar que el monitoreo de las posturas se hace en el marco de los acuerdos establecidos para su implementación.
- Se estima que las tortugas del medio Caquetá pueden recorrer distancias máximas de 600 km

aprox. y que es posible que se desplacen por todo el eje Caquetá Puerto Santander-La Pedrera.

- La caza de tortuga charapa, podría considerarse como insostenible dentro del área de estudio, debido a que la mayoría de individuos capturados son juveniles e infantiles que al ser cosechados frenan el potencial de aportar nuevos individuos a la población para garantizar un recambio generacional.
- Mediante los recorridos de control y vigilancia diarios que realizan las familias del territorio, se ejerce la gobernanza, haciendo conocer y cumplir los acuerdos establecidos para el uso y manejo del territorio, lo cual favorece la conservación de las charapas y taricayas en el territorio.

Agradecimientos

A las familias vinculadas en la estrategia de monitoreo comunitario de la asociación PANI, resguardo Nonuya de Villa Azul y resguardo

Curare Los Ingleses. A Parques Nacionales Naturales de Colombia y a la Sociedad Zoológica de Frankfurt.

Lista de referencias

- Alho, C.J.R. & Padua, L.F.M. (1982). Sincronía entre regime de vazante do rio e o comportamento de nidificação da tartaruga da amazônia *Podocnemis expansa* (Testudinata: Pelomedusidae). *Acta Amazônica* 12, 323-326.
- Alho, C.J.R., Carvahoy, A.G. & Padua, L.F.M. (1979). Ecología da tartaruga da Amazônia e aviação do seu manejo na Reserva Biológica do Trombetas. *Brasil Forestal* 38, 29-47.
- Bermúdez-R., A.L., García, N., Méndez, A., Velasco, D.M., Moreno, A.A., Pineros, V.J. y López, J.C. (2007). *Evaluación del estado de las poblaciones de quelonios del genero Podocnemis (P. expansa-charapa, P. unifilis-taricaya, P. erythrocephala-chipiro y P. vogli-galápago) en la cuenca baja del río Guaviare en el Departamento del Guainía*. Documento interno. San José del Guaviare, Guaviare: Corporación para el Desarrollo Sostenible del Norte y Oriente Amazónico C.D.A., Fundación Salvemos al Medio Ambiente FUNAMBIENTE
- Bermúdez-R., A.L., Hoyos, M., Álape, D., Morales-B., M. A. y Solano, C. (2010). Tortugas charapa y taricaya (*Podocnemis expansa* y *Podocnemis unifilis*), un recurso de conservación prioritaria. En: Bermúdez-R., A.L., Trujillo, F., Solano, C., Alonso, J.C. y Ceballos-R., L. (Eds.). *Retos locales y regionales para la conservación de la fauna acuática del sur de la Amazonia colombiana* (pp. 108-127). Bogotá, Colombia: Corpoamazonia, Instituto Sinchi, Fundación Omacha y Fundación Natura.
- Bermúdez-R., A.L., Cano, A. & Leal, E. (2017). *Programa de Monitoreo del Parque Nacional Natural Cahuinari*. Dirección Territorial Amazonía. Parques Nacionales Naturales de Colombia. Leticia, Colombia.
- Bock, B.C., Páez, V.P. & White, M.M. (2001). Genetic population structure of two threatened South American river turtle species, *Podocnemis expansa* and *Podocnemis unifilis*. *Chelonian Conservation and Biology* 4, 47-52.
- Escalona, T. (2003). *Maternal effects on reproductive success in a river turtle (Podocnemis unifilis) in southern Venezuela*. Tesis Doctoral. St., Louis, Missouri, USA: University of Missouri at St. Louis,
- Lamprea, M. (2012). *Desarrollo y aprendizajes del proceso de implementación del monitoreo de los recursos naturales entre El Parque Nacional Natural Cahuinari y la Comunidad Indígena PANI-Dios del Centro y Sus Nietos*. San José del Guaviare, Guaviare: N.A.

Martínez, E., Muñoz, D. & Botero, R. (1993). *Temporada reproductiva 1992-1993. Proyecto Charapas*. Informe de actividades. San José del Guaviare, Colombia: Fundación Biológica Puerto Rastrojo.

Moreira, G. & Vogt, R. C. (1990). *Movements of Podocnemis expansa before and after nesting in the Trombetas River, Brazil*. En Abstracts of the 38th Annual Meeting Herpetologist League and the 33d Annual Meeting of the Society for the Study of Amphibians and Reptiles, 79. New Orleans: Tulane University.

Ojasti, J. (1967). Consideraciones sobre la ecología y conservación de la tortuga *Podocnemis expansa* (Chelonia, Pelomedusidae). *Atas do Simposio sobre a Biota Amazônica* 7, 201-206.

Páez, V.P., Morales-Betancourt, M.A., Lasso, C.A., Castañón-Mora, O.V. y Bock, B.C. (eds.). (2012). *V. Biología y conservación de las tortugas continentales de Colombia*. Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Bogotá, Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH).

PANI (Dios del Centro y sus Nietos) & Unidad de Áreas Especiales Parques Nacionales Naturales. (2010). *Régimen Especial de Manejo, Parque*

Nacional Natural Cahuinarí - Asociación PANI. Bogotá, Colombia: Parques Nacionales Naturales de Colombia.

Pantoja-L. J., Pezzuti, J.C.B., Teixeira, A.S., Félix-S., D., Rebêlo, G.H., Monjelo, L.A.S. y Kemenes, A. (2009). Selección de locales de nidificación y sobrevivencia de los nidos de las tortugas *Podocnemis* del bajo río Purús, Amazonas, Brasil. *Revista Colombiana de Ciencias Animal* 1, 37-59.

Rodríguez, C. (1990). *Biología y conservación de la tortuga charapa Podocnemis expansa en el río Caquetá*. Amazonas, Colombia.

Soini, P. (1996). Reproducción, abundancia y situación de quelonios acuáticos en la Reserva Nacional Pacaya-Samiria, Perú. *Folia Amazónica* 8, 147-164.

Valenzuela, N. (2001). Constant, Shift and Natural Temperature Effects on Sex Determination in *Podocnemis expansa* turtles. *Ecology* 82, 3010-3024.

von Hildebrand, P., Bermúdez, N. & Peñuela, M.C. (1997). *La tortuga charapa (Podocnemis expansa) en el río Caquetá, Amazonas, Colombia: aspectos de la biología reproductiva y técnicas para su manejo*. Bogotá, Colombia: Disloque Editores.



Foto: Jeimmy Cuadrado



Foto: PNN Chingaza



Foto: Guillermina Pulido

Caracterización de la población de perros domésticos en la zona de influencia del Parque Nacional Natural Chingaza

Sandra Lorena Giraldo Salazar

Zootecnista, Esp. Nutrición y Alimentación Animal, Control y Manejo de Perros Ferales, 2016. Parque Nacional Natural Chingaza
loregiraldol226@gmail.com

Characterization of Domestic Dog's Population in the Buffer Zone of Chingaza National Natural Park

RESUMEN

En los últimos años, el Parque Nacional Natural Chingaza (PNN Chingaza) ha identificado la presencia de perros ferales que constituyen una amenaza potencial para las especies silvestres. Factores como el abandono, la tenencia irresponsable de mascotas, la cacería y la presencia del acueducto y la presencia del Ejército Nacional dentro del área han contribuido a que aumente la especie en condición feral. Teniendo en cuenta esta problemática, el PNN Chingaza creó el programa de control y manejo de perros ferales, liderando dos estrategias: 1) la aplicación de encuestas en las zonas aledañas para consolidar un censo de perros domésticos y conocer la percepción de la comunidad ante esta problemática; 2) la formalización

de un protocolo de captura de perros ferales con el fin de observar su comportamiento. Basándose en información cartográfica y registros fotográficos, se priorizaron cinco municipios de la zona de influencia (Fómeque, Choachí, La Calera, Guasca y Junín). Esta primera fase expone la importancia de la articulación con entidades ambientales y alcaldías municipales, ya que es necesario emprender acciones de mitigación que además de concientizar a la comunidad, le apuesten a concretar interinstitucionalmente campañas de control de esta especie que promuevan el respeto a todas las formas de vida.

Palabras clave: Perros ferales, fauna silvestre, presiones, PNN Chingaza, tenencia responsable de mascotas.

ABSTRACT

During the last years, Chingaza National Natural Park (Chingaza NNP) has identified feral dogs in the natural area, which constitute a potential threat for native species. Different factors, such as abandonment, irresponsible pet ownership, poaching, the establishment of the aqueduct and the presence of the National Army within the area have contributed to the increase of the species in feral condition. Considering this problem, Chingaza National Natural Park established the Feral Dog Control and Management Program, leading two main strategies: 1) the development of surveys conducted nearby the protected area to consolidate the domestic dog census and to gather information about the perception of the community regarding this problematic; 2) the formalization of a feral dog capture protocol for behavioral observation. Based on cartographic information and trap camera photographs, five municipalities around the influence zone were prioritized (Fómeque, Choachí, La Calera, Guasca and Junín). This first phase presents the importance of the articulation between environmental entities and municipalities, given the necessity to take mitigating actions that raise awareness in the community about responsible pet ownership, as well as fulfilling interinstitutional population control campaigns that also promote respect to all life forms.

Key words: Feral dogs, wildlife, pressures, PNN Chingaza, responsible pet ownership.

Introducción

Las áreas protegidas como el Parque Nacional Natural Chingaza (PNN Chingaza) son más susceptibles a las especies invasoras al tener en su zona de influencia explotaciones agrícolas y pecuarias. El aumento de estas está relacionado directamente con la cantidad de especies nativas que están inmersas en ella, su ambiente y la perturbación en los ecosistemas asociado al desarrollo de actividades antrópicas. En este caso, el perro doméstico (*Canis lupus familiaris*) es una especie que sigue a los humanos a donde quiera que estos vayan y posee una gran adaptación a todos los hábitats, razón por la que puede llegar a presentar procesos de feralización que tienen efectos negativos sobre la biodiversidad, ya que se representan competencia directa para la misma, generan procesos de hibridación y actúan como predadores potenciales, entre otros (Bowman, Kidd, Gorman & Shulte-Hostedde, 2007). Es por esto que desde los años 70, los perros ferales o semiferales que se han registrado en el parque se consideran como una de las principales presiones, ya que atacan especies silvestres como el venado cola blanca (*Odocoileus goudotii*) y soche (*Mazama rufina*), el borugo (*Cuniculus taczanowskii*) y algunas aves, afectando las dinámicas biológicas de los ecosistemas.

Los estudios adelantados en el área protegida han concluido que factores como la construcción del sistema Chingaza, la introducción de la especie de canidos por parte del Ejército Nacional como herramienta de alertas tempranas, el uso para jornadas de cacería ilegal por personas provenientes de las regiones circundantes y la tenencia irresponsable en fincas aledañas han contribuido a que la presencia de

perros en el parque se consolide (Lora & Rivera, 1998). Por ello, en el año 2015, se creó el programa de control y manejo de perros ferales que en un primer momento busca generar la línea base de la especie.

Para tal propósito, una de las estrategias de manejo fue caracterizar a la población de perros domésticos en la zona de influencia del parque, proceso que condujo a que la presencia institucional ayudara a conocer la percepción de la comunidad ante esta problemática. A partir de esta caracterización, el parque formuló un protocolo de captura (que se encuentra en proceso de aprobación por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible), con el fin de implementar jornadas para retener a los perros que transitan dentro del área, realizarles un estudio etológico y finalmente darlos en adopción. En esta fase de ejecución, el PNN Chingaza está promoviendo convenios con refugios para animales donde sean tenidos adecuadamente.

Las encuestas aplicadas han sido fundamentales para entender el manejo de los perros en la zona de influencia, ya que la mayoría de individuos que se encuentran dentro del parque pertenecen a personas de las fincas cercanas. Esta condición direcciona misionalmente a gestionar estrategias de manejo que vinculen a las comunidades, cuyas actividades antrópicas han potencializado el aumento de la población canina en las inmediaciones del área protegida. Y es aquí donde las corporaciones autónomas regionales y alcaldías municipales se convierten en actores estratégicos en la toma de decisiones para mitigar esta presión que afecta a la fauna silvestre de Chingaza.

Métodos

Área de estudio.

Basándose en estudios previos como el mapa de incidencia de los perros ferales en el PNN Chingaza, avistamientos y registros en cámaras trampa, se priorizaron cinco municipios del flanco occidental (Fómeque, Guasca, La Calera, Junín y Choachí) para la aplicación de las encuestas (de ellos se tuvieron en cuenta

las veredas de influencia directa al área) (Figura 1). La fase de campo para la caracterización de la población de perros domésticos inició en el mes de junio de 2015 y finalizó en junio de 2016. Durante este año se visitaron las veredas de Quebrada Blanca y Chinia pertenecientes a Fómeque; La Trinidad y Santa Ana Alta de Guasca; Buenos Aires, Mundo Nuevo y San José de La Calera; Colombia, Centro Alto, Córdoba y Chorrillos de Junín y por último las veredas del Rosario, La Caja y Chatasuga del municipio de Choachí.

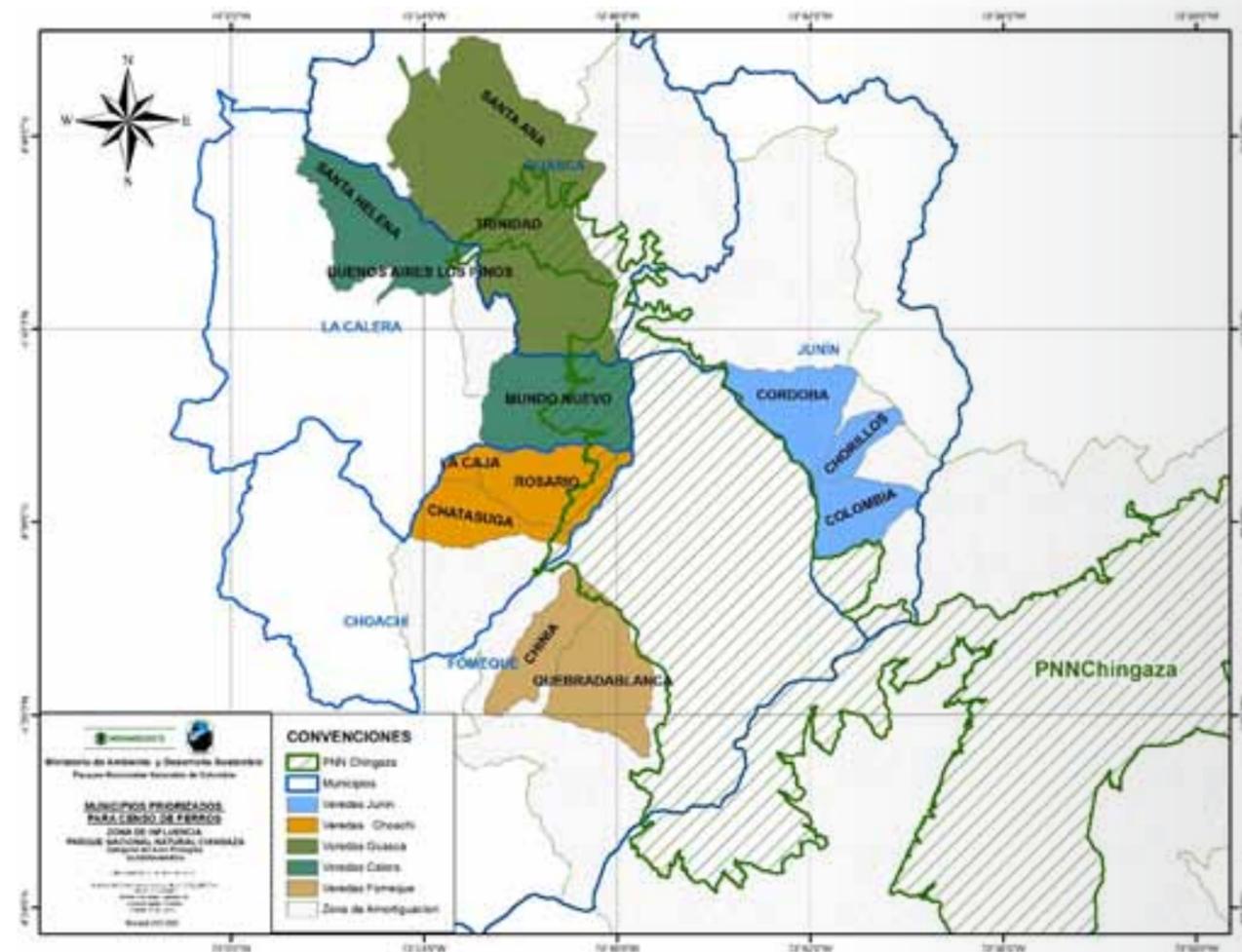


Figura 1. Municipios priorizados para censo de perros en la zona de influencia directa al Parque Nacional Chingaza

Toma de datos.

La encuesta constaba de 29 preguntas diseñadas para determinar tres aspectos esenciales: 1) caracterizar la población de perros domésticos; 2) conocer el manejo que se le da a esta especie en la zona de influencia; y 3) identificar la percepción de las personas ante esta problemática.

Se realizó el registro fotográfico de cada individuo con el fin de construir un banco de fotografías de los perros que viven en la zona de

influencia, insumo primordial para la consolidación de protocolos de verificación que permitan la planificación de acciones de manejo a futuro.

Análisis de datos.

El análisis para la determinación de la población de perros, su tenencia por parte de los pobladores y la percepción de los mismos en cuanto a la problemática como especie invasora se realizó mediante estadística descriptiva.

Resultados y discusión

Las encuestas se aplicaron en 159 fincas de los cinco municipios Fómeque, Choachí, La Calera, Guasca y Junín (Tabla 1), donde el promedio de perro por vivienda es de 3 individuos. A partir de estos resultados, se evidenció que el 99% de la

población posee más de 2 perros y normalmente el 66% de las personas los tienen para compañía y un 32% para protección (Figura 2). La población restante, es decir, el 2%, manifiesta darle otros usos y en ningún caso admiten practicar la cacería.

Tabla 1. Número de encuestas aplicadas por municipio

MUNICIPIO	VEREDA	No. DE ENCUESTAS
Fómeque	Quebrada Blanca	19
	Chinia	19
Guasca	La Trinidad	19
	Santa Ana Alta	7
La Calera	Buenos Aires	11
	Mundo Nuevo	8
	Colombia	6
Junín	Centro Alto	11
	Córdoba	5
	Chorrillos	7
Choachí	El Rosario	21
	La Caja	20
	Chatasuga	6
Total		159



Figura 2. Razón de tenencia de perros en la zona de influencia del PNN Chingaza

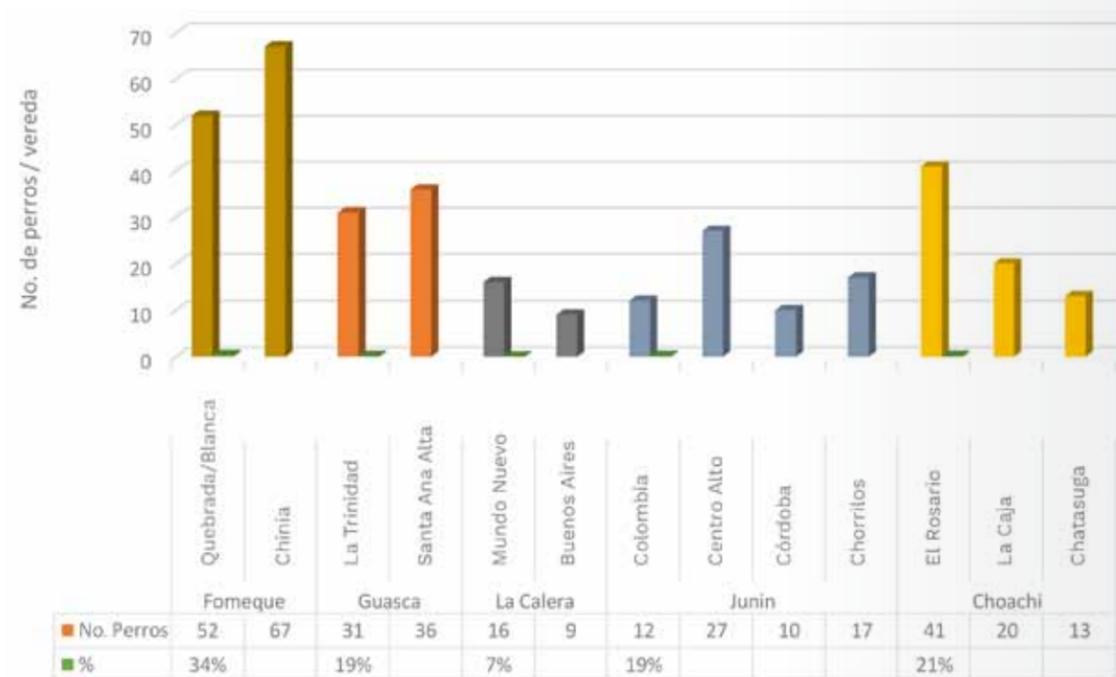


Figura 3. Población de perros en la zona de influencia del PNN Chingaza

En cuanto a la determinación de la población en los municipios aledaños (Figura 3), el censo realizado en las veredas de influencia directa al PNN Chingaza demostró que el número de perros domésticos en los municipios de Fómeque, Guasca, La Calera, Junín y Choachí son de 119, 93, 53, 66 y 74 respectivamente para un total de 450 individuos en las cinco zonas de influencia al área protegida. Las cifras

muestran que los municipios de Fómeque y Guasca poseen la mayoría de la población de perros con el 29% y 23% en comparación con La Calera, Junín y Choachí.

Por otro lado, los resultados revelan que solo el 43% de los perros censados están vacunados contra la rabia y tan solo el 5% de las hembras están esterilizadas. Esto demuestra la falta de

presencia institucional ante un problema de salud pública en donde las campañas de vacunación y esterilización son fundamentales para controlar la población de perros y evitar la transmisión de enfermedades. Además, la mayoría de los pobladores manifiestan que al estar ubicados en zonas tan alejadas del casco urbano, los beneficios para ellos son escasos, sobre todo para el bienestar de sus mascotas.

Sin embargo, el 94% de las personas asegura que si se realizaran jornadas de vacunación cerca a sus veredas participarían activamente. En cuanto a las jornadas de esterilización, el 47% permitiría este procedimiento únicamente en las hembras, mientras que el 53% restante no lo haría. Frente a este tema se observó que culturalmente para estas comunidades no es habitual la esterilización de sus perros y mucho menos si estos son machos.

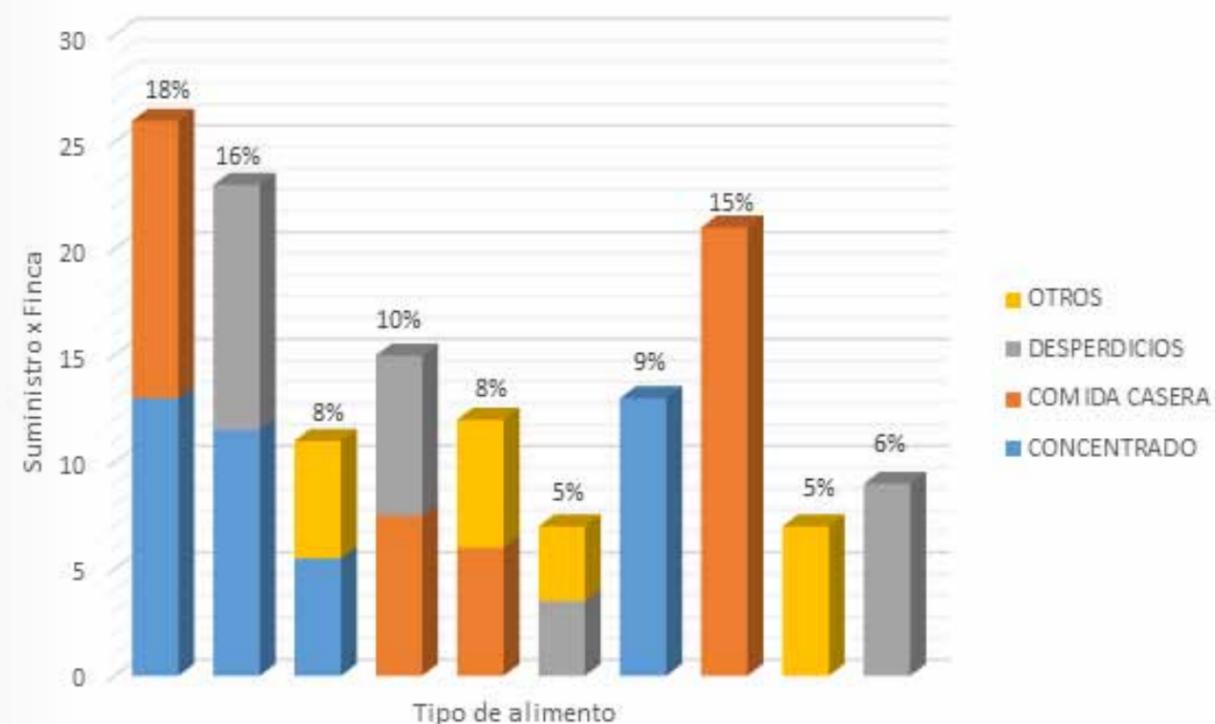


Figura 4. Alimento suministrado a los perros en el área de influencia del PNN Chingaza

Se evidenció que la percepción de bienestar animal varía entre las zonas urbanas y rurales, muestra de ello es que el 92% de los perros de origen rural duermen fuera de las casa, la frecuencia de suministro de alimento a las mascotas en promedio es de 2 veces/día y la variación entre los alimentos es amplia. Entre el 18 y 16% de las personas aseguran mezclar el concentrado con comida casera o con desperdicios (suero de vaca, lavaza o harinas), y el 66% restante suministra solo concentrado, comida casera o desperdicios según la disponibilidad de la finca (Figura 4).

Otra cifra a destacar es que tan solo el 12% de los perros que se enferman son llevados a un veterinario mientras que, en la mayoría de los casos, sus dueños prefieren evitar estos gastos que no solo incluyen los honorarios del veterinario sino también el transporte. La medida que adoptan es la del autocuidado, es decir, esperan a que se sanen o les suministran medicamentos de uso genérico para todos los animales de la finca.

En cuanto a la problemática de los perros en la zona de influencia a Chingaza se determinó que

solo el 16% de las personas conocen el concepto de “perros ferales”, sin embargo, aun sin conocer el término, un 39% es consciente de los daños que estos causan en la fauna silvestre y sobre los animales de producción, percepción que lleva a tener en cuenta una interesante cifra: el 15% de los pobladores ha visto perros sin dueño cazando animales silvestres cerca a sus fincas (la mayoría que admitió verlos, viven en las fincas más cercanas al páramo). Además, las cifras revelan que el 93% de los perros no están entrenados para ninguna tarea (cacería o pastoreo), hecho que no es menor si consideramos que el 13% de los pobladores creen que sus perros en algún momento cazaron animales silvestres ya sea porque llegaron con alguna presa pequeña (aves, curies) o porque estos se perdieron por varios días.

Finalmente, se obtuvo un registro fotográfico de 376 perros de los cinco municipios censados con el cual se creó un banco de fotografías para el parque; herramienta que ayuda en la identificación de individuos capturados dentro del área para un manejo adecuado de la especie. De los perros censados, solo se pudo realizar el registro fotográfico del 84% ya que el 16% restante no se encontraba en los predios en el momento de la visita y sus dueños desconocían su paradero.

Los resultados obtenidos permiten generar estrategias de manejo y articulación con las comunidades de la zona de influencia, puesto que se evidencia que uno de los aspectos que más influye en la presencia de perros en Chingaza es la tenencia no responsable de las mascotas. En primera instancia porque no hay control poblacional de la especie ni por parte de los dueños ni por parte de las entidades competentes. Esto genera que en las zonas aledañas al parque el número de perros por finca sea muy alto y como consecuencia no se les brinde el manejo

Conclusiones

Teniendo en cuenta los resultados obtenidos en las encuestas, se debe trabajar articuladamente con las corporaciones autónomas regionales y alcaldías municipales en procesos de educación ambiental sobre la tenencia responsable de mascotas. Además, es necesario hacer seguimiento a los perros que habitan en las veredas más cercanas al parque, revisando que tengan vacunas,

adecuado; y, en segunda instancia, existe un desconocimiento de las comunidades ante la problemática de los perros ferales y las consecuencias de su presencia en áreas de conservación, sumado a ello las prácticas de cacería que aún se siguen dando en el parque; todo esto repercute, finalmente, en presencia de perros dentro del área en busca de recursos alimenticios, generando afectación a la fauna silvestre y posiblemente procesos de feralización.

La caracterización de la población e identificación de esta especie en la zona de influencia del PNN Chingaza es un gran insumo que permitirá generar estrategias de manejo adecuadas para el control de la misma. Una de estas es poder regresar a sus dueños los perros que se capturan dentro del área, puesto que en su mayoría estos son de fincas cercanas; además, con acciones articuladas con otras entidades, se puede llegar a un proceso de concientización de la comunidad o, incluso, procesos sancionatorios. De igual manera, es importante desde la educación ambiental, generar espacios con la comunidad que permitan el reconocimiento de la problemática de los perros y su importancia en el control de la especie.

Por otra parte es fundamental el trabajo del área protegida en cuanto a la recolección de datos cada vez que hay presencia de perros y el diligenciamiento del formato de avistamiento puesto que estas acciones generan mayor conocimiento para la toma de decisiones. Sin embargo, es imprescindible crear el plan de monitoreo para la especie, con toma de datos que sustenten indicadores y de esta manera estimar la población, conocer el comportamiento de la especie dentro del área protegida y determinar así el papel que ocupan los perros domésticos en las dinámicas del ecosistema.

que estén esterilizados, que reciban una alimentación adecuada y que sus dueños eviten que se vayan de cacería. Así mismo, se debe sensibilizar a la comunidad sobre los problemas de salud pública que se pueden generar por parte de los perros cuando no están vacunados y mantienen interacción con la fauna silvestre sin desestimar su impacto sobre los ecosistemas con alto grado

de conservación (en su mayoría pertenecientes al PNN Chingaza). Por lo demás, es necesario tener en cuenta que existen fincas que llegan a tener hasta 10 individuos, lo cual está generando sobrepoblación de los mismos y necesidad de

los animales de buscar más alimento en zonas silvestres. Esta situación requiere generar estrategias de manejo concertadas con los dueños de las mascotas, incluyendo un control poblacional por parte de las entidades competentes.

Agradecimientos

Agradecimientos especiales a todo el talento humano (administrativo, operativo, técnico y profesional) del PNN Chingaza por su constante

apoyo y valiosos aportes en la consolidación de este proceso.

Referencias

Bowman, J., Kidd, A.G., Gorman, R.M. & Schulte-Hostedde, A.I. (2007). Assessing the potential for impacts by feral mink on wild mink in Canada. *Biological Conservation*, 139, 12-18.

Lora, C. & Rivera, A. (1998). *Plan de Manejo Ecoturístico del Parque Nacional Natural Chingaza*. Documento borrador para discusión. Parque Nacional Natural Chingaza.



Foto: José Gerardo Raigoza



Foto: Carolina Hernández



Foto: PNN Gorgona

Monitoreo de tortugas marinas en playas de anidación, Parque Nacional Natural Gorgona, temporada 2015

Luis Fernando Payan

Biólogo. Profesional de investigación y monitoreo. Estación Científica Henry von Prah, Parque Nacional Natural Gorgona. estacioncientificagorgona@gmail.com

Héctor Chirimía González

Técnico de investigación y monitoreo. Estación Científica Henry von Prah, Parque Nacional Natural Gorgona. estacioncientificagorgona@gmail.com

María Ximena Zorrilla Arroyave

Bióloga. Jefe de Área protegida. Parque Nacional Natural Gorgona. gorgona@parquesnacionales.gov.co

Luis Jiménez García

Técnico administrativo. Parque Nacional Natural Gorgona. gorgona@parquesnacionales.gov.co

Pedro Javier Acevedo Fonseca

Técnico administrativo. Parque Nacional Natural Gorgona. gorgona@parquesnacionales.gov.co

José Hercilio Montaña Sinisterra

Técnico de prevención, vigilancia y control. Parque Nacional Natural Gorgona. gorgona@parquesnacionales.gov.co

Abad Ruiz Sinisterra

Operario. Parque Nacional Natural Gorgona. gorgona@parquesnacionales.gov.co

Sea Turtles Monitoring in Nesting Beaches, Gorgona National Natural Park, 2015 Season

RESUMEN

Durante el año 2015 entre los meses de agosto y diciembre se llevó a cabo en Playa Palmeras, Parque Nacional Natural Gorgona (PNN Gorgona) el monitoreo de reproducción de tortugas marinas. El seguimiento realizado a las hembras anidantes dio como resultado 26 interceptaciones, 19 capturas y siete recapturas. Cuatro recapturas de temporadas anteriores y tres recapturas durante la misma temporada. Se identificaron y marcaron en total 22 tortugas golfinas y una tortuga negra. Todas las recapturas pertenecieron a tortugas golfinas, presentando una longitud curva del caparazón (LCC) de 65.1 cm, (± 2.8). Se registraron un total de 44 nidos, 42 pertenecientes a tortugas golfinas y dos de tortuga negra. De estos, el 59% (26), fueron

trasladados al salvamento (tortugario) debido a las condiciones adversas que presenta Playa Palmeras para el buen desarrollo de las nidadas. 18 nidos restantes fueron dejados *in situ*, logrando hacer seguimiento a cuatro de ellos, los 14 restantes fueron borrados por las mareas sin dejar rastro. El seguimiento realizado a 21 nidos trasladados registró un éxito de eclosión del 72.6%. La temporada de anidamiento presentó un pico en el mes de agosto con 22 nidos que representan el 50% del total, mientras que los sectores 2 y 3 de la playa presentaron mayor número de desoves con 26 en total, representando el 59% del total de los nidos registrados.

Palabras clave: *Lepidochelys olivacea*, Playa Palmeras, PNN Gorgona, monitoreo.

ABSTRACT

Between August and December of 2015, a sea turtle reproduction monitoring day took place at Playa Palmeras (Palmeras Beach), Gorgona National Natural Park (GNNP). The follow-up performed to the nesting females resulted in 26 interceptions, 19 new captures and 7 recaptures (with 4 recaptures from older seasons and 3 recaptures from the same nesting season). Additionally, 22 olive ridley sea turtles and 1 black sea turtle were identified and tagged. All recaptures corresponded to olive ridley sea turtles, and presented a curved carapace length (CCL) of 65.1cm (± 2.8). A total of 44 nests were registered, 42 belonging to olive ridley sea turtles and 2 to Black sea turtles. 59% (26) of these nests were relocated in a turtle nursery (tortugario) due to the adverse conditions that Playa Palmeras possesses for the adequate development of the nests. The 18 remaining nests were left in Situ, 14 of which were completely wiped off by the tides. For the other 4 nests, it was possible to perform a follow up. The resulting successful hatching rate for 21 of the relocated nests was 72.6%. The nesting season presented a peak in the month of August with 22 nests that represented 50% of the total. Meanwhile, sectors 2 and 3 of the beach presented the largest number of spawns with 26 in total, representing 59% of the total of registered nests.

Key words: *Lepidochelys olivacea*, Palmeras Beach, PNN Gorgona, monitoring.

Introducción

En el Parque Nacional Natural Gorgona (PNN Gorgona) se encuentran registradas tres especies de tortugas marinas que utilizan el área para reproducción, alimentación y/o refugio. Estas son: La tortuga golfina (*Lepidochelys olivacea*), tortuga verde y negra (*Chelonia mydas*) y tortuga Carey (*Eretmochelys imbricata*).

Las playas arenosas del costado sur occidental de la Isla Gorgona son el área de reproducción de la tortuga golfina. En Playa Palmeras se realiza el monitoreo de la temporada reproductiva de tortugas marinas, la cual se ha establecido entre los meses de julio a diciembre para esta especie. Sin embargo, durante estos monitoreos se ha registrado el anidamiento de tortuga

negra, los cuales han sido observados en bajo número y de manera esporádica.

El seguimiento a la actividad reproductiva de tortugas marinas en el PNN Gorgona inicio en el 2004, en un trabajo conjunto entre el PNN Gorgona y el Centro de Investigaciones para el Manejo Ambiental y el Desarrollo (CIMAD). Esta actividad fue asumida como monitoreo de manera autónoma por el Parque desde 2008, contribuyendo al Programa Nacional para la Conservación de Tortugas Marinas en Colombia, cuyo objetivo principal es garantizar la supervivencia de todas las especies de tortugas presentes en el país (Ministerio de Medio Ambiente, 2002).

Métodos

Área de estudio.

El Parque Nacional Natural Gorgona es un área marina protegida localizada en el Océano Pacífico, al suroccidente colombiano (Región Pacífico Sur). Políticamente pertenece al corregimiento de Isla Gorgona y Gorgonilla del Municipio de Guapi, en el departamento del Cauca. Posee una extensión de 61.687,5 Ha incluyendo territorio insular y área marina. El área terrestre del parque es de 1382,29 Ha (1333,29 Ha Gorgona y 48,99 Ha Gorgonilla), lo que corresponde al 2,40%; y el área marina es de 60305,22 Ha (97,76%).

Al sur-occidente de la isla se ubica Playa Palmeras, con una longitud de 1200 m aproximadamente. Esta es la playa arenosa más grande que tiene Gorgona y la principal playa de anidación de tortugas marinas.

Monitoreo de tortugas marinas.

La temporada reproductiva fue monitoreada desde agosto hasta diciembre de 2015, mes en que eclosionaron los últimos nidos. El monitoreo consistió en patrullajes nocturnos para registrar el desove de las tortugas, a las cuales, en caso de ser interceptadas, se les tomaron las siguientes medidas morfométricas: Largo Curvo Caparazón (LCC), Ancho Curvo Caparazón (ACC), Largo Recto Caparazón y Ancho Recto Caparazón (ARC) y fueron marcadas con placas metálicas en la segunda escama de sus aletas anteriores. Los nidos registrados fueron codificados con fecha de puesta, número de huevos y especie, en la mayoría de los casos (dependiente del riesgo) fueron relocalizados en la zona de salvamento de nidadas (tortugario). De los nidos relocalizados se seleccionaron 10 huevos al azar para tomar medidas de diámetro y peso. Se realizó seguimiento a la eclosión de los nidos, contando el número de neonatos y tomando 10 al azar para tomar medidas de LRC, ARC y peso.



Figura 1. (a) Hembra anidante. (b) Área de salvamento. (c) Neonatos liberados

Resultados y discusión

El monitoreo de la temporada de reproducción correspondiente al año 2015 inició desde el 1 de agosto, registrando el primer nido el 9 de agosto y el último nido el 5 de noviembre. Se lograron interceptar 23 tortugas y registrar 44 nidos (Tabla 1). El número de nidos registrados (44) es de los valores más bajos registrados desde que se realiza el monitoreo de la temporada completa (2009). Sin embargo, este número de nidos es normal teniendo en cuenta que no se registraron los nidos del mes de julio y que durante la temporada se encontraron algunos nidos viejos que no fueron identificados, ni registrados.

Durante este año tuvo lugar el fenómeno de El Niño, período durante el cual se presentan amplias variaciones en las condiciones oceanográficas y atmosféricas. En dicho fenómeno, la Temperatura Superficial del Mar (TSM) varía en al menos 4°C con cambios asociados en los patrones de vientos y precipitación (Babkina, 2003). Tales variaciones podrían tener efectos sobre la anidación de las tortugas marinas, tal como ha sido reportado en Costa Rica, donde se ha documentado el incremento de la probabilidad de anidación de tortuga baula en eventos de La Niña y una disminución en eventos de El Niño. Adicionalmente, estudios recientes en *L. olivacea* revelan la importancia de las características oceanográficas locales en su comportamiento de anidación y de alimentación (Chambault et al., 2016; Coria-Monter and Durán-campos, 2017).

Se registraron un total de 44 nidos, 42 pertenecientes a tortugas golfinas y dos de tortuga negra. El 59% (esto es, 26 de los nidos) fueron trasladados al salvamento (tortugario) debido a las condiciones adversas que presenta Playa Palmeras para el buen desarrollo de las nidadas. El número restante (18) fueron dejados *in situ*, logrando hacer seguimiento a cuatro de estos; los 14 restantes fueron borrados por las mareas sin dejar rastro. Dos de los nidos lograron terminar su periodo de incubación con éxito de emergencia del 91.2% y 94.3% respectivamente, mientras que los otros dos fueron exhumados encontrando 0% de éxito de emergencia. Estos cuatro nidos se encontraban en los sectores 1 y 2 de la playa. El traslado de nidos al salvamento (tortugario) es la mejor opción para obtener altos valores de éxito

Tabla 1. Seguimiento realizado en el monitoreo de reproducción PNN Gorgona

	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
Tortugas monitoreadas	1	9	5	3	6	23	14	29	35	24	9	23
Seguimiento de nidos	2	19	11	11	30	50	53	68	80	49	29	44
Seguimiento a neonatos	30	85	94	70	70	125	65	412	-	275	153	126

de eclosión, debido a las condiciones adversas que presenta Playa Palmeras para el desarrollo de las nidadas en estado natural.

La temporada de anidamiento presentó un claro pico de anidación entre los meses de agosto y septiembre, cuando se registraron 40 nidos que representan el 91% del total (Figura 2). Este resultado varía con los registros históricos de monitoreo en el cual se han registrado los meses de septiembre y octubre como los meses de mayor anidación en Playa Palmeras.

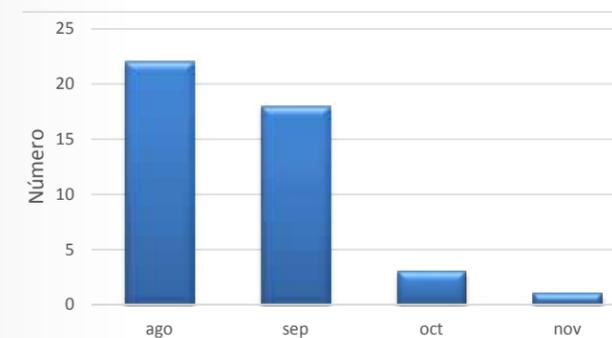


Figura 2. Número de nidos registrados por mes

Playa Palmeras tiene una extensión aproximada de 1200 m, la cual se encuentra dividida en seis sectores cada 200 m, de norte a sur. La distribución espacial de los nidos siguió la tendencia mostrada en temporadas anteriores, siendo los sectores 2 y 3 de la playa los que presentaron mayor número de desoves con 26 en total, representando el 59% del total de los nidos registrados.

El seguimiento realizado a las hembras anidantes dio como resultado 26 interceptaciones, 19 capturas y siete recapturas, cuatro recapturas de

temporadas anteriores y tres recapturas durante la misma temporada. Se identificaron y marcaron en total 22 tortugas golfinas y una tortuga negra. Todas las recapturas pertenecieron a tortugas golfinas. Las recapturas de años anteriores muestran un alto patrón de re-migración de las tortugas golfinas a Playa Palmeras, encontrando que durante la temporada 2015 el 18.2% (4) de las tortugas registradas fueron tortugas que ya habían anidado 2 o 3 años antes en esta misma playa (Tabla 2). Para Playa Palmeras se han registrado re-migraciones de 1 y 2 años en temporadas anteriores, información registrada en el programa de monitoreo y de vital importancia para el área protegida, ya que podría reconocerse una colonia de tortugas anidantes para las playas del PNN Gorgona.

Las medidas morfométricas registradas para las tortugas golfinas muestran un promedio de LCC= 65.1 cm, (± 2.8). Estos resultados concuerdan con lo reportado en 2006 para esta especie (60 - 70 cm) en estudios realizados en el Pacífico Oriental (USNMFS-USFWS, 1998) y son muy similares a los promedios registrados en temporadas anteriores en el PNN Gorgona (LCC 64 - 66.8 cm), mostrando valores constantes en las tallas de las tortugas reproductoras.

Se realizó seguimiento a 126 neonatos eclosionados de 19 nidos relocalizados, el valor promedio encontrado para LRC fue 42.6 mm (± 0.37), (resultado similar a los promedios reportados en las temporadas anteriores entre 2004 y 2014 (LRC 40.2 - 43.4 mm), a excepción de 2008 y 2010, temporadas en las que se presentaron fenómenos de mar de leva, lluvias e inundaciones, registrando valores promedio de LRC de 36.5 mm y 37.9 mm respectivamente (Herrera, 2011).

Tabla 2. Relación de las tortugas recapturadas y las placas aplicadas

Código de tortuga	Fecha captura	Especie	Marca derecha	Marca izquierda	Recaptura	Fecha primera captura
*PGT003	13/08/2015	<i>L. olivacea</i>	GOR-380	GOR-015	x	11/09/12- 7/09/13
*PGT004	19/08/2015	<i>L. olivacea</i>	GOR-006	GOR-381	x	23/08/13
*PGT009	9/09/2015	<i>L. olivacea</i>	GOR-010	GOR-385	x	30/08/13
PGT008	10/09/2015	<i>L. olivacea</i>	GOR-384	GOR-387	x	27/08/15
*PGT015	15/09/2015	<i>L. olivacea</i>		GOR-027	x	7/10/13
PGT015	15/09/2015	<i>L. olivacea</i>	GOR-394	GOR-027	x	7/10/13
PGT013	26/09/2015	<i>L. olivacea</i>		GOR-391	x	14/09/15

* Tortugas capturadas en temporadas anteriores (PGT= Parque Gorgona Tortuga).

En total se midieron 240 huevos de tortuga gol-fina encontrando un diámetro promedio de 36.8 mm (± 0.35) y peso promedio de 32 g (± 4.86). En la temporada se registraron dos nidos de tortuga negra, uno de ellos quedo en estado *In Situ* y el otro fue trasladado al tortugario con un total de 80 huevos, el diámetro promedio de los huevos fue 45.2 ml, valor similar a los 44.3 y 45.9 ml reportados para esta especie en las temporadas 2009 y 2011 (Payán, 2010; Payan & Zorrilla, 2012).

El porcentaje de éxito de eclosión en los nidos trasladados fue del 72.6% (Figura 3), valor consecuente con lo registrado en las temporadas anteriores. A partir del año 2010 se implementó la medida del salvamento de nidadas y exceptuando ese año, el éxito de eclosión ha estado por encima del 70% (Figura 3).

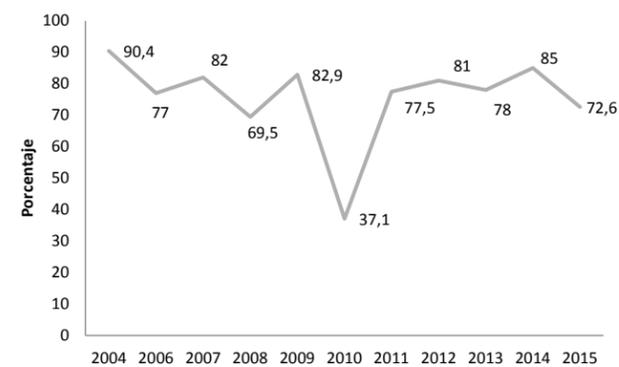


Figura 3. Porcentaje de éxito de eclosión en las temporadas 2004-2015 en el PNN Gorgona

Conclusiones

El Parque Nacional Natural Gorgona realiza un esfuerzo importante en el seguimiento de la reproducción de tortugas marinas, planificando y destinando recursos humanos y financieros que han permitido mantener esta actividad de monitoreo durante varios años, aportando significativamente al desarrollo de las acciones del plan estratégico del Programa Nacional para la Conservación de las Tortugas marinas en Colombia. Es primordial continuar con el desarrollo del monitoreo a largo plazo en el PNN Gorgona y como área marina protegida, seguir contribuyendo a la recuperación y supervivencia de estas poblaciones y a la protección de hábitats críticos como lo son los sitios de reproducción y anidación.

La información generada por este monitoreo ha servido como herramienta para la toma de decisiones de manejo en el parque y para la construcción del Plan de Manejo de Tortugas Marinas del Parque Nacional Natural Gorgona - Pacífico colombiano.

Agradecimientos

Se reconoce especialmente la contribución al monitoreo por parte de los guardaparques voluntarios que participaron durante esta temporada, su apoyo fue muy importante para el logro de los objetivos.

Referencias

- Babkina, A. M. (2003). *El Niño: Overview and Bibliography*. New York: Nova Science Publishers.
- Chambault, P., Thoisy, B., Heerah, K., Conchon, A., Barrioz, S., Dos Reis V., Berzins, R., Kelle, L., Picard, B., Roquet, F., Le Maho, Y. & Damien, Ch. (2016). The influence of oceanographic features on the foraging behavior of the olive ridley sea turtle *Lepidochelys olivacea* along the Guiana coast. *Progress in Oceanography*, 142, 58-71.
- Coria-Monter, E. & Durán-Campos, E. (2017). The relationship between the massive nesting of the olive ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*) and the local physical environment at La Escobilla, Oaxaca, Mexico, during 2005. *Hidrobiológica*, 27(2), 201-209.
- Herrera, A. E. (2011). *Informe sobre el fortalecimiento del programa de monitoreo de tortugas marinas WWF - Cimad - UAESPNN en el Parque Nacional Natural Gorgona, temporada 2010 - 2011*. N.A.
- Payán, L. F. (2010). *Informe sobre el fortalecimiento del programa de monitoreo de tortugas marinas Cimad - UAESPNN en el Parque Nacional Natural Gorgona*. Informe final septiembre 21 - febrero 14 de 2010. Colombia: Parque Nacional Natural Gorgona.
- Ministerio de Medio Ambiente. (2002). *Programa Nacional Para la Conservación de las Tortugas Marinas y Continentales en Colombia*. Bogotá: Dirección General de Ecosistemas.
- Payán, L. F. & Zorrilla, M. X. (2012). *Informe de monitoreo de la temporada reproductiva de tortugas marinas en el PNN Gorgona, julio 2011 - febrero 2012*. Colombia: Parque Nacional Natural Gorgona.
- U.S. National Marine Fisheries Service & U.S. Fish and Wildlife Service. (1998). *Recovery Plan for U.S. Pacific Populations of the East Pacific Green Turtle (Chelonia mydas)*. National Marine Fisheries Service, Silver Spring.



Foto: SFF Los Colorados



Foto: SFF Los Colorados

Atropellamiento de fauna silvestre en un tramo de la carretera Troncal de Occidente, límite del Santuario de Flora y Fauna Los Colorados, San Juan Nepomuceno, Bolívar

Dilia Naranjo Calderón

Bióloga, Profesional universitario.
Santuario de Flora y Fauna Los Colorados.
dilia.naranjo@parquesnacionales.gov.co

Víctor Buelvas Meza

Tecnólogo en Gestión de Recursos Naturales,
operario contratista.
Santuario de Flora y Fauna Los Colorados.
victorbuelvas14@hotmail.com

Juan Gabriel Díaz Castellar

Bachiller, operario Contratista.
Santuario de Flora y Fauna Los Colorados.
juangabriel Diaz1@gmail.com

Wildlife Run Over on a Section of the Troncal de Occidente Highway, Los Colorados Flora and Fauna Sanctuary Borderland, San Juan Nepomuceno, Bolívar

RESUMEN

Se evaluó el atropellamiento de fauna silvestre en un tramo de 3 km de la carretera troncal de occidente, límite oriental del Santuario de Flora y Fauna Los Colorados (SFF Los Colorados), que constituye el remanente de Bosque Seco Tropical mejor conservado de los Montes de María, y que se encuentra localizado en el municipio de San Juan Nepomuceno, en el departamento de Bolívar. Se registraron 500 individuos

atropellados en el periodo comprendido entre mayo de 2017 a mayo de 2018, con una tasa diaria de atropellamiento (TA) de 3,14 ind/km/día, predominando el grupo de los anfibios y reptiles. En este sentido, las especies con mayor reporte fueron *Rhinella marina*, *Leptodeira annulata* y *Didelphis marsupialis*.

Palabras clave: SFF Los Colorados, Bosque Seco Tropical, atropellamiento, fauna silvestre, carreteras.

ABSTRACT

It was evaluated wildlife running over along a stretch of 3 km of the Troncal de Occidente Highway, eastern boundary of Los Colorados Flora and Fauna Sanctuary (SFF Los Colorados), which is part of the best preserved Tropical Dry Forest of the Montes de María, and that is located in the municipality of San Juan Nepomuceno-Bolívar. 500 specimens were registered from May 2017 to May 2018, with a daily traffic fatality rate of 3.14 ind / km / day, predominantly from the group of amphibians and reptiles. In this sense, the most reported species were *Rhinella marina*, *Leptodeira annulata* and *Didelphis marsupialis*.

Keywords: SFF Los Colorados, Tropical Dry Forest, run over, wildlife, highways.

Introducción

La viabilidad en el corto y mediano plazo del Santuario de Flora y Fauna Los Colorados (SFF Los Colorados), está siendo afectada por dos problemas estructurales: 1) una tasa de ocupación al interior del Santuario cercana al 30% de su superficie, caracterizada por tener un uso rural y un uso urbano; y 2) el ordenamiento ambiental por fuera del área protegida caracterizado por la aguda transformación del paisaje como consecuencia de procesos asociados a la ganadería, la agricultura, las plantaciones forestales, las actividades mineras, la vecindad de una cabecera municipal de 25.000 habitantes, así como la presencia de una vía nacional como límite (Jiménez, De la Rosa & Naranjo, 2018).

Esta última presión impacta negativamente, de forma directa o indirecta, a la fauna y flora del santuario y su zona de influencia causando la fragmentación del hábitat y la transformación de los sistemas naturales. Esta problemática ha sido reconocida, a su vez, como causa predominante en la pérdida de vertebrados en el área protegida. Sin embargo, solo existen reportes puntuales y algunas observaciones dispersas que han revelado que, para el año 1999, 29 individuos fueron atropellados. Entre estos, la zorra chucha

(*Didelphis marsupialis*) y el oso hormiguero (*Tamandua mexicana*) fueron los casos con mayor número de atropelamientos (Jiménez, et al. 2018). Estos estudios, no obstante, han obviado el grupo de anfibios y reptiles, grupo el cual ha sido también reportado como uno de los más afectados. Sobre este mismo asunto, y desde un ámbito más general, Monroy, De La Ossa & De La Ossa (2015) mencionan que en Colombia, los estudios relacionados con la frecuencia de los atropellamientos en vías cercanas a las áreas protegidas o bosques circundantes, son escasos y corresponden principalmente a reportes de los medios de comunicación.

Teniendo en cuenta lo anterior, este análisis pretende determinar el efecto de la carretera troncal de occidente (en tanto límite del SFF Los Colorados) sobre las especies de fauna asociadas. Para este propósito, se tiene en cuenta el efecto barrera que limita el intercambio en las poblaciones hacia la zona de influencia. El análisis, finalmente, proporciona valiosa información que podría direccionar la gestión del área protegida hacia la mitigación de los impactos generados sobre la fauna silvestre y sus dinámicas ecológicas en el nivel regional.

Métodos

Área de estudio.

El área de muestreo se sitúa en el municipio de San Juan Nepomuceno (Bolívar), en un tramo de la carretera Troncal de Occidente que atraviesa el municipio de sur a norte, correspondiendo en una longitud de 3.79 km al límite oriental del Santuario de Flora y Fauna los Colorados, una zona de Bosque Seco Tropical con una extensión de 1.041,96 hectáreas localizado en la costa norte colombiana, subregión área de influencia del Río Magdalena, Montes

de María y Canal del Dique, en las coordenadas geográficas 9°56' 06.7 Norte y 75°06' 48.7 Oeste (Jiménez et al. 2018). En el límite noreste se continúa con coberturas no naturales correspondientes a dos barrios que abarcan cerca del 2% de su cobertura. Paralela a la carretera, confluye coberturas de tejido urbano continuo (casco urbano) y zonas de fincas de producción agropecuaria que colindan con inmediaciones del arroyo el rastro, al noreste con la Reserva Forestal Municipal perico, y al sureste con la Reserva Forestal Municipal Laguna.

Muestreos de fauna atropellada.

De mayo de 2017 a mayo de 2018 se realizaron muestreos de fauna atropellada cada 8 días, a través de 10 transectos de aproximadamente 379 m, establecidos a lo largo de 3.79 km de la carretera Troncal de Occidente en límites del SFF Los Colorados. Los transectos se diseñaron utilizando un GPS a través del posicionamiento de puntos de inicio y fin, con el propósito de determinar la distribución espacial de los atropellamientos.

Cada segmento se transitó a pie, con una persona situada al margen derecho e izquierdo de la carretera en una longitud de 7 m. Durante el recorrido se registró cada uno de los cadáveres encontrados, los cuales se identificaron hasta el nivel de especie cuando fue posible. De igual forma, se tomaron datos correspondientes a coordenadas, fecha, número del transecto asociado, fotografía y observaciones. Una vez tomados los datos, cada cadáver fue retirado para evitar duplicaciones en el conteo de posteriores muestreos (Espinosa & Montori, 2012).

Resultados y discusión

Se registró un total de 500 individuos atropellados (Tabla 1) de los cuales los anfibios (63%) y reptiles (19%) eran los vertebrados con mayor número de accidentes. Valores similares en cuanto a su representación se reportan indistintamente en diversos estudios realizados. Particularmente Monroy et al. (2015) destaca la herpetofauna como el grupo más vulnerable en la vía San Onofre - María la Baja. Por su parte,

Análisis de datos.

Con el fin de evitar la sobrerrepresentación de los individuos no identificados, los atropellamientos se agruparon -para algunos análisis- hasta el nivel taxonómico de clase y de género (Espinosa et al. 2012). Para determinar diferencias significativas entre individuos atropellados por transecto y por taxa, se realizó un análisis no paramétrico a través del test de Kruskal-Wallis. Dado que los datos no se ajustaron a los postulados estadísticos paramétricos, y con objeto de determinar los transectos en los cuales se presentaron diferencias, se aplicó la prueba Mann Whitney por pares. Para el análisis se utilizó el programa PAST (versión 3.20; Hammer; Harper & Ryan, 2001). La distribución espacial de los atropellamientos se calculó teniendo en cuenta el número total de especies atropelladas por transecto. A su vez, se calculó la tasa de atropellamiento teniendo en cuenta el número de individuos atropellados por grupo taxonómico, el número de días (53 días de muestreos), y la longitud recorrida (3 km) (Seijas, Araujo-Quintero & Velásquez, 2013).

De La Ossa et al. (2013) reportan una secuencia similar en la carretera que comunica a Sincelejo con Ovejas y a Sincelejo con San Onofre y que bordean los Montes de María. Adicionalmente, estos resultados coinciden, para el caso del grupo de los reptiles, con el trabajo de Rincón et al. (2015) en el departamento del Meta, y con algunos reportes hechos en otros países (Seijas, et al. 2013; Espinosa et al. 2012).

Tabla 1. Abundancia y tasa de atropellamientos por grupo taxonómico

CLASE	Abundancia	Porcentaje	TA(individuos/km/día)
Anfibios	315	63	1.98
Reptiles	96	19.2	0.60
Mamíferos	41	8.2	0.26
Aves	7	1.4	0.04
Sin identificar	41	8.2	0.26
Total	500	100	3.14

Teniendo en cuenta que el área de estudio comprende en total 3 km, la tasa de atropellamiento (3.14 ind/km/día) es superior a la determinada en estudios que consideran áreas de muestreo mayores. Sin embargo, esta guarda similitud con la tasa de atropellamiento de 3.59 ind/km/día estimados para la Reserva Forestal Bosque de Yotoco, en un tramo de Cerca de 2,4 Km de la carretera Buga-Buenaventura (Vargas &

López, 2011). La alta tasa de atropellamiento para el santuario puede deberse al grado de aislamiento de otros fragmentos de bosque seco, lo cual condiciona el flujo de fauna del costado oriental del área protegida desde y hacia las reservas municipales Perico y Laguna, el corredor biológico que las interconecta, y los altos índices de atropellamiento del grupo de anfibios y reptiles para el área de estudio.

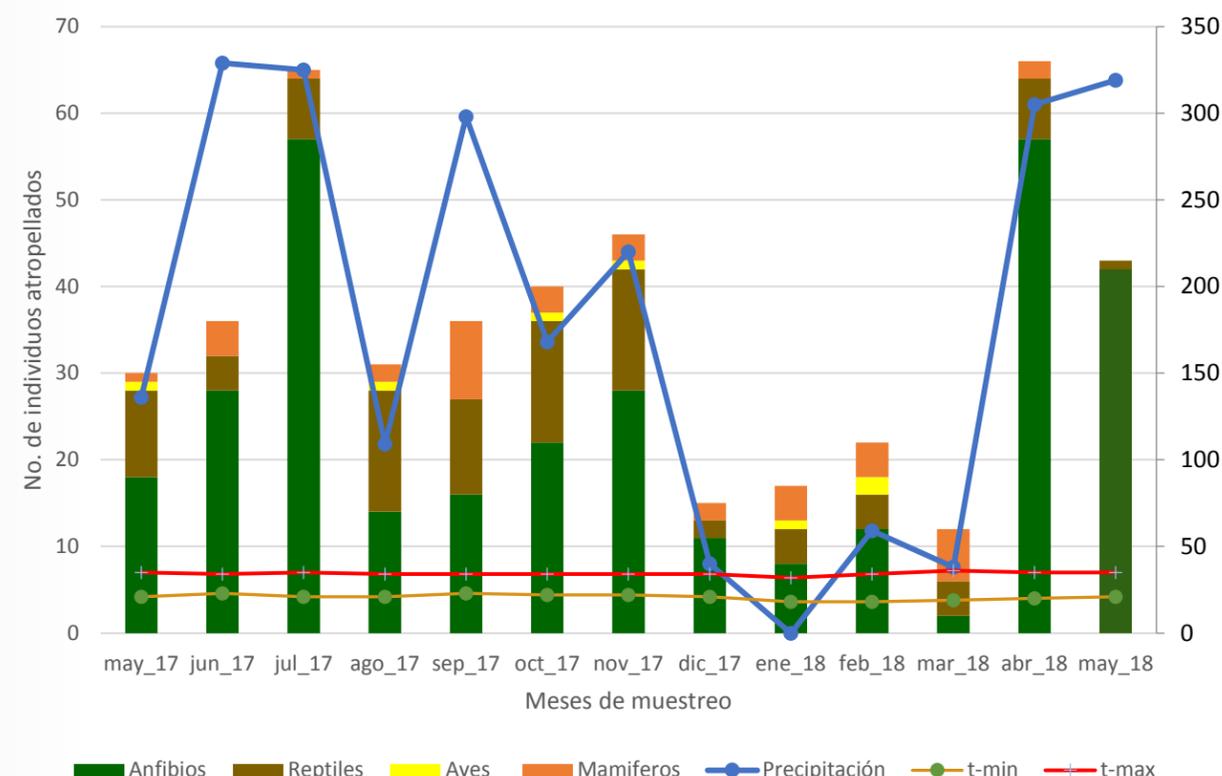


Figura 1. Atropellamientos por meses de muestreo en el SFF Los Colorados. Eje secundario: valores de precipitación mensual, temperatura máxima y temperatura mínima, registrados en el SFF Los Colorados, datos proporcionados por la Fundación Proyecto Titi

Al considerar cada grupo taxonómico por separado, la tasa de mortalidad de los anfibios corresponde 1.98 individuos/km/día, mostrando un incremento en abundancia en los meses con mayor precipitación, mientras que el número de reptiles atropellados es casi constante por mes (Figura 1), con una tasa de 0,60 ind/km/día. Esta tendencia puede atribuirse a que los reptiles son, en general, más susceptibles a los cambios en la temperatura y los anfibios a los cambios en la disponibilidad de agua (Pough, Andrews, Cadle, Crump, Savitsky & Well, 1998). Así, las fluctuaciones en los atropellamientos de anfibios pueden estar

influenciadas por el régimen bimodal de lluvias y la temporada seca entre los meses de diciembre a marzo, mientras que la proporción de reptiles puede estar en función del comportamiento similar de la temperatura por meses de muestreos. No obstante, la variación en abundancia por grupo puede estar relacionada con diversos patrones estacionales de conducta como cortejo, migraciones, reproducción, apareamiento, abundancia de especies y búsqueda de alimentos, entre otros, condicionando que haya una mayor cantidad de animales muertos en la vía en determinados períodos del año (Cupul, 2002).

Ahora bien, al comparar variaciones en abundancia por orden taxonómico se observa que la media de atropellamiento para la mayoría de los órdenes difiere ($H=14,78$; $H_c= 18,69$; $p= 0,02794$) entre los transectos inmersos en la matriz de paisaje de bosque con zonas de uso agropecuario (transectos 1, 2, 3, 4 y 5) con respecto a zonas de bosque colindantes con áreas urbanizadas (transectos 6, 7, 8, 9 y 10). En términos de la distribución del número de atropellamientos, es notable la disminución en el tramo asociado a los transectos 8, 9 y 10 lo cual se atribuye a que en los transecto 8 y 10 encontramos áreas urbanizadas a lado y lado de la carretera asociadas al barrio nueva floresta, barrio Palmira (barrios al interior del área protegida) y la cabecera municipal del municipio; con un leve incremento en el transecto 9 como consecuencia de la continuación de vegetación

secundaria alta (Figura 2). En términos generales, los efectos de la carretera sobre la fauna disminuyen en relación al grado de intervención del santuario, (lo cual denota el efecto de las presiones por ocupación, uso y tenencia del área protegida sobre el comportamiento de la fauna) e incrementan en función de áreas con vegetación conservada y la distribución de sistemas productivos, por lo cual estos puntos se convierten en áreas claves para la implementación de estrategias de mitigación y manifiestan la reducción de la conectividad física de los bosques como una de las principales problemáticas de las vías (De la Ossa, et al. 2015). De igual forma, Da Cunha, Moreira & De Sousa Silva (2010) destacan que las áreas protegidas, al ser zonas menos fragmentadas, suelen presentar mayor incidencia de atropellamientos de fauna silvestre dado el mayor tránsito de animales.

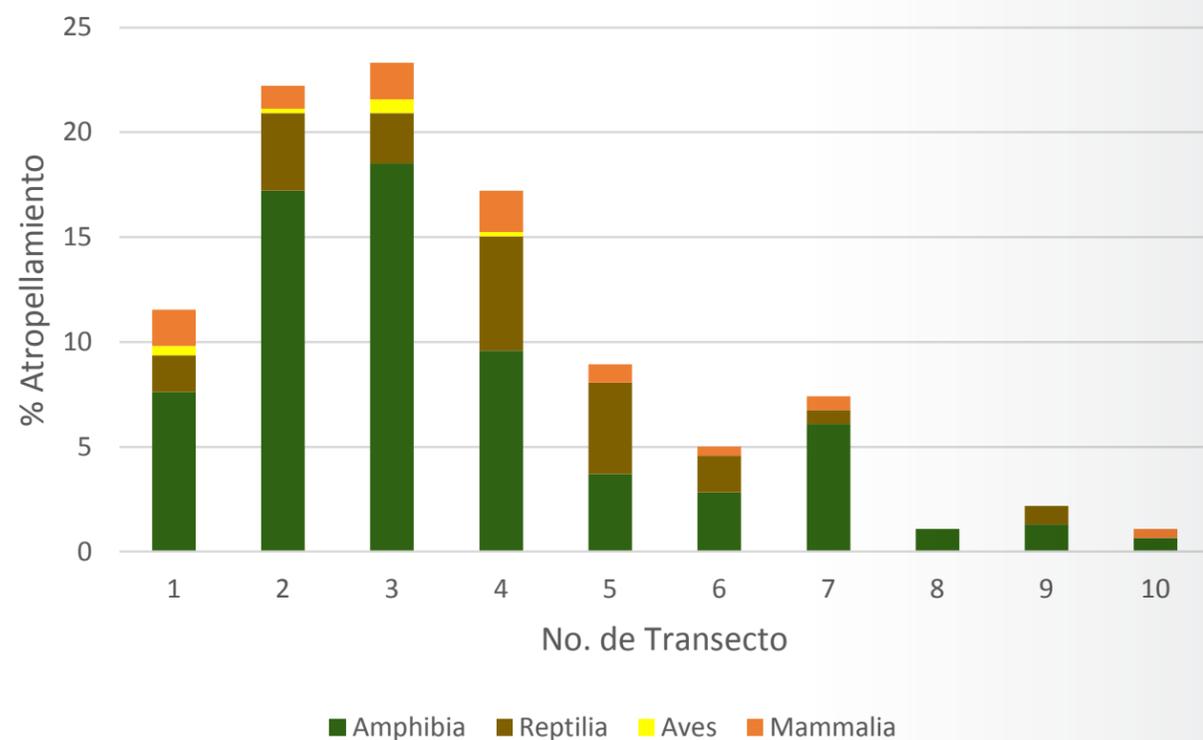


Figura 2. Distribución del porcentaje de atropellamiento de fauna por grupo taxonómico entre transecto

Entre los órdenes de vertebrados, los anuros presentan el mayor porcentaje de atropellamiento (63%), específicamente la especie *Rhinella marina*, frecuentemente reportada como uno de los anfibios más afectados (Vargas et al. 2011; De la Ossa, 2013; Castillo et al. 2015), debido a su vagilidad y comportamiento oportunísimo (Vargas et al. 2011). De acuerdo a Brown et al. (2006), algunas características de los individuos de esta especie que los hacen susceptibles de morir atropellados incluyen el uso de carreteras como rutas de dispersión. En cuanto al orden Squamata, la alta proporción (18%) podría estar relacionada con su fisiología ectodérmica y la consecuente necesidad de regular su temperatura corporal mediante la absorción de calor del medio, por lo cual se acercan a las carreteras para aprovechar el calor absorbido por el pavimento, tanto en el día

como en la noche (Cupul, 2002). Al respecto se destaca porcentualmente la especie *Leptodeira annulata*. Estos resultados concuerdan con los reportados por Seijas et al. (2013) en Venezuela.

En cuanto a los Mamíferos, el orden Chiroptera tiene la mayor proporción en atropellamientos (2.6%), seguido del Didelphimorphia 1.8% con la especie *Didelphis marsupialis*. Aunque los reportes con respecto al orden Chiroptera son poco regulares en general, una tasa similar de atropellamiento ha sido reportada por Vilorio y Chacon (2014) en Córdoba. Al respecto, Bafaluy (2000) destaca que la mortandad de murciélagos atropellados en las carreteras debería tenerse en cuenta como factor hostil que puede estar afectando gravemente a los murciélagos y que, además, estaría pasando desapercibida.

Conclusiones

A fin de determinar la ocurrencia de cambios en la frecuencia de atropellamiento de las especies afectadas, se recomienda realizar seguimiento, específicamente a lo que concierne tanto a la ampliación de la carretera por el proyecto de mejoramiento vial "Puerta de Hierro - Palmar de Varela y Carreto - Cruz del Viso" como a las medidas de mitigación adoptadas en relación al establecimiento de un paso de fauna aéreo y dos pasos de fauna mixtos.

Para futuras investigaciones, se recomienda analizar variables asociadas a disponibilidad de

recursos, refugio, paisaje circundante (áreas de intervención humana, áreas de uso agropecuario y corredores biológicos) y tráfico vehicular, para una adecuada gestión de proyectos.

Por último, y a fin de identificar el efecto del atropellamiento vehicular sobre las densidades poblacionales, es necesario consolidar los estudios sobre composición y estructura de poblaciones de especies de fauna asociadas al área protegida y área circundante a la carretera.

Agradecimientos

A todo el equipo humano del área protegida, por su acompañamiento en el trabajo de campo, identificación de las especies y por su interés y direccionamiento de este proyecto.

De igual forma, agradecimientos especiales a Oscar Medina de la Fundación Zoológico de Barranquilla (FUNDAZOO) por su colaboración en la identificación de especies.

Referencias

- Bafaluy, C. (2000). Mortandad de murciélagos por atropello en carreteras del sur de la provincia de Huesca. *Galernys*, 12 (1), 15-23.
- Castillo, J., Urmendez, D. y Zambrano, G. (2015). Mortalidad de fauna por atropello vehicular en un sector de la Vía Panamericana entre Popayán y Patía. *Bol. Cient. Mus. Hist. Nat. U. de Caldas*, 19 (2), 207-219.
- Cupul, F. (2002). Víctimas de la carretera: fauna apachurrada. *Gaceta CUC. Departamento de Ciencias. Centro Universitario de la Costa. México*. 2pp.
- Da Cunha, H.F., Moreira, F.G.A. y De Sousa Silva, S. (2010). Roadkill of wild vertebrates along the GO-060 road between Goiânia and Iporá, Goiás State, Brazil. *Biological Sciences* 32 (3), 257-263.
- De la Ossa, V., De la Ossa, O. y Bohórquez, E. (2015). Atropellamiento de fauna silvestre. Universidad de Sucre. Grupo de Investigación en Biodiversidad Tropical. Colombia. *Rev colombiana Cienc Anim*, 7(1),109-116.
- De La Ossa, J. y Galván, S. (2015). Registro de mortalidad de fauna silvestre por colisión vehicular en la carretera Toluviejo – ciénaga La Caimanera, Sucre, Colombia. *Biota Colombiana*, 16(1), 67-77.
- De La Ossa, N., Orlando, E. y De La Ossa, J. (2013). Fauna silvestre atropellada en dos vías principales que rodean los Montes de María, Sucre, Colombia. Nota corta. *Rev. Colombiana Cienc. Anim*, 5(1),158-164.
- Espinosa, A., Serrano, J., y Montori, A. (2012). Incidencia de los atropellos sobre la fauna vertebrada en el Valle de El Paular. LIC “Cuenca del río Lozoya y Sierra Norte”. *Munibe*, 60, 209-236.
- Hammer, O., Harper, D. y Ryan, P. (2001). PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4, 1-9.
- Jiménez, B., De la Rosa, N. y Naranjo, D. (2018). *Plan de Manejo del Santuario de Flora y Fauna Los Colorados*. Parques Nacionales Naturales de Colombia.
- Monroy, M., De La Ossa, A. y De La Ossa, J. (2015). Tasa de atropellamiento de fauna silvestre en la vía San Onofre – María la Baja, Caribe Colombiano. *Rev. Asoc. Col. Cienc. (Col.)*, 27, 88-95;
- Pough, F., Andrews, R., Cadle, J., Crump, M., Savitzky, A., y Well, K. D. (1998). *Herpetology*. Prentice Hall. New Jersey. *Systematic Biology*, 47(4), 736-764.
- Rincón, M., Pachon- Garcia, J., Eslava- Mocha, P., Parra, C., Reyes, M. y Astwood, J. (2015). *Atropellamiento de fauna silvestre en la red vial, una amenaza real en el departamento del Meta, Colombia (Carreteras)*. CORMACARENA, Universidad de los llanos.
- Seijas, A., Araujo-Quintero, A. y Velásquez, N. (2013). Mortalidad de vertebrados en la carretera Guanare-Guanarito, estado Portuguesa, Venezuela. *Revista de Biología Tropical*, 61, 1619-1636.
- Vargas, F., Delgado, I. y López, F. (2011). Mortalidad por atropello vehicular y distribución de anfibios y reptiles en un bosque subandino en el occidente de Colombia. *Caldasia*, 33(1),121-138.
- Viloria, J. y Chacon, J. (2014). Impactos de las carreteras sobre los mamíferos silvestres: una realidad en el departamento de Córdoba, Colombia. Universidad de Córdoba. Grupo de Investigación Biodiversidad Unicórdoba. *Revista de la Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas*, 26 (76).

Guía de autores para la publicación en revista In Situ

Todos los manuscritos enviados a la revista deben estar en español con el fin de asegurar un mayor rango de difusión dentro de las áreas protegidas. El estilo del manuscrito se debe adecuar a los requerimientos propios de cualquier publicación científica. La cohesión, la claridad y la concisión son esenciales para asegurar la legibilidad y correcto entendimiento de los textos a publicar. Del mismo modo, la ortografía y gramática de los manuscritos deberá ajustarse a las reglas de la Real Academia de la Lengua Española.

Especificaciones de formato

Configuración de la página: cada manuscrito debe estar en hoja tamaño carta y configurado del siguiente modo: márgenes de 2,5 cm, interlineado 1,5 y alineación hacia la izquierda (incluyendo título y bibliografía). En caso de usar numeración, esta debe aparecer en la parte inferior derecha de la página.

Formato de texto: la fuente de los manuscritos debe ser Arial o Times New Roman, tamaño 12 puntos. Ningún artículo debe exceder las 12 páginas incluyendo tablas, figuras y anexos. Para el caso de las tablas cambie el tamaño de la fuente a 10 puntos. Evite el uso de negritas o subrayados

Figuras y tablas: tanto las figuras (gráficas, fotografías, diagramas e ilustraciones) como las tablas deberán ser insertadas en el texto y venir en formato editable. Todas las figuras deben aparecer sin abreviación (por ejemplo, Figura 3 o Tabla 1) siguiendo un estricto orden ascendente. Adicionalmente, estas deberán ser enviadas en un archivo aparte cuyo nombre corresponda con el nombre asignado en el texto. Si las figuras corresponden a fotografías, estas deben estar en formatos tiff, jpg o png con una resolución de 300 dpi. Evitar el uso de tramas, efectos tridimensionales, marcos, etc.

Uso de itálica/cursiva: los nombres científicos de géneros, especies y subespecies deben aparecer en cursiva (itálica). Proceda de la misma forma con los términos en otro idioma.

Uso de números: escribir los números del uno al diez siempre con letras. La única excepción

son aquellos casos en que estos preceden a una unidad de medida (por ejemplo, 19 cm) o aquellos casos en que aparecen como marcadores (por ejemplo, parcela 4, trampa 5, estación 6, muestra 7). Los números mayores a diez deben ser escritos en números arábigos (si en el mismo párrafo se utilizan cifras menores a diez y cifras mayores a diez, todas deben ir en números arábigos).

Puntos cardinales y coordenadas: los puntos cardinales (norte, sur, este y oeste) en español siempre deben ser escritos en minúscula, a excepción de sus abreviaturas N, S, E, O. Sin embargo, cuando estos son usados como puntos o hacen parte de un nombre propio deberá escribirse la primera letra en mayúscula (por ejemplo, cordillera Oriental). Las coordenadas geográficas deben seguir este modelo: 04°35'51"N -52°23'43"O. La altitud geográfica se debe expresar acorde al ejemplo: 1180 m s.n.m. y en inglés 1180 m a.s.l.

Otros aspectos a tener en cuenta:

Los pies de páginas deben ser destinado únicamente para el desarrollo adicional de ideas o para efectos de clarificar información contenida en el cuerpo de texto. Nunca deberán ser usados para citar referencias bibliográficas.

La primera mención de una sigla debe estar siempre acompañada de su significado. Para usos posteriores, basta con usar la sigla.

Respecto a las abreviaturas y sistema métrico decimal, utilice las normas del Sistema Internacional de Unidades (SI). En este sentido, se deberá dejar un espacio libre entre el valor numérico y la unidad de medida (por ej. 450 km, 17 °C).

El punto no debe ser utilizado para separar los millares, millones, etc. (por ejemplo 650000). Utilizar comas para separar cifras enteras de decimales (por ejemplo, 4,6790). Para el caso del inglés, los decimales se separan con puntos (por ejemplo, 3.1416).

Los nombres de los meses y días se escriben con la primera letra en minúscula. El formato de horas debe ser acorde a la hora militar.

Secciones del manuscrito

Los manuscritos deben ser estructurados conforme a las siguientes secciones:

Título: debe dar una visión del contenido del manuscrito, ser explicativo y conciso.

Listado de Autores: incluir nombres completos, cargo (si es de PNN) o afiliación y correo electrónico.

Resumen/ abstract: máximo 200 palabras que abarquen el contenido del manuscrito: objetivos, métodos, resultados y conclusiones. Un resumen en inglés (abstract) debe acompañar también el texto.

Palabras clave/ keywords: máximo cinco palabras clave en orden alfabético. Estas deben ser complementarias al título del artículo y deben estar tanto en español como en inglés.

Introducción: abarca la presentación del tema y da el contexto del desarrollo del manuscrito. Los objetivos deben quedar establecidos en este ítem.

Métodos: detalla el procedimiento que fue utilizado para cumplir el objetivo; incluye materiales,

lugar, fechas, métodos estadísticos, etc. La información consignada en esta sección debe permitir que otros puedan replicar el trabajo.

Resultados: presenta los hallazgos del trabajo de manera organizada.

Discusión: destaca los aspectos más relevantes o novedosos del trabajo y explica los resultados principales y su relación (o aportes) para el manejo del área protegida o territorio.

Conclusiones: presenta una síntesis de la investigación además de su impacto posible para el manejo del área protegida o territorio en cuestión.

Agradecimientos: espacio para mencionar aquellos actores que apoyaron la investigación.

Referencias: seguir las normas de citación APA 2019 (Manual de Publicaciones de la *American Psychological Association*, Sexta Edición). Incluir solamente las citas mencionadas en el texto, en orden alfabético, por autores y en orden cronológico para un mismo autor. En caso de contar con varias referencias de un mismo autor(es) en el mismo año, añadir las letras a, b, c, etc. al año. No abreviar los nombres de las revistas.

Invitación para apoyar la investigación en Parques Nacionales Naturales de Colombia

Debido a su posición geográfica, topografía y procesos biogeográficos particulares, Colombia es considerada un país megadiverso. El país ocupa el primer lugar en diversidad de aves y orquídeas; el segundo en plantas, anfibios, mariposas y peces dulceacuícolas; tercero en reptiles y palmas; y cuarto en mamíferos. Además, todo este patrimonio natural beneficia directamente a la población colombiana a través de los servicios ecosistémicos que provee. Notablemente, un alto porcentaje de esta biodiversidad, junto con los servicios ecosistémicos que proveen, se encuentra representada dentro del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia. Sin embargo, existen aún campos inexplorados que podrían incentivar la producción de nuevos conocimientos desde varias disciplinas.

Parques Nacionales Naturales de Colombia tiene el desafío de coordinar procesos e instancias en pro de la conservación de la biodiversidad. Como parte de este objetivo general, la entidad ha asumido la gestión de la investigación científica en tanto insumo indispensable para el manejo de cada una de las áreas protegidas. De ahí que esta posibilidad esté abierta para ser desarrollada en conjunto con actores estratégicos como universidades, ONG, institutos de investigación, comunidades étnicas, etc. Con ello se busca articular las diferentes fortalezas y experticias de estos actores a fin de generar y producir nuevo conocimiento sobre las áreas protegidas.

De acuerdo con el Lineamiento Institucional de Investigación, cada área protegida debe formular un portafolio de investigaciones donde se presenten las necesidades de información priorizadas por el área protegida para su efectivo manejo. Estas investigaciones se enmarcan dentro de las siguientes líneas temáticas: 1) caracterización de los componentes bióticos y abióticos; 2) caracterización e incidencia de las presiones; 3) usos y valoración de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos; 4) restauración de los ecosistemas; 5) dinámica social, cultural y económica de las comunidades asociadas a Parques Nacionales Naturales en su contexto local y regional; y 6) actividades sectoriales.

En esta oportunidad, Parques Nacionales Naturales de Colombia desea extender una invitación a los estudiantes de pregrado y posgrado para que desarrollen sus proyectos de investigación en conjunto con los equipos de trabajo que existen en las diferentes áreas protegidas. La articulación de los portafolios y los intereses particulares de cada investigador contribuirán en la generación de información de vital importancia que oriente la toma de decisiones en cada área protegida y, por esa vía, contribuya con la conservación de la biodiversidad del país.

Para mayor información, comunicarse con los siguientes correos:

monitoreo.central@parquesnacionales.gov.co
irene.aconcha@parquesnacionales.gov.co



Descarga ya la versión en español



Gobernanza y gestión de áreas protegidas

Editores: Graeme L. Worboys, Michael Lockwood, Ashish Kothari,
Sue Feary y Ian Pulsford
Traducción por Universidad El Bosque



<http://doi.org/10.22459/GGAP.2019>