

In situ

Parques Nacionales Naturales de Colombia

Volumen 6 · Número 1



PARQUES NACIONALES NATURALES DE COLOMBIA

■ **Monitoreo a la restauración ecológica** de bosques andinos, en el PNN Serranía de los Yarigués

■ ***Crocsmia x crocosmiiflora***: acciones de **prevención, manejo y control** en el SF Isla de la Corota

■ **Aspectos reproductivos del chorlito piquigrueso** (*Charadrius wilsonia beldingi*) en el PNN Sanquianga



El ambiente
es de todos

Minambiente

In Situ

Volumen 6 · Número 1
www.parquesnacionales.gov.co/

Publicado por

Parques Nacionales Naturales de Colombia

Subdirección de Gestión y Manejo de Áreas Protegidas

Grupo de Comunicaciones y Educación Ambiental

Calle 74 # 11-81

Bogotá, Colombia

Director General Parques Nacionales Naturales de Colombia

Orlando Molano Pérez

Subdirectora de Gestión y Manejo de Áreas Protegidas

Edna Carolina Jarro Fajardo

Asesora de la Subdirección de Gestión y Manejo de Áreas Protegidas

Marta Cecilia Díaz Leguizamón

Coordinador Grupo de Comunicaciones y Educación Ambiental

Katríz Castellanos Caro

Editor

Irene Aconcha Abril. M.Sc.

Profesional de investigación y monitoreo, Subdirección de Gestión y Manejo. Parques Nacionales Naturales de Colombia.

Comité Científico-Editorial

Betsy Viviana Rodríguez Cabeza. M.Sc.

Profesional de investigación y monitoreo, Subdirección de Gestión y Manejo. Parques Nacionales Naturales de Colombia.

Angela Parra Romero. Esp.

Profesional de vida silvestre, Subdirección de Gestión y Manejo. Parques Nacionales Naturales de Colombia.

Luisa Fernanda Maldonado. M.Sc.

Profesional de recursos hidrobiológicos, Subdirección de Gestión y Manejo. Parques Nacionales Naturales de Colombia.

Tatiana Losada. M.Sc.

Profesional de investigación y monitoreo, Dirección Territorial Amazonia. Parques Nacionales Naturales de Colombia.

Laura Vélez Vanegas. BSc.

Profesional de investigación y monitoreo, Dirección Territorial Andes Occidentales. Parques Nacionales Naturales de Colombia.

Andrés Cuéllar Chacón. M.Sc.

Profesional de investigación y monitoreo, Dirección Territorial Pacífico. Parques Nacionales Naturales de Colombia.

Comité Científico

Diego Zarrate Charry. Ph. D.

Proyecto de Conservación de Aguas y Tierras Colombia.

Héctor Edwin Beltrán Gutiérrez. M.Sc.

Universidad Distrital Francisco José de Caldas.

Juan Carlos Benavidez Duque. Ph. D.

Pontificia Universidad Javeriana.

Juan Pablo López Ordoñez. M.Sc.

Conservación Internacional Colombia.

Paula Sierra Correa. Ph. D.

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andrés.

Sebastián García Restrepo. Ph. D (c).

Asociación Primatológica Colombiana.

Diseño y diagramación

Jorge Enrique Patiño Ospina

Nathalí Cedeño Gracia

Foto de portada

Quebrada Piquisiquí, sector Laguna Negra. Santuario de Flora y Fauna Galeras. Fotografía: Luis G. Lasso

Ejemplo citación de artículos

Polo- Osorio, J. M., Palma García, L. W., Cuesta, J.A., Vecino, S. M., Olivo-Gutiérrez, J., Cuesta, J. A., Becerra, D., Plaza- Cueto, J. P., Torres Caraballo, E., Scarpeta, A. M., Mosquera- Quejada, Y. H., Granados Vecino, A. M., Martínez-Viloria, H. M., Martínez Dallos, I. M., Ballesteros Garcés, E., Córdoba Borja, E. & Pertuz- Buendía, E. (2021). Caracterización del uso y aprovechamiento de recursos hidrobiológicos en el Santuario de Fauna Acandí, Playón y Playona y su zona de influencia (2016 – 2018). *In Situ*, 6(1), 58-73.

Correo electrónico

irene.aconcha@parquesnacionales.gov.co

In Situ es una revista de divulgación y promoción del conocimiento generado a partir del desarrollo de las actividades del manejo de áreas protegidas del Sistema Parques Nacionales Naturales de Colombia, con énfasis en Investigación y Monitoreo. Los manuscritos son el resultado de un trabajo realizado por los equipos de las áreas protegidas en alianza con diferentes actores estratégicos de carácter público y privado; a partir de avances en los procesos de las diferentes líneas temáticas que desde la entidad propenden por el manejo y gestión de las áreas protegidas en aras de buscar el cumplimiento a su misión institucional.

Nota editorial

En 2021, Parques Nacionales Naturales de Colombia asumió una nueva dirección, que representa una nueva mirada hacia la conservación del patrimonio natural y cultural de los colombianos, con un enfoque orientado a la recuperación de ecosistemas y sus servicios, alineadas con las metas del Gobierno Nacional. En este sentido, el desafío es mantener y optimizar las estrategias de conservación implementadas por las áreas protegidas con énfasis en restauración ecológica, ecoturismo, la declaratoria de nuevas áreas y el control de la deforestación, reconociendo la investigación y monitoreo como líneas temáticas transversales, que permiten evaluar y evidenciar la efectividad del manejo de las áreas protegidas.



La información divulgada en la Revista In Situ es solo una muestra del valioso trabajo que día a día desarrollan nuestros equipos de las áreas protegidas, territoriales y nivel central, generalmente en conjunto con aliados estratégicos e incluso comunidades locales. Los resultados de estos procesos son un insumo fundamental para la toma de decisiones y la orientación de acciones de manejo, no solamente en las áreas protegidas, sino en diferentes procesos de conservación regionales y nacionales.

En su sexta edición, la revista presenta los resultados de procesos de monitoreo desarrollados por áreas protegidas sobre sus Valores Objeto de Conservación y estrategias de manejo, como lo es el caso de monitoreo de avifauna en el Santuario de Flora y Fauna Galeras, y el monitoreo de efectividad de las acciones de restauración ecológica en los bosques andinos del Parque Nacional Natural Serranía de los Yariguíes.

Se destacan los resultados de investigaciones sobre la biodiversidad, que incluyen el conocimiento de aspectos reproductivos del Chorlito Piquigruoso en playas arenosas del Parque Nacional Natural Sanquianga; igualmente el conocimiento de la genética del Mono Aullador en el Santuario de Flora y Fauna Otún Quimbaya; el conocimiento de aspectos poblacionales de mamíferos y aves mediante el uso de herramienta de fototrampeo en el Santuario de Flora y Fauna Galeras; y la caracterización del uso y aprovechamiento de recursos hidrobiológicos en el Santuario de Fauna Acandí, Playón y Playona y su zona de influencia.

Asimismo, relacionado con las presiones que afectan a las áreas protegidas se presentan avances de prevención, manejo y control de la especie invasora *Crocasmia x crocosmiiflora* en el Santuario de Flora Isla de la Corota.

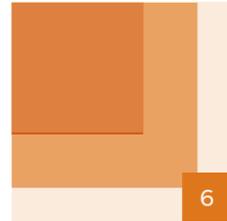
Finalmente, en cuanto a la implementación de estrategias de manejo, se muestran los avances y desafíos en la restauración coralina liderado por tres áreas protegidas del caribe colombiano: Parque Nacional Old Providence McBean Lagoon, Parque Nacional Corales del Rosario y San Bernardo y Parque Nacional Tayrona.

Esperamos que esta edición sea de su interés y disfrute, y seguiremos trabajando por divulgar los avances en el conocimiento de las áreas protegidas, en este caso, a partir de los esfuerzos que día a día realizan nuestros guardaparques.

Orlando Molano Pérez

Director General de Parques
Nacionales Naturales de Colombia

Contenido



SMART: Herramienta para la gestión de la información de monitoreo para la conservación de los Parques Nacionales Naturales de Colombia

6



Avances, aprendizajes y retos en los procesos de restauración de corales en tres Parques Nacionales Naturales (PNN) del Caribe colombiano: PNN Tayrona, PNN Old Providence McBean Lagoon y PNN Los Corales del Rosario y de San Bernardo

8



Conservación a través de la genética: El caso del mono aullador rojo (*Alouatta seniculus*) en el Santuario de Fauna y Flora Otún Quimbaya de Colombia

26



Aspectos reproductivos del chorlito piquigrueso (*Charadrius wilsonia beldingi*) en el Parque Nacional Natural Sanquianga

36



Riqueza, abundancia y patrones de actividad de mamíferos y aves y sus aportes al manejo y conservación del Santuario de Flora y Fauna Galeras

46

Caracterización del uso y aprovechamiento de recursos hidrobiológicos en el Santuario de Fauna Acandí, Playón y Playona y su zona de influencia (2016 - 2018)



58

Monitoreo a la restauración ecológica de bosques andinos, en el Parque Nacional Natural Serranía de los Yariguíes



74

Crocasmia x crocosmiiflora: acciones de prevención, manejo y control en el Santuario de Flora Isla de la Corota



88

Monitoreo de aves en el Santuario de Flora y Fauna Galeras: una estrategia de conservación de sus ecosistemas



102

SMART: Herramienta para la gestión de la información de monitoreo para la conservación de los Parques Nacionales Naturales de Colombia

Margarita Roza (PNN) y Manuel Rodríguez (WCS)

La implementación de SMART, como herramienta de monitoreo y análisis espacial en Parques Nacionales Naturales de Colombia se ha realizado con el apoyo técnico de Wildlife Conservation Society (WCS Colombia). Desde el 2015, mediante el módulo de patrullajes, se apoya la sistematización de labores de prevención, vigilancia y control; y, desde 2020 se implementa el módulo de registros ecológicos, que permite registrar, gestionar, mapear y analizar datos de muestreos sistemáticos de especies, sus hábitats, atributos asociados y alteraciones, para apoyar las labores de monitoreo e investigación.

SMART es soportada por un consorcio mundial de instituciones que permite incorporar requerimientos sustentados para mantener y mejorar las características de la herramienta, siendo de "código abierto", lo que significa que es de uso libre y puede adaptarse fácilmente para satisfacer las diferentes necesidades de los usuarios (www.smartconservationtools.org).

Entre el 2019 y 2020 PNN avanzó en la consolidación de la arquitectura del sistema de información institucional, sobre el anterior sistema de información de monitoreo (SULA), se trasladó a SMART a través del módulo de registros ecológicos. Se inició con el proceso de estructuración en el módulo de registros ecológicos de SMART, consolidando a la entidad como pioneros a nivel mundial en este proceso, a través de la migración de la información existente en SULA y la implementación de la toma de datos en campo mediante dispositivos móviles con tecnología Android (GPS, celulares).

A través de SMART se busca estandarizar el manejo de la información, mejorar y facilitar su sistematización, mediante la toma de datos en campo desde dispositivos Android, un acceso fácil al sistema de gestión de la información, la generación de múltiples consultas (espaciales y temáticas),

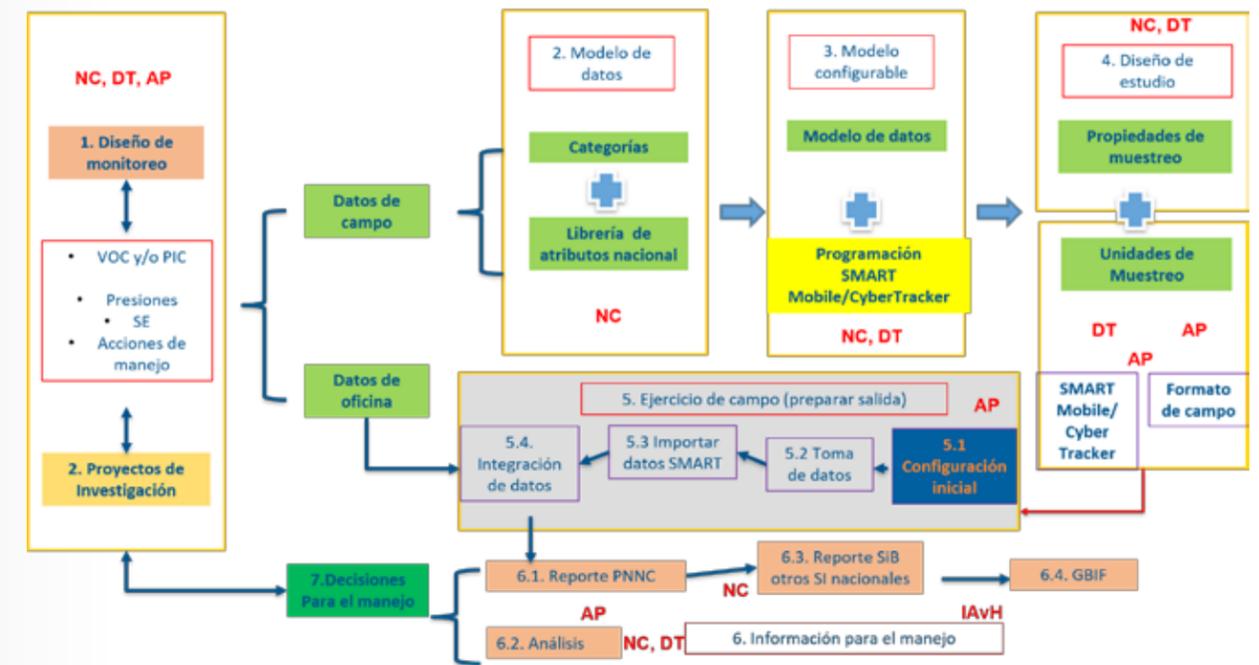
reportes, y el análisis eficiente de la información mediante el plugin que se conecta con el lenguaje estadístico R, que permite generar diversos tipos de análisis.

En la Figura, se describe el uso de SMART como herramienta de monitoreo, acorde con los siguientes pasos:

1. El proceso parte de la propuesta de investigación o el diseño de monitoreo, En los dos casos se orienta el muestreo a responder las preguntas de monitoreo con la intención de detectar cambios y/o tendencias asociadas a los indicadores relacionados con los valores objeto de conservación (VOC) o las prioridades integrales de conservación (PIC), las presiones y/o estrategias de manejo, que responden a las necesidades de toma de decisiones y a criterios de priorización. Es clave anotar que el proceso de reporte en monitoreo se determina dada la información que es requerida para el cálculo de los indicadores.

2. En SMART se genera el modelo de datos, el cual permite incluir las variables a registrar de cada diseño de monitoreo. El nivel central desarrolla este componente con base en los programas de monitoreo aprobados. En este contexto, los diferentes atributos se incluyen en una librería de atributos nacional, acorde con el estándar Darwin Core del sistema sobre Biodiversidad de Colombia (SIB Colombia), de manera que permita que cualquier necesidad de monitoreo se adicione para su uso y que a su vez sea el punto de partida para el desarrollo de meta-análisis (análisis entre áreas protegidas).

3. Se configura el modelo de datos de acuerdo con las necesidades en campo. El modelo de datos configurable permite incluir los atributos propios para el cálculo de un indicador, así como otros requerimientos de información. En este, también



Gestión de la información en SMART a través del módulo de registros ecológicos

se configuran las características generales de la aplicación CyberTracker/SMART Mobile y el GPS (para dispositivos con tecnología Android).

4. Se generan los diseños de estudio, referidos a la integración de las variables a registrar (modelo de datos configurable), su caracterización y la interacción con propiedades de muestreo (atributos que aplican las unidades de muestreo), y las unidades de muestreo (cuadrantes, parcelas, transectos, puntos entre otros) que definen la zona para la toma de datos). En este paso se tienen dos alternativas:

- a) Se cuenta con dispositivo Android y se hace la migración de forma directa desde SMART al dispositivo móvil.
- b) Si no se cuenta con dispositivo móvil, se genera el diseño de estudio en SMART y un formato de campo asociada donde se hace directamente la carga de la información desde los formatos físicos a SMART.

5. Se inicia la toma de información en campo, que responde a un diseño de muestreo desarrollado en el diseño de monitoreo, definido claramente por una hoja metodológica y donde el entrenamiento

y unificación de criterios es clave para maximizar la toma de la información. La parte final del paso 5 es la integración de los datos en SMART, bien sea a través de la transferencia desde un dispositivo móvil o de forma manual, pero utilizando los diseños de estudio correspondientes.

6. Se incluye el componente de reporte y el análisis de la información. SMART cuenta con el módulo de consultas que presenta un abanico de posibilidades de consultas de los eventos, observaciones, consultas resúmenes, espaciales, características de los muestreos y/o el estudio, y la posibilidad de integración de información de las consultas. Adicionalmente, en el módulo de informes se puede configurar extraer información de forma automática de las consultas en un formato de resumen. Finalmente, y con la intención de redondear la gestión de la información en SMART, la herramienta incluye una conexión con el lenguaje estadístico R, que permite desde una consulta aplicar un código de análisis, que a su vez se programa en R y/o RStudio. En este contexto, entre mejor se programen los estudios en SMART desde la librería de atributos, la toma de información se concreta y se hace más eficiente el análisis de los indicadores y su visualización, donde SMART genera una carpeta de resultados.



Foto: PNN Old Providence McBean Lagoon

Avances, aprendizajes y retos en los procesos de restauración de corales en tres Parques Nacionales Naturales (PNN) del Caribe colombiano: PNN Tayrona, PNN Old Providence McBean Lagoon y PNN Los Corales del Rosario y de San Bernardo

Marcela Cano-Correa

Jefe Parque Nacional Natural Old Providence McBean Lagoon. Parques Nacionales Naturales de Colombia. marcela.cano@parquesnacionales.gov.co

Elizabeth Hernández-Osorio

Profesional Parque Nacional Natural Tayrona. Parques Nacionales Naturales de Colombia. elizabeth.hernandez@parquesnacionales.gov.co

Camilo Valcárcel-Castellanos

Contratista Parque Nacional Natural Los Corales del Rosario y de San Bernardo. Parques Nacionales Naturales de Colombia. investigacion.monitoreopnncrsb@gmail.com

Rebeca Franke-Ante

Profesional Especializada Dirección Territorial Caribe. Parques Nacionales Naturales Colombia. rebeca.franke@parquesnacionales.gov.co

Carlos Mario-Aponte

Contratista Parque Nacional Natural Tayrona. Parques Nacionales Naturales de Colombia. carlos.m.aponte.s@gmail.com

Esteban Zarza-González

Investigador-Docente Grupo de Investigación GIBEAM - Universidad del Sinú. esteban.zarza@gmail.com

Progress, Learning and Challenges in the Coral Restoration Processes in Three National Natural Parks (PNN) of the Colombian Caribbean: PNN Tayrona, PNN Old Providence McBean Lagoon and PNN Los Corales del Rosario and San Bernardo

RESUMEN

Desde el año 2009, tres de las áreas protegidas adscritas a la Dirección Territorial Caribe del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia, los Parques Nacionales Naturales Tayrona, Old Providence McBean Lagoon y Los Corales del Rosario y San Bernardo han priorizado la restauración de ecosistemas coralinos a través de guarderías y trasplante. El presente trabajo resume la experiencia, sus dificultades y aprendizajes y discute los retos y oportunidades frente a un proceso de largo plazo que requiere de la participación y articulación de los diferentes actores que trabajan en las zonas coralinas, para avanzar de manera coordinada en la mitigación de las presiones y en los procesos de restauración regional, que incorporen la variable del cambio climático.

Palabras clave: Corales, restauración, *Acropora*, ecosistemas marinos, jardinería de coral.

ABSTRACT

Since 2009, three of the protected areas assigned to the Caribbean Territorial Directorate of the System of Natural National Parks of Colombia, the Tayrona, Old Providence McBean Lagoon and Corales del Rosario and San Bernardo National Parks have prioritized the restoration of coral ecosystems through the nursery and transplant phases. This paper summarizes the experience, its difficulties and learnings and discusses the challenges and opportunities in the face of a long-term process that requires the participation and articulation of the different actors that work in the coral areas, to advance in a coordinated way in mitigation of the pressures and in the regional restoration processes, which incorporate the climate change variable.

Key words: Coral Reef, restoration, Acropora, marine ecosystems, coral gardening.

Introducción

Las tres áreas protegidas en cuestión se encuentran distribuidas en tres ecorregiones marino-costeras diferentes del Caribe colombiano: a) PNNTAY (Parque Nacional Natural Tayrona): Ecorregión Tayrona -TAY, caracterizada por arrecifes influenciados por surgencias costeras y al norte de la pluma del río Magdalena; b) PNNOPMBL (Parque Nacional Natural Old Providence McBean Lagoon): Ecorregión Archipiélago de San Andrés y Providencia - SAN, caracterizada por ambientes oceánicos de aguas claras; c) PNNCRSB (Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo): Ecorregión Archipiélagos Coralinos - ARCO, caracterizados por ambientes insulares sobre la plataforma continental con elevados aportes de aguas dulces y sedimentos provenientes del Canal del Dique (Díaz et al., 2000).

Estudios recientes sobre el estado de los arrecifes tropicales en el mundo, señalan que el 60 % de estos se encuentran bajo algún grado de amenaza (Burke et al., 2011; Wilkinson, 2008); lo cual se intensifica por el estrés térmico y los consecuentes procesos de blanqueamiento y enfermedades (Merselis et al., 2018; Sokolow, 2009). Para el Caribe, se ha registrado una reducción en la cobertura coralina de un 10 % a un 50 % en los

últimos 30 años, con pocos signos de recuperación (Edmunds & Carpenter, 2001) y una rápida dispersión de las enfermedades (Goreau et al., 1998). En Colombia, la degradación de las áreas coralinas en el mar Caribe ha sido evidente y ha alcanzado niveles preocupantes (Díaz et al., 2000; Bayraktarov et al., 2020), siendo las especies del género *Acropora*, las que han sufrido mortalidad masiva lo cual parece tener relación con los posibles impulsores regionales y locales como el consumo de fertilizantes para la agricultura (Cramer et al., 2020), mientras que la sobrepesca, los cambios en la calidad de agua y la sedimentación, así como el cambio climático (Hopley, 2011), limitan su posibilidad de recuperación.

De acuerdo a esta realidad, desde el 2009 se cuenta con procesos de restauración activa en éstas tres áreas arrecifales protegidas del Caribe. En el presente artículo se presentan los resultados hasta el 2020, de las diferentes experiencias de restauración de corales, las dificultades y aprendizajes encontrados y los retos y oportunidades, que permitan apoyar la misión de conservación sobre este ecosistema y mantener estos procesos a largo plazo.

Métodos

Área de Estudio

En los tres Parques Nacionales Naturales (PNN) se ubicaron las guarderías y las parcelas en proceso de restauración (zonas de trasplante) en diferentes sitios, estas últimas, donde existían evidencias de la presencia de colonias de las especies seleccionadas, ya sean vivas o muertas (Figura 1).

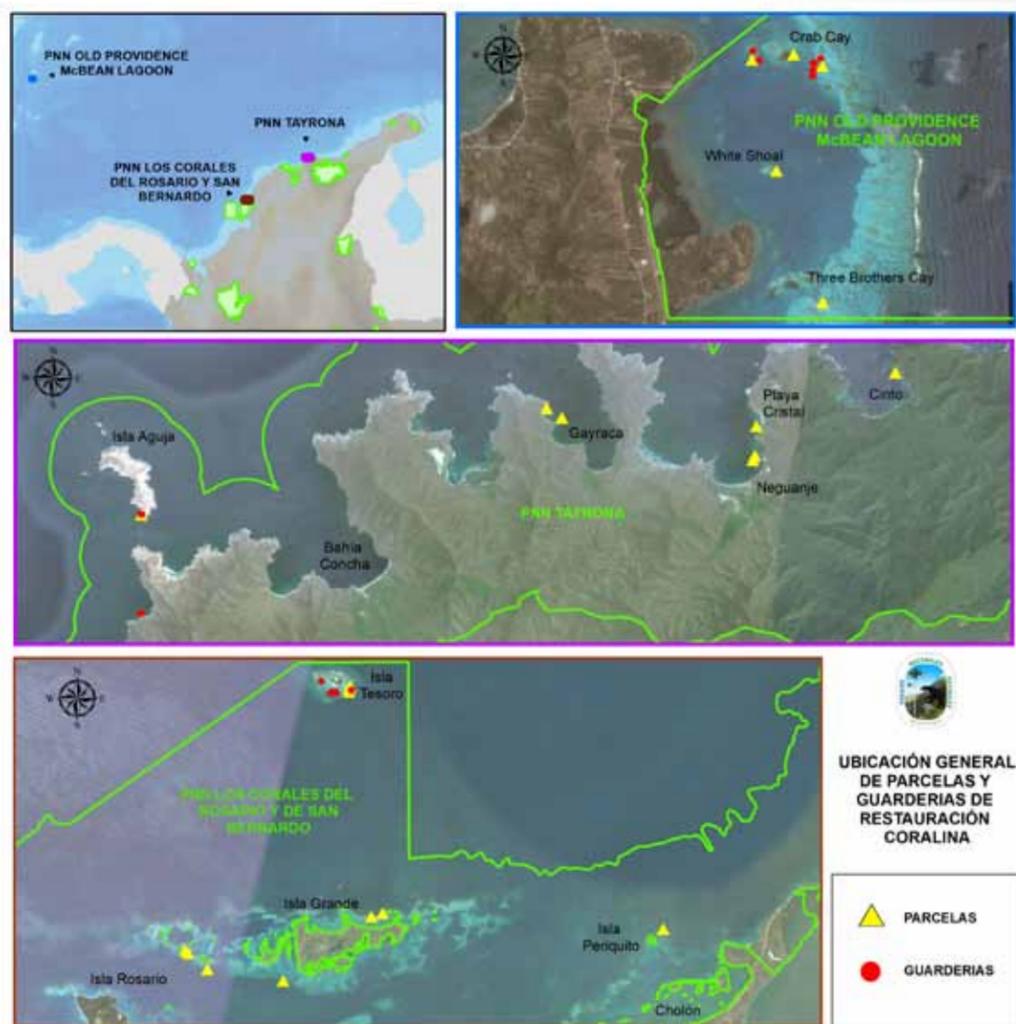
Las experiencias realizadas en estas áreas protegidas son las denominadas "jardinería de coral" con dos fases: una fase de guarderías "in situ" donde se

mantienen fragmentos de coral (semilla) para su crecimiento y una fase de trasplante, que incluye sembrar los fragmentos criados en las guarderías al sustrato marino (Edwards, 2010; Page et al., 2018).

En el proceso, se han priorizado las especies de *Acropora* por ser las que han tenido una gran disminución de la cobertura viva de las poblaciones en el Caribe colombiano (Rodríguez, et al., 2010). Sin embargo, en el tiempo se fueron incluyendo otras especies como se verá en resultados.

Figura 1

Ubicación de las áreas protegidas de la Dirección Territorial Caribe (PNNTAY, PNNOPMBL y PNNCRSB) de las guarderías de coral y de las parcelas en proceso de restauración de corales



Fase de Guardería

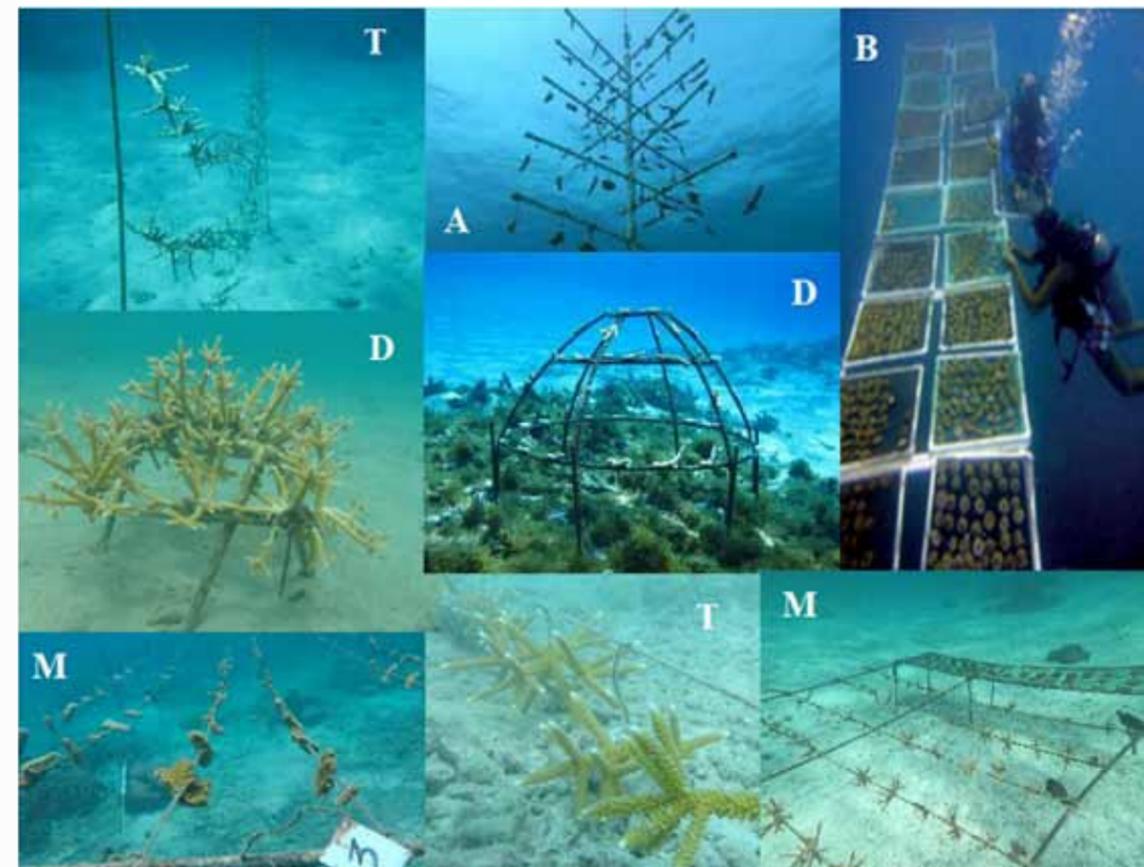
Las tres áreas protegidas han realizado ensayos con cinco diferentes tipos de estructuras (por su forma, tamaño y material) que se han ubicado en diferentes zonas de las áreas protegidas, a una profundidad entre 3-12 m, sobre el sustrato propio de la especie, arena o cascajo (Figura 1).

Las estructuras utilizadas incluyeron las siguientes características, (Figura 2): a) guarderías tipo tendedero (GT), consisten en líneas o cuerdas de nylon horizontales que están amarradas en sus extremos a cuerdas más gruesas verticales ancladas al fondo con "muertos" y con boyas

flotantes o amarradas en sus extremos a estructuras de varillas ancladas al sustrato; b) guarderías tipo arbolito (GA), son un diseño original de Coral Restoration Foundation y son construidas en tubos de policloruro de vinilo (PVC) que se colocan a media agua; c) guarderías tipo bandejas a media agua (GB), que como su nombre lo indica consisten en bandejas de PVC; d) guarderías tipo domo (GD), son construidas ya sea en varillas de hierro o tubos de PVC y van sobre el sustrato; e) guarderías tipo mesa (GM) que también van fijadas sobre el sustrato, pueden contener una malla donde se colocan los fragmentos en "galletas de cemento" o entorchados en cuerdas de nylon tensionadas.

Figura 2

Diferentes tipos de estructuras implementadas en las guarderías de coral



Nota: T) Guardería tipo tendedero PNNOPMBL y tendedero de fondo PNNTAY; A) Guardería tipo arbolito PNNCRSB; B) Guardería tipo bandejas a media agua PNNTAY; D) Guardería tipo domo PNNTAY y PNNOPMBL; M) Guardería tipo mesa PNNTAY y PNNCRSB.

La selección y obtención de los fragmentos para instalar en las guarderías, se llevó a cabo por medio de buceos en diferentes zonas coralinas, con el fin de ubicar colonias sanas y lo suficientemente distantes entre sí, procurando obtener variabilidad genética, de las cuales se cortaron fragmentos que se transportaron hasta las guarderías. Una vez ubicados los fragmentos, se realizó mantenimiento a la guardería, eliminando las algas y organismos que crecen y compiten con los fragmentos.

Se realizó seguimiento a la supervivencia la cual se determinó, calculando la proporción de fragmentos vivos finales en relación con el número de

fragmentos iniciales, en diferentes momentos, dependiendo de la logística de cada área protegida.

Fase de trasplante

Los fragmentos provenientes de las guarderías se fijaron individualmente al sustrato marino mediante cemento, masilla epóxica, amarres plásticos o de manera agrupada trasladando toda la línea de nylon con los fragmentos, ubicándolas sobre el sustrato y asegurándolas con varillas en los extremos. Al igual que en las guarderías, se realizaron actividades de seguimiento de supervivencia de las colonias hasta que estas se

fusionaron y se registró solo cuando toda la colonia se encontraba muerta o presentaba blanqueamiento o enfermedad. Además, se realizó el

mantenimiento de las parcelas, realizando la limpieza de algas y control de depredadores como caracoles o gusanos de fuego, según el caso.

Resultados y discusión

Tabla 1

Datos sobre el porcentaje de supervivencia histórica de los fragmentos en las tres áreas protegidas PNNTAY, PNNOPMBL y PNNCRSB por tipo de guardería y por especie

Área Protegida	Tipo de Guardería	Especie	% supervivencia histórico
PNN TAY	GT	<i>A. cervicornis</i> *	73
		<i>A. palmata</i> **	69
	GB	<i>A. palmata</i> ***	90 - 95
		<i>M. cavernosa</i> ***	38 - 47
	GM	<i>A. palmata</i>	98
		<i>P. porites</i>	95,6
GD	<i>A. cervicornis</i>	100	
PNN OPMBL	GT	<i>A. palmata</i>	73 - 77
		<i>A. cervicornis</i>	70 - 78
		<i>A. prolifera</i>	98 - 100
		<i>D. cylindrus</i>	0
	GM	<i>A. cervicornis</i>	92
		<i>D. cylindrus</i>	0
GD	<i>A. cervicornis</i>	88 - 100	
	<i>A. prolifera</i>	96 - 100	
PNN CRSB	GM	<i>A. palmata</i> ****	70 - 85
		<i>A. cervicornis</i>	96
		<i>P. porites</i> ****	74
		<i>S. siderea</i> ****	67
		<i>O. faveolata</i> ****	87
		<i>A. cervicornis</i>	96 - 100
	GA	<i>A. palmata</i>	100
		<i>P. furcata</i>	98
		<i>P. astreoides</i>	76
		<i>O. annularis</i>	70
		<i>O. faveolata</i>	85
		<i>S. siderea</i>	55
		<i>A. palmata</i>	74 - 88
GT	<i>A. cervicornis</i>	80 - 92	

Nota. * Incluye promedio datos Carrillo (2012); ** Promedio datos Carrillo (2012); *** García (2013); **** Guardería con microfragmentación instalada por Fundación ECOMARES.

Fase de guardería

A lo largo de los más de 10 años de trabajo, los tipos de guarderías que se implementaron han ido variando según la experiencia y aprendizajes de este proceso, identificando ventajas o dificultades con cada una. Es posible observar los intervalos de supervivencia por especie y por tipo de guardería que se han registrado, este porcentaje de supervivencia, corresponde al intervalo entre el valor más bajo y el más alto registrado en el proceso (Tabla 1).

En el PNNTAY, la estructura que presentó la mayor supervivencia (100 %) a lo largo del proceso fue la GD para la especie *A. cervicornis*, seguido de la GT, que presentó porcentajes de supervivencia muy bajos (menos del 70%), en las primeras experiencias de guarderías en el año 2010 para las especies *A. cervicornis* y *A. palmata*, siendo la principal causa de pérdida de fragmentos el desprendimiento de ellos en la estructura, por su tamaño tan pequeño; sumado a esto, se presentaron anomalías de precipitación, evidenciando los efectos climáticos de la primera fase y evolución del fenómeno de "La Niña". Las GT que se instalaron posterior al 2015, con ajustes metodológicos, alcanzaron una supervivencia del 100% de los fragmentos, en la GM para la especie *A. palmata* y *P. porites* se lograron altos porcentajes de supervivencia.

Aunque no se cuenta con los intervalos de supervivencia para la GB, instalada en el 2010, las observaciones generales indican que la especie con mayor supervivencia en esta guardería fue *A. palmata*, seguido por *P. porites* y por último *A. cervicornis*. Los resultados en esta misma estructura para el 2012 exhibieron una mayor supervivencia para *A. palmata* que para *M. cavernosa* que obtuvo el menor porcentaje de supervivencia (38,4 %).

Para el PNNOPMBL, los mayores porcentajes de supervivencia se encontraron para la especie *A. prolifera*, tanto en las GT, como en las GD; para las especies *A. cervicornis* y *A. palmata* se reportaron los menores porcentajes de supervivencia en las GT, debido a la incidencia de la enfermedad de banda blanca y a los daños ocurridos en las estructuras durante eventos climáticos y oceanográficos adversos, teniendo mejores desempeños (supervivencia) de los

fragmentos de *A. cervicornis* en las GD. Para el caso de *D. cylindrus*, tanto en la GT, como en la GM, se obtuvo una supervivencia del 0 %.

Los resultados de las guarderías permiten evidenciar para el PNNCRSB que la especie *A. cervicornis* reportó los mayores porcentajes de supervivencia en GT, al igual que *A. palmata* que registró valores elevados de supervivencia en GA, GT y GM (Tabla 1). Por su parte, los resultados de supervivencia fueron altos para *P. furcata*, seguido por *O. faveolata*, *P. astreoides* y *P. porites*, mientras que *S. siderea* fue la especie con valores más bajos de supervivencia en GM y GA (55%), siendo este último resultado producto del registro de un mar de leva.

En resumen, ninguna de las áreas protegidas usó los cinco tipos de guarderías. La GD fue la más exitosa para las tres especies de *Acropora*; la GA se usó solo en el PNNCRSB con éxito, siendo mejor para *A. palmata*; la GB solo fue usada en el PNNTAY, con poco éxito. El PNNTAY fue el área con éxito en casi todos los tipos de guardería. Las tres áreas trabajaron con *A. cervicornis* llegando al éxito de 100% en tres tipos de guarderías (GA, GD y GT); aunque también trabajaron con *A. palmata*, en general el éxito fue menor, alcanzando el 100 % en el PNNTAY con las GT y en el PNNCRSB con la GA.

Fase de trasplante

Para esta fase, en cada área se han seleccionado sitios en donde se han ubicado parcelas para restaurar, por lo que se tiene un total de 18.080 m², en 24 parcelas que se mantienen en este proceso. El número de fragmentos sembrados en cada parcela en proceso de restauración, por especie, pueden observarse en la Tabla 2. Cada una de las áreas protegidas, de acuerdo con sus condiciones particulares, ha avanzado de manera diferenciada, tanto en el número y área de las parcelas, como en el número de fragmentos trasplantados.

En la actualidad el PNNTAY cuenta con siete parcelas en proceso de restauración ubicadas en diferentes bahías (Figura 1), con un área total de 9.000 m² (Tabla 2). Las Parcelas 1 y 2 se establecieron en el año 2014, cuando se

trasladaron las colonias de las especies *P. porites*, *P. divaricata*, *M. cavernosa*, *A. cervicornis* y *A. palmata* al medio natural, que corresponden a las colonias que estuvieron en las guarderías durante 2010-2011 y actualmente

se observa la unión de colonias (Figura 3). A partir del año 2015, se establecieron parcelas en zonas donde se encuentran las dos especies priorizadas *A. cervicornis* y *A. palmata*, en diferentes bahías del área protegida.

Tabla 2

Número total de fragmentos sembrados por especie y área aproximada (m²) de las parcelas en proceso de restauración en tres PNN del Caribe colombiano

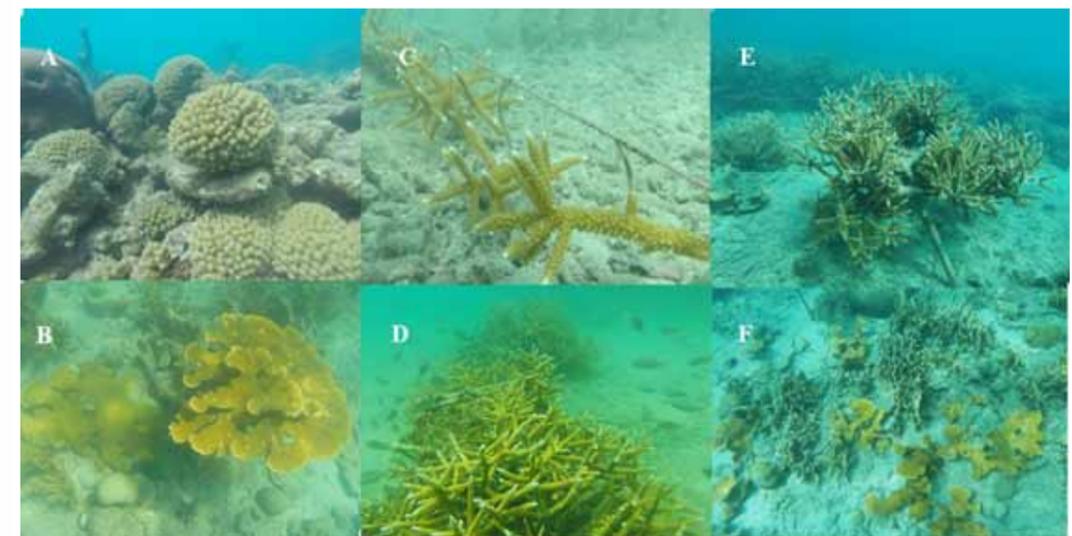
Área Protegida	Año de instalación	Parcela	Especie	Área (m ²) aprox.	No. Total de Fragmentos Sembrados*
PNNTAY	2014	1	A. palmata	1500	58
			P. porites		239
			P. divaricata		15
			M. cavernosa		5
	2015	2	A. palmata	1000	28
			P. porites		84
	2015	3	A. cervicornis	500	72
	2017	4	A. cervicornis	3000	473
	2018	5	A. palmata	2000	148
	2018	6	A. cervicornis	500	250
2020	7	A. cervicornis	500	22	
Área en proceso de restauración / No. fragmentos				9000	1394
PNNOPMBL	2011	1	A. cervicornis	800	1425
		2	A. cervicornis	Descartada	87
		3	A. cervicornis	1000	342
			A. prolifera		178
	4	A. palmata	200	295	
		A. palmata		221	
	2018	5	A. cervicornis	300	175
			A. prolifera		67
			A. palmata		22
	2019	6	A. cervicornis	1000	118
A. prolifera			18		
		A. palmata		3	
Área en proceso de restauración / No. fragmentos				3300	3126

Área Protegida	Año de instalación	Parcela	Especie	Área (m ²) aprox.	No. Total de Fragmentos Sembrados*
PNNCRSB	2012	1	A. palmata	1800	114
			A. cervicornis		645
	2014	2	A. palmata,	2500	195
			A. cervicornis		96
			P. furcata		79
	2015	3	A. palmata,	1200	87
			A. cervicornis		43
			P. furcata		30
			P. astreoides		19
	2018	4	A. cervicornis	20	185
		5	A. palmata	20	4
6		A. cervicornis	60	133	
7		A. cervicornis	20	83	
8		A. cervicornis	20	60	
9		A. cervicornis	10	23	
	10	A. cervicornis	10	34	
	11	A. palmata	20	5	
Área en proceso de restauración / No. fragmentos				5680	1682
Área total en proceso de restauración y No. total de fragmentos				18080	6027

Nota. * Los procesos de siembra de fragmentos en las parcelas se han realizado de manera continua, desde el año de instalación de la misma.

Figura 3

Parcelas en proceso de restauración PNN Tayrona



Nota. A) Parcela 1 Gayraca con colonias que fueron trasplantadas en 2014 de *P. porites*; B) y *A. palmata*; C) Parcela 4 Playa del Pozo, fragmentos de *A. cervicornis* en un tendedor de fondo con fase Guardería-trasplante integrada que se fijaron al sustrato en 2017; D) y los mismos en el año 2020 sirviendo como refugio de peces; E) Domo con *A. cervicornis* instalado en 2017; F), Parcela 5 Playa del Pozo de *A. palmata* sembrado en el año 2015.

De igual forma, en este mismo año, se hizo el ajuste metodológico para que la fase de guardería y trasplante se integrara e hiciera parte de la parcela de restauración y se estableció la parcela 3 al lado del sendero subacuático. En el año 2017 se establecieron las parcelas 4 y 5, las cuales al 2020 han avanzado notablemente en tamaño y tridimensionalidad y prestan refugio a especies de peces de las familias Acanthuridae, Lutjanidae, Serranidae, entre otras (Figura 3C y 3D). En el año 2018 se adicionó la parcela 6 y en el año 2020 se estableció la parcela 7, cerca de un sitio de buceo.

El PNNOPMBL cuenta con seis parcelas en proceso de restauración ubicadas en diferentes lugares de la laguna arrecifal, que miden aproximadamente 3.300 m² (Figura 1). En dichas parcelas de restauración se han venido sembrando los fragmentos de *A. cervicornis*, *A. palmata* y *A. prolifera* (Tabla 2), según la presencia o no de dichas especies (vivas o muertas).

La parcela 1, instalada en el 2011, cuenta con fragmentos de *A. cervicornis* sembrados sobre tortas de cemento o sobre escombros de esta especie. En esta parcela a su vez se ubicaron las cinco GD con fragmentos de la misma especie.

A pesar de haberse presentado la enfermedad de banda blanca, en la actualidad se observan colonias consolidadas, generando hábitat para cardúmenes de peces, principalmente del género *Haemulon* (Figura 4).

La parcela 2, fue inicialmente instalada en el 2011, en un lugar con colonias vivas y escombros de *A. cervicornis* donde se sembraron fragmentos de esta especie. Esta parcela fue afectada por una fuerte sedimentación, debido a corrientes submarinas que sepultaron tanto las colonias vivas, como los fragmentos trasplantados, por lo que fue descartada.

La parcela 3, instalada en el 2011, cuenta con un seto natural vivo de *A. palmata*, alrededor del cual se sembraron fragmentos de esta especie y de *A. prolifera*, en ella también se instalaron las cinco GD (tres con *A. cervicornis* y dos con *A. prolifera*) alrededor de los cuales se sembraron fragmentos de *A. cervicornis*. La especie que ha tenido mejor desempeño ha sido *A. prolifera*, seguida de *A. palmata*, ya que los fragmentos de *A. cervicornis*, han sido afectados por la enfermedad de banda blanca y además su crecimiento ha sido lento (observación personal); el sustrato donde se han sembrado estos últimos fragmentos está dominado

por algas y la limpieza se hace difícil; al contrario, los fragmentos de esta especie en los domos, han presentado un crecimiento más rápido y la incidencia de banda blanca ha sido menor (Figura 4).

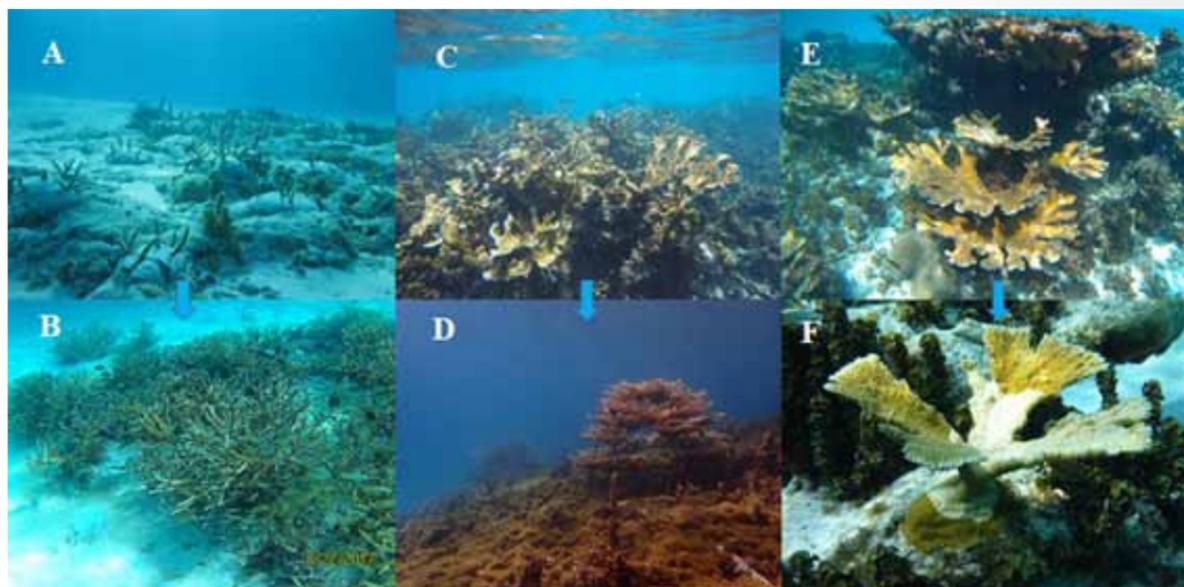
La parcela 4, también instalada en el 2011, contiene un seto natural vivo de *A. palmata* donde se sembraron fragmentos de esta misma especie, cuando estos fragmentos ya se habían convertido en colonias, algunas fueron afectadas en el 2015, por la enfermedad de banda blanca y murieron totalmente o parte de ellas (Figura 4). Las parcelas 5 y 6 se instalaron en el 2018 y 2019 respectivamente, en estas se sembraron fragmentos de las tres especies de *Acropora*, debido a su reciente instalación no han presentado novedades y los fragmentos han evolucionado normalmente.

El PNNCRSB tiene priorizado actualmente un total de once parcelas de restauración ubicadas en el archipiélago Nuestra Señora del Rosario, con el mayor esfuerzo realizado en Isla Tesoro (zona intangible) e Isla Grande (zona de recuperación natural), las cuales en total equivalen a un área aproximada de 5.500 m² (Tabla 2).

El proceso inició en los años 2012 y 2013, cuando se trasplantaron colonias de *A. cervicornis* en la parcela 1, algunas de las cuales fueron afectadas por enfermedad de la banda blanca en el año 2016. En la parcela 2, entre el 2014 y 2015, se realizó trasplante de *A. cervicornis* y de *A. palmata*, esta última en agrupaciones de cinco colonias. Durante estos años se presentaron algunas afectaciones por mar de leva, que fueron mitigados a través de rescate y resiembra de fragmentos; también se registró advenimiento de banda blanca y depredación por gusanos de fuego; a pesar de estas afectaciones, las colonias trasplantadas se desarrollaron exitosamente y fueron ampliamente colonizadas por juveniles de peces de la familia Haemulidae (Figura 5). En el 2016 y 2017, además de los trabajos con *A. palmata* y *A. cervicornis*, se realizaron los primeros trasplantes con *Porites furcata* y *P. astreoides*. En el año 2017 se presentó un evento de blanqueamiento coralino que afectó gran cantidad de colonias, tanto en guarderías como en los trasplantes, lo que generó mortalidad de colonias, algunas de las cuales llevaban más de tres años de haber sido trasplantadas.

Figura 4

Parcelas en proceso de restauración PNN Old Providence McBean Lagoon



Nota. A) parcela 1, al este de Crab cay 2011; B) y 2017 de *A. cervicornis*; C) Parcela 3, al oeste de Crab cay, colonias *A. palmata* 2017; D) y zona de domos de *A. prolifera* 2017; E) Parcela 4, sur de Three Brothers cays, colonias de *A. palmata* alrededor de seto natural 2017; F) y colonia de *A. palmata* afectada por la enfermedad de banda blanca 2017.

Figura 5

Parcelas en proceso de restauración PNN Corales del Rosario y San Bernardo



Nota. A) trasplantes *A. cervicornis* parcela 1 en hilera en 2016; B) y registro de peces en otra zona de la parcela año 2015; C) instalación domo parcela 8; D) y de fragmentos; E) parcela 3 repoblamiento con *A. palmata* en 2018; F) y detalle fusión de colonia en esqueleto muerto en 2019.

La conformación de las parcelas, a diferencia del PNNOPMBL, se fue desarrollando con el tiempo, ya que como se describió anteriormente las actividades de repoblamiento se venían haciendo en diferentes zonas en cercanía a isla Tesoro de acuerdo a la disponibilidad de sustrato con condiciones viables para el trasplante en zonas degradadas (tipo de sustrato, profundidad y localización respecto a la zonación), condición que limitaba la visibilidad del proceso de avance de restauración en el área protegida. Por tal motivo, a partir del año 2018 se realizó una ampliación del área conformando parcelas en donde se habían realizado esfuerzos previos de repoblamiento coralino, generando como resultado un total de tres parcelas ubicadas al sureste de isla Tesoro, que suman 97 % del área total.

Las parcelas 3 y 7 del PNNTAY, las 5 y 6 del PNNOPMBL y las 4, 6, 7, 8, 9 y 10 del PNNCRSB, se encuentran ubicadas en sitios donde se llevan a cabo actividades de careteo y/o buceo y tienen como objetivo adicional sensibilizar a los visitantes y vincular a las comunidades en el proceso de restauración, a través de la educación ambiental. La profundidad en estos sitios es mayor de 4 m y los buzos que las visitan reciben información previa sobre el proceso.

Considerando los referentes en Florida y Puerto Rico (Schopmeyer et al., 2017 : de > 80 % de supervivencia de corales en vivero y de > 70 % de supervivencia de corales plantados) y en República Dominicana (Calle-Triviño, 2019: para *A. cervicornis* de 80,6 – 94,8 % en las guarderías y de 57,3 – 83,3% para seis zonas de trasplante), la supervivencia registrada en las guarderías de las tres áreas protegidas, se puede considerar relativamente alta (> 69 %) al igual que en las parcelas de restauración (> 65 %) para las especies de *Acropora* (Cano & Posada, 2013; Zarza et al., 2014; Hernández-Osorio & Aponte-Sierra, 2018; Rodríguez, 2018).

Aunque la supervivencia ha variado entre las tres áreas protegidas, tanto para la fase de guardería como de trasplante, se considera que las condiciones oceanográficas favorecen al PNNTAY con aguas oceánicas profundas provenientes de la surgencia local estacional (Bayraktarov et al., 2012, 2014), mientras que el PNNCRSB está sujeto a los “bombazos” del agua que proviene del río Magdalena, con sus cargas sedimentarias que vienen aumentando

en el tiempo (Restrepo et al., 2016), y en el caso del PNNOPML, si bien está ubicado lejos de la costa Caribe colombiana, pudiera estar sujeto a aguas con valores crónicos subletales de carga orgánica disuelta, que ha venido favoreciendo el crecimiento de algas (Márquez-Calle, 2008).

De acuerdo con Boström-Einarsson et al. (2020), a nivel mundial los estudios de caso de restauración de coral están dominados por proyectos a corto plazo, así mismo, los esfuerzos de restauración de arrecifes de coral en países de América Latina registran una duración promedio de tres años (Bayraktarov et al., 2020). En este escenario, a pesar de las dificultades, los procesos de más de 10 años realizados en las tres áreas protegidas y con parcelas en proceso de restauración de aproximadamente 18.000 m², constituyen un gran logro que debe continuar.

Durante este tiempo de trabajo en las áreas protegidas, se han generado aprendizajes, dentro de los que se incluyen: 1) el manejo del alto crecimiento de algas e hidroides en los fragmentos y estructuras de las guarderías, requiere mantener jornadas de limpieza periódicas a las estructuras (cuerdas, varillas, mallas, etc.), teniendo en cuenta no afectar a los fragmentos. La utilización de cuerdas de nylon en las guarderías tipo tendadero, minimiza la adherencia de organismos epífitos y brinda una mayor resistencia al peso de los fragmentos. Se ha visto una menor presencia de algas en las guarderías tipo domo y mesa; 2) las guarderías tipo domo y mesa, por estar mejor ancladas al sustrato y más cercanas al fondo, son más resistentes a la fuerza del mar y sufren menos daños ante eventos extremos de mares de leva, huracanes y corrientes; 3) es importante contemplar una adecuada definición de los sitios de ubicación de las parcelas de restauración, preferiblemente en lugares con sustratos consolidados que permitan una buena adherencia de los fragmentos sembrados. Así mismo, evitar terrenos con altas corrientes o con aportes de descargas continentales contaminadas; 4) el desarrollo de procesos educativos, divulgativos y de sensibilización alrededor de los procesos de restauración, así como una adecuada participación de actores locales y visitantes son una buena estrategia para disminuir los daños en las guarderías y parcelas de restauración; 5) contar con suficiente información científica de las especies, del funcionamiento natural de las formaciones coralinas, de las condiciones

del clima y de parámetros oceanográficos permitirá tener mejor capacidad de decisión para disminuir la afectación y mortalidad de los fragmentos y colonias coralinas, y así favorecer su resiliencia ante las condiciones cambiantes; 6) es imprescindible mantener procesos de seguimiento y monitoreo de los fragmentos en las guarderías y colonias en las parcelas de restauración (crecimiento, supervivencia, fauna asociada, depredadores y enfermedades), a través de la formulación e implementación de una metodología de monitoreo comparable entre las tres áreas protegidas; 7) las limitaciones en la disponibilidad de personal de las áreas protegidas o de los socios aliados, por falta de recursos, por los cambios en el personal, por la terminación de los contratos (diciembre y enero) y la finalización de proyectos o eventos fortuitos (Pandemia por COVID-19) requieren minimizarse para poder mantener los procesos de restauración coralina a corto, mediano y largo plazo.

Las dificultades y sus aprendizajes, motivan el análisis de diferentes retos y oportunidades a considerar, para avanzar en la conservación de corales en la región del Caribe colombiano, los cuales incluyen: 1) garantizar una planificación a largo plazo: la restauración coralina, tal y como lo plantea Edwards (2010), debe ser un proceso que requiere una planeación inicial. Aunque los tres Parques Nacionales han asumido el compromiso de largo plazo en sus respectivos planes de manejo se requiere una estrategia regional que articule otras estrategias de manejo, que complementen los ejercicios de restauración como las planteadas por Wenger et al., (2017). Por lo tanto, los avances que se tienen son un insumo desde las áreas protegidas, en donde la restauración es una línea de trabajo para la conservación de los ecosistemas coralinos; 2) gestionar proyectos de cooperación: dado que se requiere mejorar la disponibilidad de recursos logísticos y financieros permanentes, que permitan responder a los retos identificados y los requerimientos de la restauración. Para la gestión de proyectos es prioritario desarrollar estrategias que permitan mostrar mejor la relación costo-beneficio (De Groot et al., 2013), enfocándose en los servicios ecosistémicos y considerando aspectos como la valoración económica asociada y la valoración de impacto (Maldonado et al., 2020); 3) asegurar la diversidad de los arrecifes: las áreas coralinas no son ecosistemas homogéneos, sino ambientes con zonación y asociaciones diferenciadas

(Díaz et al., 2000). A estos esquemas de distribución, se le suma la diversidad genética de cada especie, variable que debe conocerse y contemplarse en los procesos de restauración para responder de manera eficiente con poblaciones que puedan adaptarse a las condiciones cambiantes (Drury et al., 2016). Por tanto, en una Colombia megadiversa, se requiere contar con información científica que brinde lineamientos y recomendaciones que favorezcan la diversidad y resiliencia del ecosistema en cada área protegida (Franke et al., 2014). La conservación de los ecosistemas coralinos contempla diferentes acciones en las áreas protegidas, siendo la restauración un proceso que debe asegurar el mantenimiento de la diversidad espacial y genética, así como buscar su resiliencia, ante la variabilidad climática y oceanográfica; 4) fortalecer las articulaciones interinstitucionales y sectoriales: si bien los procesos de restauración resaltados en este artículo se han desarrollado sólo dentro de las áreas protegidas, es necesario compartir aprendizajes que permitan procesos de restauración para la conservación a nivel regional. Colombia debe analizar su interés en la conservación de los ecosistemas coralinos atendiendo los lineamientos de expertos (Wenger et al., 2017; van Woosik & Jordan-Garza, 2011), y debe abordar temas regionales de ordenamiento, como el ordenamiento pesquero regional, el ordenamiento de las cuencas, el manejo integrado de las zonas costeras, el manejo sostenible del turismo, entre otros, que determinarán la posibilidad de supervivencia de los arrecifes de coral y la provisión de sus servicios socio ecosistémicos.

Igualmente, otras presiones, como es el caso de la carga de sedimentos del río Magdalena, la cual afecta directamente al PNNCRSB (Restrepo et al., 2016), vía Canal del Dique (Alvarado & Corchuelo, 1992; Henao, 2013), e indirectamente a los otros dos Parques, son procesos de injerencia a nivel nacional, con el fin de: 1) lograr una mayor articulación de la comunidad y el público en general: Los tres PNN reciben un alta visitancia de turistas y de prestadores de servicios asociados al turismo, quienes desconocen muchas veces la importancia de los corales y la presión que se genera por el turismo. La oportunidad de dar a conocer los procesos de restauración, visitando algunas de las parcelas demostrativas instaladas permitirá generar conciencia sobre los beneficios de un ecosistema coralino sano. Lograr que esto sea un proceso

constructivo que se retroalimenta en el tiempo requiere de elaborar e implementar una estrategia de restauración participativa, con oportunidades de voluntariado que puede redundar, además, en alternativas económicas a mediano plazo (Calle-Triviño et al., 2019). Dicha estrategia deberá recoger aprendizajes de los gestores del buceo participativo en la restauración, para definir cuáles actividades se pueden realizar y de qué manera, según la experiencia del buzo y el riesgo para los corales; 2) mejorar las capacidades de los equipos de PNN: Aunque los tres PNN cuentan con personal que ha realizado las

Conclusiones

A pesar de las estrategias que se adelantan en las tres áreas protegidas para la disminución de las presiones que afectan a los ecosistemas coralinos, entre las cuales se encuentran el control de la pesca, el ordenamiento ambiental del territorio, la educación y participación comunitaria, el control de vertimientos y la regulación del turismo, las tres áreas protegidas de la DTCA (PNNOPMBL, PNNTAY y PNNCRSB) han iniciado y mantenido procesos de restauración coralina por más de 10 años, que complementan la conservación y recuperación de los arrecifes coralinos. En la fase de guardería se han utilizado cinco estructuras diferentes, donde la GD ha registrado mayor supervivencia de los fragmentos de *A. cervicornis* en Tayrona y OPMBL, mientras que en PNNCRSB fue la GT. Los fragmentos de *A. palmata* registraron mayor supervivencia con GM en PNNTAY, GT en PNNOPMBL y GA en el PNNCRSB. La utilización de cuerdas de nylon en las guarderías GT y GM ha sido más eficiente para minimizar la adherencia de epifitos, disminuyendo los costos de mantenimiento.

Agradecimientos

Los autores deseamos expresar nuestro agradecimiento a los integrantes de los equipos de las áreas protegidas que han participado a través del tiempo de manera directa o indirecta en la realización de las actividades de restauración coralina, así como a todas las instituciones y organizaciones que han apoyado técnica,

acciones relacionadas en este trabajo y poseen algunas capacidades técnicas y logísticas, se reconoce que no son suficientes para atender todos los retos del proceso.

La participación es un eje estratégico en términos de educación, pero también en términos de articulación interinstitucional hacia un ordenamiento que reduzca las presiones en los ecosistemas coralinos, de manera que la viabilidad de las parcelas de restauración se de en términos de supervivencia y crecimiento, con recuperación de la funcionalidad y servicios ecosistémicos.

Entre los tres Parques, se tiene un total de 24 parcelas para restauración de corales: siete parcelas en PNNTAY para un área en restauración de 9.000 m², seis parcelas en el PNNOPMBL para 3.300 m² y 11 parcelas en PNNCRSB para 5.689 m². El número de fragmentos sembrados ha sido de 1.394 en el PNNTAY, 3126 en el PNNOPMBL y 1.682 en el PNNCRSB.

Se han sembrado fragmentos de ocho especies: cinco en PNNTAY, tres en PNNCRSB y cuatro en PNNCRSB, siendo *A. cervicornis* la especie más sembrada en las tres áreas protegidas con un total de 4.223 fragmentos, seguida por *A. palmata* con 1.302 fragmentos y *A. prolifera* con 263.

Es necesario fortalecer los procesos de seguimiento a través protocolos de monitoreo rigurosos, sistemáticos, homologables entre las diferentes áreas protegidas y viables, de acuerdo a las condiciones propias de cada lugar, que permitan obtener información sobre el éxito o fracaso de las diferentes intervenciones de restauración.

financiera y logísticamente en las diferentes etapas del proceso. Igualmente, nuestro reconocimiento a la directora de la Dirección Territorial Caribe por su respaldo y motivación a continuar en este proceso. Finalmente, damos las gracias a los revisores del texto quienes aportaron para mejorar y hacer más claro su contenido.

Referencias

- Alvarado, E. y Corchuelo, M. (1992, 26 al 30 de octubre). *Los nutrientes, la temperatura y la salinidad provenientes del Canal del Dique como factores de deterioro en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario (Cartagena, Colombia)*. Congreso Centroamericano y del Caribe de Ciencias del Mar. VIII Seminario Nacional de Ciencias y Tecnologías del Mar, Santa Marta, Colombia. http://centrodocumentacion.invemar.org.co/cgi-bin/koha/opac-detail.pl?biblionumber=730&query_desc=an%3A1021
- Bayraktarov, E., Pizarro, V., Eidens, C., Wilke, T. y Wild, C. (2012, 9 al 13 de julio). *Upwelling mitigates coral bleaching in the Colombian Caribbean*. Cairns: Proceedings of the 12th International Coral Reef Symposium, Queensland, Australia. https://www.icrs2012.com/proceedings/manuscripts/ICRS2012_9A_2.pdf
- Bayraktarov, E., Pizarro, V., & Wild, C. (2014). Spatial and temporal variability of water quality in the coral reefs of Tayrona National Natural Park, Colombian Caribbean. *Environmental monitoring and assessment*, 186(6), 3641-3659. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-3647-3>
- Bayraktarov, E., Banaszak, A. T., Montoya-Maya, P., Kleypas, J., Arias-González, J. E., Blanco, M., Calle-Triviño, J., Charuvi, N., Cortés-Useche, C., Galván, V., García Salgado, M. A., Gnecco, M., Guendulain-García, S. D., Hernández Delgado, E. A., Marín Moraga, J. A., Maya, M. F., Mendoza Quiroz, S., Mercado Cervantes, S., Morikawa, M., Nava, G., Frías-Torres, S. (2020). Coral reef restoration efforts in Latin American countries and territories. *PLoS one*, 15(8), e0228477. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0228477>
- Boström-Einarsson, L., Babcock, R. C., Bayraktarov, E., Ceccarelli, D., Cook, N., Ferse, S., Hancock, B., Harrison, P., Hein, M., Shaver, E., Smith, A., Suggett, D., Stewart-Sinclair, P. J., Vardi, T., & McLeod, I. M. (2020). Coral restoration- A systematic review of current methods, successes, failures and future directions. *PLoS one*, 15(1), e0226631. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0226631>
- Burke, L., Reyter, K., Spalding, M. & Perry, A. (Eds.). (2011). *Reefs at risk revisited*. World Resources Institute. https://pdf.wri.org/reefs_at_risk_revisited.pdf
- Calle-Triviño, J. (2019). *Efecto de la restauración en las poblaciones de Acropora cervicornis del Santuario Marino Arrecifes del Sureste de la República Dominicana*. [Tesis de Doctorado. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, CINVESTAV, Unidad Mérida México]. Archivo digital. https://www.researchgate.net/profile/Johanna-Calle-Triviño/publication/336899679_Efecto_de_la_restauracion_en_las_poblaciones_de_Acropora_cervicornis_del_Santuario_Marino_Arrecifes_del_Sureste_de_la_Republica_Dominicana/links/5db9a761299bf1a47b01fabd/Efecto-de-la-restauracion-en-las-poblaciones-de-Acropora-cervicornis-del-Santuario-Marino-Arrecifes-del-Sureste-de-la-Republica-Dominicana.pdf
- Parques Nacionales Naturales de Colombia. (2012). *Informe de avance II Proyectos piloto de cría de fragmentos de coral con fines de restauración realizados en el Parque Nacional Natural Tayrona*. Dirección Territorial Caribe.
- Cramer, K., Jackson, J., Donovan, M., Greenstein, B., Korpany, C., Cook, G., y Pandolfi, J. (2020). Widespread loss of Caribbean acroporid corals was underway before coral bleaching and disease outbreaks. *Science advances*, 6(17), eaax9395. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aax9395>
- De Groot, R. S., Blignaut, J., VAN DER Ploeg, S., Aronson, J., Elmqvist, T., & Farley, J. (2013). Benefits of investing in ecosystem restoration. *Conservation biology*, 27(6), 1286-1293. <https://doi.org/10.1111/cobi.12158>
- Díaz, J., Barrios, L., Cendales, M., Garzón-Ferreira, J., Geister, J., López-Victoria, M., Ospina, G., Parra-Velandia, F., Pinzón, J., Vargas-Ángel, B., Zapata F. & Zea, S. (Eds.). (2000). *Áreas coralinas de Colombia*. INVEMAR. Santa Marta. http://www.invemar.org.co/documents/10182/14479/Areas_coralinas_de_Colombia.pdf/83c2c3e9-d1eb-42a5-bead-575951f23e28
- Drury, C., Dale, K. E., Panlilio, J. M., Miller, S. V., Lirman, D., Larson, E. A., Bartels, E., Crawford, D. L., & Oleksiak, M. F. (2016). Genomic variation among populations of threatened coral: *Acropora cervicornis*. *BMC genomics*, 17(286). <https://doi.org/10.1186/s12864-016-2583-8>
- Edmunds, P. J., & Carpenter, R. C. (2001). Recovery of *Diadema antillarum* reduces macroalgal cover and increases abundance of juvenile corals on a Caribbean reef. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 98(9), 5067-5071. <https://doi.org/10.1073/pnas.071524598>
- Edwards, A. (ed.). (2010). *Reef Rehabilitation Manual*. Australia. https://ccres.net/images/uploads/publications/3/reef_rehabilitation_manual_web.pdf
- Franke-Ante, R., Zarza, E., Cano-Correa, M., Wong-Lubo, J. A., & Hernández, E. (2014). Aportes a la consolidación de un proceso regional para la conservación de arrecifes coralinos: Ensayos para la estandarización de metodologías para el repoblamiento de especies amenazadas del género *Acropora* en tres Parques Nacionales Naturales del Caribe colombiano. *Biota colombiana*, 15(2), 114-131.

- García, A. L. (2013). *Cría de fragmentos de Acropora palmata y Montastraea cavernosa en una guardería a media agua en la Bahía de Gayraca (Parque Nacional Natural Tayrona) como aproximación hacia la restauración coralina* [Tesis de maestría sin publicar]. Universidad Jorge Tadeo Lozano.
- Goreau, T., Cervino, J., Goreau, M., Hayes, R., Hayes, M., Richardson, L., Smith, G., DeMeyer, K., Nagelkerken, I., Garzón-Ferreira, J., Gil, D., Garrison, G., Williams, E., Bunkley-Williams, L., Quirolo, C., Patterson, K., Porter, J. & Porter, K. (1998). Rapid spread of diseases in Caribbean coral reefs. *Revista de biología tropical*, 46(5), 157-171.
- Henao, A. (2013). Efectos de los aportes del Canal Del Dique sobre el reclutamiento de especies de coral en los arrecifes del Archipiélago Nuestra Señora Del Rosario, Área Marina Protegida [Tesis de maestría sin publicar]. Universidad Jorge Tadeo Lozano.
- Hopley, D. (Ed.). (2011). *Encyclopedia of Modern Coral Reefs: Structure, Form and Process*. Encyclopedia of Earth Sciences. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-90-481-2639-2>
- Maldonado, J., Moreno-Sánchez, R., Vargas-Morales, M., Henao, J., González, Y., Guerrero, R., Schling, M. (2020). *Innovation in economic analysis and evaluation approaches for coastal protection and restoration investments in the Caribbean*. Technical Note No. IDB-TN-01861, InterAmerican Development Bank. <https://publications.iadb.org/en/innovation-economic-analysis-and-evaluation-approaches-coastal-protection-and-restoration>
- Márquez-Calle, G (ed.). (2008). *El hábitat del Hombre Caimán y otros estudios sobre ecología y sociedad en el Caribe*. Corporación Parque Cultural del Caribe. <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/52043>
- Merselis, D., Lirman, D., & Rodriguez-Lanetty, M. (2018). Symbiotic immuno-suppression: is disease susceptibility the price of bleaching resistance?. *PeerJ*, 6, e4494. <https://doi.org/10.7717/peerj.4494>
- Page, C., Muller, E., Vaughan, D. (2018). Microfragmenting for the successful restoration of slow growing massive corals. *Ecological Engineering*, 123, 86-94.
- Parques Nacionales Naturales de Colombia. (2013). *Cuarto Informe de Avance experiencia piloto de restauración de corales Acroporidos en el Parque Nacional Natural Old Providence McBean Lagoon*.
- Parques Nacionales Naturales de Colombia. (2018). *Informe Técnico de Restauración Coralina del Parque Nacional Natural Tayrona*.
- Rodríguez-Ramírez, A., Reyes-Nivia, M., Zea, S., Navas-Camacho, R., Garzón-Ferreira, J., Bejarano, S., Herrón P. & Orozco, C. (2010). Recent dynamics and condition of coral reefs in the Colombian Caribbean. *Revista de biología tropical*, 58, 107-131. http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442010000500009&lng=en&tlng=en.
- Rodríguez, L. (2018). *Evaluación del cultivo y trasplante de fragmentos del coral Acropora palmata provenientes de guarderías en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo*. [Tesis de maestría sin publicar] Universidad del Magdalena. <http://repositorio.unimagdalena.edu.co/jspui/handle/123456789/3150>
- Schopmeyer, S., Lirman, D., Bartels, E., Gilliam, D., Goergen, E., Griffin, S., Johnson, M.E., Lustic, C., Maxwell, K., & Walter, C.S. (2017). Regional restoration benchmarks for *Acropora cervicornis*. *Coral Reefs*, 36, 1047-1057. <https://doi.org/10.1007/s00338-017-1596-3>
- Woesik, R., & Jordán-Garza, A.G. (2011). Coral populations in a rapidly changing environment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 408, 11-20. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2011.07.022>
- Wenger, A., Ahmadi, G.N., Álvarez-Romero, J., Barnes, M., Blythe, J., Brodie, J., Day, J., Fox, H., Gill, D., Gomez, N., Gurney, G., Holmes, K., Jupiter, S., Lamb, J., Mangubhai, S., Matthews, E., Matthews, K., Pressey, B., Teneva, L., Tewfik, A., Wells, S., & Darling, E. (2017). *Coral Reef Conservation Solution-Scape White Paper*. <https://doi.org/10.31230/osf.io/yd4zg>
- Wilkinson, C. (2001). *Status of Coral Reefs of the World: 2000*.1.
- Zarza, E., Vargas, A., Londoño, L., Pacheco, A., & Duque, D. (2014). Ensayo preliminar de crecimiento de fragmentos del coral amenazado *Acropora cervicornis* en una guardería colgante y experiencia piloto de trasplante en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo, Caribe colombiano. *Biota Colombiana*, 15(2), 102-113. <http://revistas.humboldt.org.co/index.php/biota/article/view/358>



Foto: PNN Old Providence McBean Lagoon

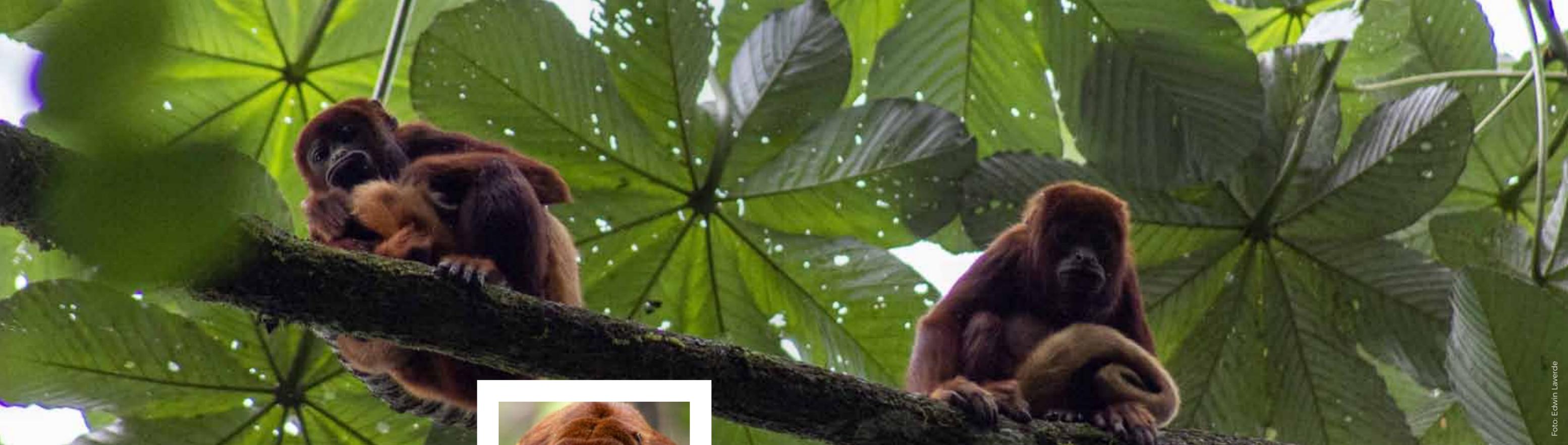


Foto: Edwin Laverde



Foto: Edwin Laverde

Conservación a través de la genética: El caso del mono aullador rojo (*Alouatta seniculus*) en el Santuario de Fauna y Flora Otún Quimbaya de Colombia

Iván Darío Soto Calderón

Biólogo MSc. PhD. Profesor Asociado, Instituto de Biología, Laboratorio de Genética Animal, Grupo Agrociencias, Biodiversidad y Territorio (GAMMA), Universidad de Antioquia.
ivan.soto@udea.edu.co

María Girleza Ramírez González

Bióloga, Profesional Universitaria, Santuario de Fauna y Flora Otún Quimbaya. Parques Nacionales Naturales de Colombia.
maria.ramirez@parquesnacionales.gov.co

Alejandra María Moreno Sierra

Bióloga, Estudiante de Maestría en Biología, Instituto de Biología, Laboratorio de Genética Animal, Grupo Agrociencias, Biodiversidad y Territorio (GAMMA), Universidad de Antioquia.
moreno.moreno@udea.edu.co

Néstor Roncancio Duque

MVZ MSc. Biología. Estudiante de Doctorado en Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Colombia, Sede Palmira.
nroncanciod@gmail.com

*Conservation Through Genetics: The Case of the Red Howler Monkey (*Alouatta seniculus*) in the Otún Quimbaya Fauna and Flora Sanctuary of Colombia*

RESUMEN

A pesar de la amplia distribución del mono aullador rojo en Colombia, sus poblaciones se encuentran afectadas por la cacería, el tráfico y la fragmentación de su hábitat. Mediante métodos no invasivos se estudió la diversidad y estructura genética actual de la especie en el Santuario de Fauna y Flora Otún Quimbaya y otras regiones en el centro y norte de Colombia. Se evaluó la variación genética de la región mitocondrial D-loop, se construyó una red de haplotipos (linajes mitocondriales) y un árbol filogenético de inferencia bayesiana. Se identificó una alta diversidad nucleotídica y haplotípica en el Santuario, así como evidencia de flujo genético entre los grupos sociales estudiados. La red de

haplotipos reveló un patrón compatible con un proceso histórico de expansión poblacional, mientras que el árbol recobró dos grupos de linajes (haplogrupos) bien diferenciados, aunque con distribuciones geográficas mezcladas y un posible efecto de los Andes orientales en la diferenciación intraespecífica. Esta información es el primer paso de un proceso dirigido a plantear acciones de manejo que apoyen las estrategias de conservación de la fauna en el área protegida y otras áreas de conservación.

Palabras clave: Diversidad genética, Filogenia, Genética de la conservación, Parques Nacionales Naturales.

ABSTRACT

Despite the wide distribution of the red howler monkey in Colombia, wild populations are affected by hunting, trafficking, and habitat fragmentation. The diversity and current genetic structure of the species were studied in Otún Quimbaya Fauna and Flora Sanctuary and other regions across northern-central Colombia using non-invasive methods. Genetic variation in the mitochondrial D-loop region evaluated and, a network of haplotypes (mitochondrial lineages) and a phylogenetic tree of Bayesian inference were constructed. A high nucleotide and haplotype diversity was identified in the Sanctuary in relation to the entire sample, as well as evidence of gene flow among social groups. The haplotype network revealed a pattern compatible with a historical process of population expansion. The phylogenetic tree identified two well-differentiated lineage groups (haplogroups), albeit with mixed geographic distributions compatible with high dispersion, and a possible effect of the eastern Andes cordillera on the intraspecific differentiation. This information is the first step in a process aimed to proposing management actions that support conservation strategies in the protected area and other protected areas..

Key words: Conservation genetics, Genetic diversity, Natural National Parks, Phylogeny.

Introducción

El mono aullador rojo (*Alouatta seniculus*) es uno de los primates de mayor talla en el neotrópico. Presenta una amplia distribución en Colombia, que abarca las tres cordilleras andinas, la región Caribe y las tierras bajas al oriente de los Andes, exceptuando la costa del Pacífico, el desierto de la península de la Guajira y el suroccidente de los Andes (Nariño). Presenta un amplio rango altitudinal, con reportes hasta los 3.200 m s.n.m (Defler, 2003; Hernández-Camacho et al., 1976). Factores como la cacería, el tráfico ilegal y la constante fragmentación del hábitat debido a la deforestación han afectado el tamaño y composición de sus poblaciones (Kattan & Valderrama, 2006).

En diferentes Parques Nacionales Naturales de Colombia se pueden encontrar poblaciones de este primate, como es el caso del Santuario de Fauna y Flora Otún Quimbaya (SFFOQ), ubicado en el Departamento de Risaralda. Su contexto geográfico local es la cuenca alta del río Otún, que constituye uno de los más grandes e importantes corredores de conectividad al permitir el flujo de especies de importancia regional y nacional. El SFFOQ ha priorizado al mono aullador rojo como uno de los Valores Objeto de Conservación (VOC), y en su programa de

monitoreo se ha reportado una densidad de 21 ind/km² (Ramírez-González et al., 2015). Sin embargo, resulta necesario entender la constitución de sus grupos sociales y su relación con otros grupos en un contexto geográfico más amplio.

La genética de la conservación es un área que ha tomado importancia en los estudios poblacionales, dada su capacidad para integrar datos genéticos al conocimiento y diagnóstico del estado de conservación de las poblaciones, tanto en su medio natural como en cautiverio. Estas características, hacen que los estudios poblacionales comiencen a integrar el conocimiento de la diversidad y estructura genética de las especies objeto de estudio, con el fin de generar planes de conservación más efectivos con base en las dinámicas poblacionales de los individuos. Este trabajo pretende explorar la diversidad genética a nivel mitocondrial de las poblaciones de mono aullador rojo encontradas en SFFOQ y su relación con otras poblaciones colombianas. Siendo este el primer estudio específico para poblaciones naturales de la especie, la información generada podrá ser utilizada en la futura formulación de planes de manejo y conservación en Colombia.

Métodos

Área de estudio y toma de muestras

El SFFOQ se encuentra ubicado en el flanco occidental de la Cordillera Central, en el municipio de Pereira, departamento de Risaralda. En los años 2016 y 2020, se realizaron recorridos aleatorios y se colectaron muestras de manera oportunistas de aproximadamente 0.1 kg de heces en letrinas de los monos aulladores, las cuales

fueron depositada en un buffer Longmire para su preservación (Longmire et al., 1997). En total se recolectaron 45 muestras fecales de 12 grupos sociales de monos aulladores, con un promedio de 3 a 4 individuos por grupo. Además, para los análisis se incluyeron muestras de individuos provenientes de otras zonas, las cuales se describen en la Tabla 1. En la Figura 1 se presenta la distribución geográfica de los lugares de muestreo.

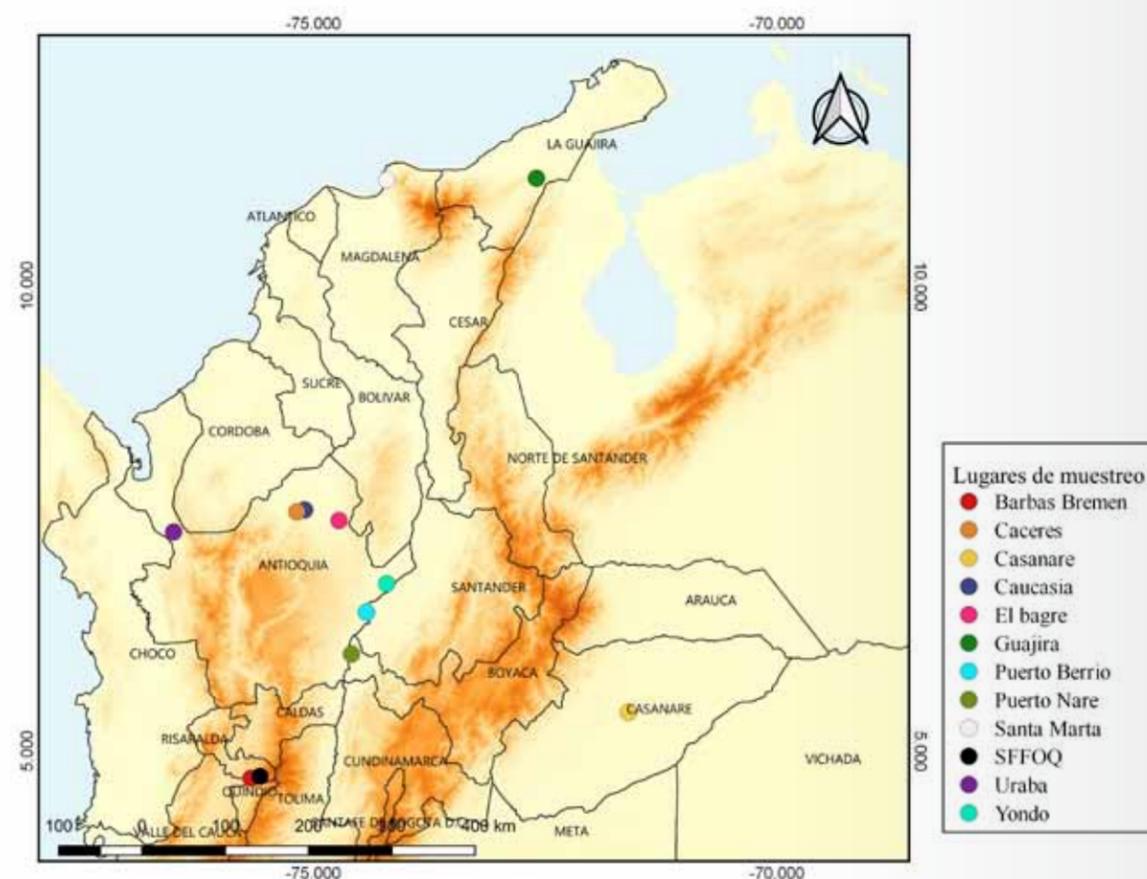
Tabla 1

Información de muestreos realizados de la especie *Alouatta seniculus*

Localidad	Código	Departamento	Número de muestras
Caucasia	CCH	Antioquia	15
El Bagre	BAG		3
Cáceres	ATA		7
Puerto Berrío	PTB		8
Puerto Nare	PNR		11
Yondó	YND		4
Urabá	URB		3
Trinidad	RNLP	Casanare	3
San Juan del Cesar	SGC	Guajira	1
Barbas Bremen	BBR	Risaralda	9
Santa Marta	STA	Magdalena	1

Figura 1

Municipios de procedencia de las muestras analizadas en este estudio



Amplificación y secuenciación

La extracción de ADN se realizó con el kit comercial QIAmp ADN Stool Mini Kit (Qiagen, Alemania), de acuerdo con el protocolo del fabricante, eluyendo en un volumen final de 200 µL. Se realizó la amplificación de 679 pb de la región hipervariable 1 del D-loop mitocondrial con los primers CR HowRai F - CTRCCRTCAACACCCAAAG (Boubli et al., 2012) y A sen R2 - TACTACGGCAATGCTGAGGAGTA estandarizados para *A. seniculus* por Tabares Vélez (2015). La amplificación de esta región se realizó en un volumen total de 15 µl con Buffer (1X), dNTP's (0.2 mM), MgCl₂ (2 mM), Taq polimerasa (0.5U), primers (0.2 µM cada uno) y 1-3 µl de ADN. El perfil térmico utilizado fue de 94°C por 5 minutos y 35 ciclos de 94°C por 30 segundos, 60°C por 45 segundos, 72°C por un minuto, y un paso final de 72°C por 10 minutos. Ambas cadenas de los productos de la PCR fueron secuenciadas mediante el método tradicional de Sanger a través de un proveedor comercial.

Análisis de datos

Las secuencias fueron editadas, ensambladas y alineadas con MAFFT (Multiple sequence alignment) en el software Geneious Prime (Prime, 2019), y revisadas en Mega X (Kumar et al., 2018).

Resultados y discusión

Se obtuvieron 83 secuencias del D-loop. Para los individuos del SFFOQ se recuperaron 17 secuencias correspondientes a siete grupos sociales: Grupo 1 (1), Grupo 3 (3), Grupo 4 (3), Grupo 6 (3), Grupo 7 (1), Grupo 8 (3) y Grupo 11 (3). Se encontraron 22 haplotipos con 33 sitios polimórficos, con diversidades haplotípica de 0.804 y nucleotídica de 0.00359. En SFFOQ específicamente, se obtuvieron tres haplotipos distintos con igual número de sitios polimórficos, y diversidades haplotípica de 0.669 y nucleotídica de 0.00239. Esto indica que el SFFOQ tiene una diversidad genética alta tomando como referente lo encontrado de manera global para la especie.

La red de haplotipos exhibe un patrón de "estrella" con un haplotipo modal (Hap_2) de amplia

De las secuencias obtenidas, se identificaron los haplotipos (secuencias) únicos en DnaSP v.5. (Librado & Rozas, 2009) y se generaron redes de haplotipos en Popart v. 1.7., bajo el modelo de *Median Joining* para identificar la distribución geográfica y relación entre linajes, así como la similitud entre localidades (Leigh & Bryant, 2015).

Se identificó el modelo evolutivo que mejor se ajusta a los datos por medio del software J Modeltest (Posada, 2008), el cual dio como resultado un modelo de sustitución HKY + G. Se construyó un árbol filogenético de Inferencia Bayesiana en el software Beast v. 1.10.4 (Suchard et al., 2018), bajo el modelo de sustitución mencionado, con un reloj relajado no correlacionado y una distribución log normal. Se realizaron corridas de Cadenas de Markov Monte Carlo (MCMC), por cincuenta millones de generaciones muestreando cada 1000 pasos, descartando posteriormente el 10% de los árboles como *burn-in*. Como grupo externo fueron utilizadas dos secuencias de *Alouatta caraya* (KC757384 y AF531358), y se incluyó una secuencia de referencia de *Alouatta seniculus* (HQ644333), todas tomadas del GenBank. Con el fin de evaluar la convergencia de los datos se utilizó el programa Tracer v 1.7.1. Finalmente, los árboles resultantes fueron evaluados en TreeAnnotator con el fin de generar un árbol consenso, el cual fue editado en FigTree1.4.4 (Suchard et al., 2018).

distribución geográfica, lo cual es típico de un proceso reciente de expansión poblacional y diversificación (Slatkin & Hudson, 1991). En SFFOQ se identificaron tres haplotipos, incluyendo el modal, el segundo más frecuente (Hap_5) y Hap_18. Los monos aulladores de SFFOQ comparten el Hap_2 con Cáceres, Caucasia, Puerto Nare, Puerto Berrío, Santa Marta y Yondó; y Hap_5 con el DC Barbas Bremen y Caucasia en el Bajo Cauca Antioqueño. Hap_18 fue encontrado exclusivamente en el SFFOQ, pero también se encuentra relacionado con Caucasia. Esto refleja una estrecha relación entre localidades cercanas como SFFOQ y el DC Barbas Bremen, y una alta capacidad de dispersión de la especie en la parte centro-norte de Colombia. Alternativamente, la relación entre el SFFOQ y Caucasia, podría ser el resultado de traslocación

Figura 2

Red de haplotipos del D-loop mitocondrial en poblaciones colombianas del mono aullador rojo (*Alouatta seniculus*)



de individuos no documentada entre ambas regiones, pero no se puede descartar una conectividad histórica entre la cordillera Central y la cuenca del río Cauca donde se ubican dichas localidades. Futuros muestreos permitirán evidenciar si efectivamente existe alguna conexión histórica entre ambas regiones.

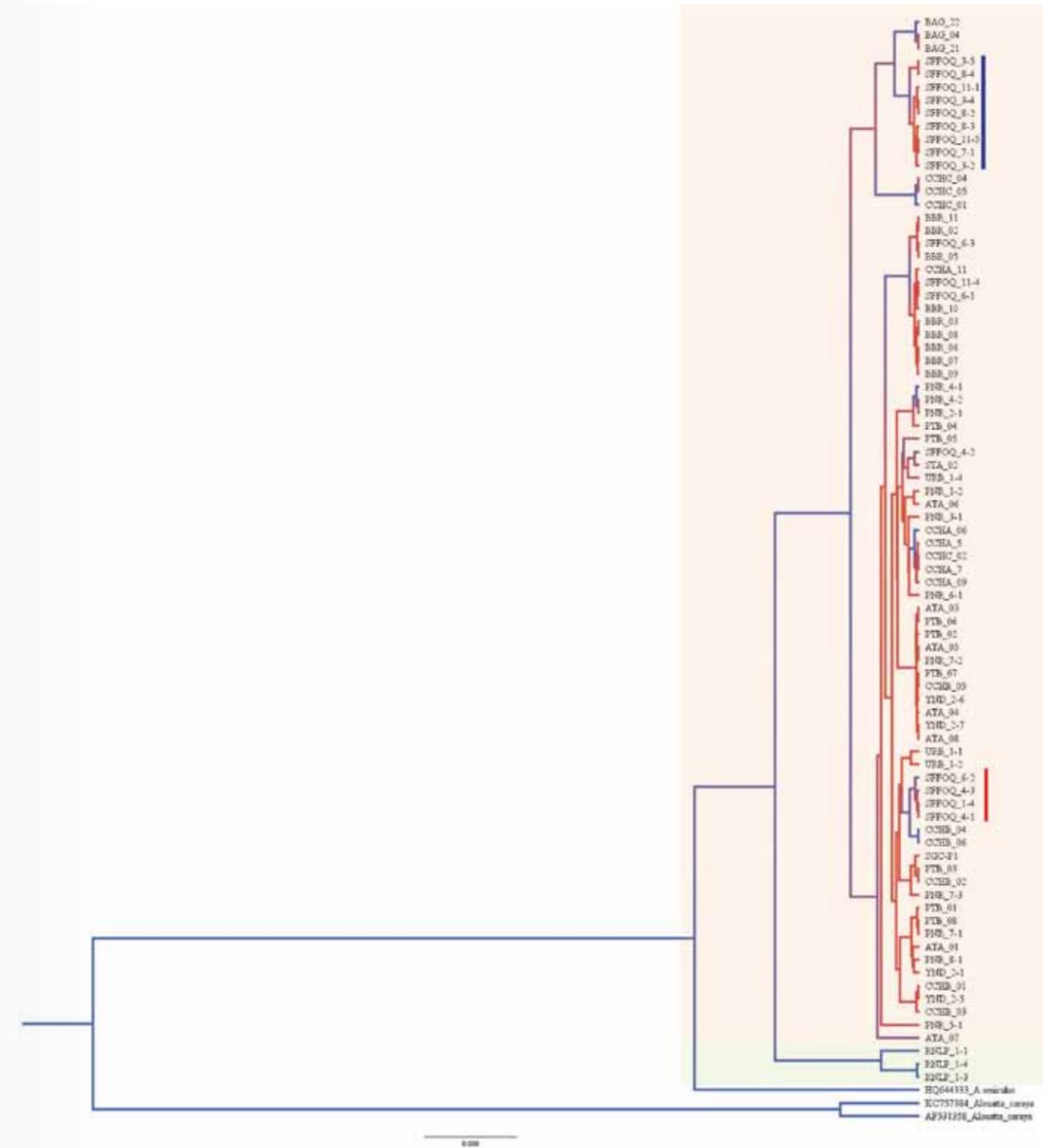
Por otro lado, se observa una evidente separación de los haplotipos encontrados en las poblaciones andinas y caribeñas con respecto a Casanare (Hap_16 y Hap_17) en los Llanos orientales colombianos. Esto podría corresponder a un proceso de aislamiento genético por distancia, pero también podría suponer una diferenciación debido a la cordillera Central como una posible barrera geográfica, ya que esta ha sido identificada como una importante barrera para la dispersión de otras especies de monos aulladores (Brumfield & Edwards, 2007; Chesser

& Zink, 1994; Cortés-Ortiz et al., 2003; Graham et al., 2004; Ribas et al., 2007). También encontramos que los grupos 3, 4, 7, 8 y 11 de SFFOQ comparten Hap_2, los grupos 4, 6 y 11 comparten Hap_5 y los grupos 1, 4 y 6 Hap_18, lo que evidencia flujo génico entre los grupos sociales de la zona.

Al igual que en la red de haplotipos, en la filogenia se encontraron dos grandes grupos de linajes o haplogrupos con un fuerte soporte estadístico (probabilidad posterior >0.99), correspondiente uno de ellos a los Llanos Orientales (RNLP) y el otro al resto de localidades muestreadas (Figura 3). Los individuos de SFFOQ presentan secuencias dispersas dentro del primero de los haplogrupos, sugiriendo esto que los grupos presentes en la zona son el producto de dispersión desde múltiples zonas seguido de un proceso de mezcla.

Figura 3

Árbol filogenético de inferencia bayesiana



Nota. El color de las ramas representa la probabilidad de posterior de estas, en donde el tono azul corresponde a valores superiores a 0,75 Las barras azul (Haplotipo 2) y roja (Haplotipo 18) muestran dos linajes diferenciados presentes en SFFOQ.

Conclusiones

Los monos aulladores rojos del Santuario de Fauna y Flora de Otún Quimbaya presentan altos niveles de diversidad genética mitocondrial y presentan linajes emparentados con localidades cercanas, como el Distrito de Conservación de Suelos Barbas Bremen, pero también con otras poblaciones colombianas incluyendo, incluso, localidades del Bajo Cauca. Esto es consistente con una alta capacidad de dispersión de la especie, y también sugiere una amplia conectividad histórica con otras poblaciones a través de rangos geográficos amplios. Así mismo, se encontró una marcada diferenciación entre las poblaciones cis-andinas (Casanare) con respecto a las interandinas y caribeñas, lo que lleva a pensar en un posible rol vicariante de la cordillera Oriental de los Andes.

Agradecimientos

El presente trabajo fue financiado por Parques Nacionales de Colombia y por la Universidad de Antioquia a través del proyecto CODI 2017-15870.

Este estudio genético es el primero aplicado a las poblaciones de mono aullador rojo en el SFFOQ. Aun es necesario realizar mayores muestreos a través del amplio rango de distribución de la especie y contrastar esta información con marcadores nucleares, como microsatélites. Esto permitirá individualizar las muestras no invasivas colectadas, pero también conocer aspectos más detallados de la especie como patrones de paternidad, parentesco y su relación con la creciente fragmentación del hábitat de la especie, la cual es particularmente alta en los ecosistemas del Eje Cafetero colombiano. Esta información facilitará el planteamiento de planes de conservación más concretos y dirigidos a las poblaciones más afectadas, proponer la restauración de corredores y definir la pertinencia de liberar en la zona animales rescatados del tráfico.

Agradecemos el apoyo del personal del Santuario de Fauna y Flora Otún Quimbaya y del Laboratorio de Genética Animal de la Universidad de Antioquia.

Referencias

- Boubli, J. P., Rylands, A. B., Farias, I. P., Alfaro, M. E., & Alfaro, J. L. (2012). Cebus Phylogenetic Relationships: A Preliminary Reassessment of the Diversity of the Untufted Capuchin Monkeys. *American Journal of Primatology*, 74(4), 381-393.
- Brumfield, R. T., & Edwards, S. V. (2007). Evolution into and out of the Andes: A Bayesian analysis of historical diversification in *Thamnophilus* antshrikes. *Evolution*, 61(2), 346-367.
- Chesser, R. T., & Zink, R. M. (1994). Modes of speciation in birds: A test of Lynch's method. *Evolution*, 48(2), 490-497.
- Cortés-Ortiz, L., Bermingham, E., Rico, C., Rodríguez-Luna, E., Sampaio, I., & Ruiz-García, M. (2003). Molecular systematics and biogeography of the Neotropical monkey genus, *Alouatta*. *Molecular phylogenetics and evolution*, 26(1), 64-81.
- Defler, T. R. (2003). *Primates de Colombia* (Vol. 4). Conservación Internacional Colombia.
- Graham, C. H., Ron, S. R., Santos, J. C., Schneider, C. J., & Moritz, C. (2004). Integrating phylogenetics and environmental niche models to explore speciation mechanisms in dendrobatid frogs. *Evolution*, 58(8), 1781-1793.
- Hasegawa, M., Kishino, H., & Yano, T. (1985). Dating of the human-ape splitting by a molecular clock of mitochondrial DNA. *Journal of molecular evolution*, 22(2), 160-174.
- Hernández-Camacho, J., Cooper, R. W., Thorington, R. W., & Heltne, P. G. (1976). *Neotropical primates: Field studies and conservation*.
- Kattan, G., & Valderrama, C. (2006). *Plan de conservación del mono aullador (Alouatta seniculus) en la región del Sirap-EC y Valle del Cauca*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Kumar, S., Stecher, G., Li, M., Knyaz, C., & Tamura, K. (2018). MEGA X: Molecular evolutionary genetics analysis across computing platforms. *Molecular biology and evolution*, 35(6), 1547-1549.
- Leigh, J. W., & Bryant, D. (2015). PopART: Full-feature software for haplotype network construction. 6(1), 1110-1116. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12410>
- Librado, P., & Rozas, J. (2009). DnaSP v5: A software for comprehensive analysis of DNA polymorphism data. *Bioinformatics*, 25(11), 1451-1452.
- Longmire, J. L., Maltbie, M., & Baker, R. J. (1997). *Use of "lysis buffer" in DNA isolation and its implication for museum collections*. Museum of Texas Tech University.
- Posada, D. (2008). jModelTest: Phylogenetic model averaging. *Molecular Biology and Evolution*, 25(7), 1253-1256. <https://doi.org/10.1093/molbev/msn083>
- Prime, G. (2019). v2019. 0.1. *Biomatters, Ltd., Auckland, New Zealand*, 603.
- Ramírez-González, M. G., Roncancio-Duque, N., Cardona-Toro, A. F., Pacheco-Frayle, R., Ríos-Días, A., Vallejo-López, J. M., & Cuastumal-Taramuel, E. (2015). Programa de monitoreo de mono aullador rojo (*Alouatta seniculus*; Primates: Cebidae) en el Santuario de Fauna y Flora Otún Quimbaya, Pereira-Risaralda. En *González-Maya J. F., Marín-Carvajal L. A., Jiménez-Alvaro J. S. (Eds.). Memorias y Libro de resúmenes II Congreso Colombiano y III Congreso Latinoamericano de Matozología. Bogotá, Colombia*.
- Ribas, C. C., Moyle, R. G., Miyaki, C. Y., & Cracraft, J. (2007). The assembly of montane biotas: Linking Andean tectonics and climatic oscillations to independent regimes of diversification in Pionus parrots. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 274(1624), 2399-2408.
- Slatkin, M., & Hudson, R. R. (1991). Pairwise comparisons of mitochondrial DNA sequences in stable and exponentially growing populations. *Genetics*, 129(2), 555-562. <https://doi.org/10.1093/genetics/129.2.555>
- Suchard, M. A., Lemey, P., Baele, G., Ayres, D. L., Drummond, A. J., & Rambaut, A. (2018). Bayesian phylogenetic and phylodynamic data integration using BEAST 1.10. *Virus Evolution*, 4(1). <https://doi.org/10.1093/ve/vey016>
- Tabares Vélez, S. (2015). *Contraste de la diversidad genética mitocondrial del mono aullador rojo (Alouatta seniculus) en estado de cautiverio y hábitat natural e implicaciones para la conservación de la especie*. [Trabajo de Grado para optar al título de Biólogo]. Universidad de Antioquia.



Foto: Rodrigo Lozano Osorio



Foto: Rodrigo Lozano Osorio

Aspectos reproductivos del chorlito piquigrueso (*Charadrius wilsonia beldingi*) en el Parque Nacional Natural Sanquianga

Reproductive Aspects of the Gray-billed Plover (*Charadrius wilsonia beldingi*) in Sanquianga National Natural Park

Rodrigo Lozano Osorio

Profesional de investigación y monitoreo, Parque Nacional Natural Sanquianga. Parques Nacionales Naturales de Colombia
monitoreo.sanquianga@parquesnacionales.gov.co

Juan Carlos Castrillón

Operario, Parque Nacional Natural Sanquianga. Parques Nacionales Naturales de Colombia
juank12323@hotmail.com

Saturnino Montaña

Operario, Parque Nacional Natural Sanquianga. Parques Nacionales Naturales de Colombia
saturninomontanosolis8@gmail.com

Julio Grueso Anchico

Operario, Parque Nacional Natural Sanquianga. Parques Nacionales Naturales de Colombia
juliogrueso76@gmail.com

Eder Márquez

Operario, Parque Nacional Natural Sanquianga. Parques Nacionales Naturales de Colombia
elmarquez@gmail.com

María Alix Agudelo

Operario, Parque Nacional Natural Sanquianga. Parques Nacionales Naturales de Colombia
alixmaria.angulo67@gmail.com

Diego Rendón

Operario, Parque Nacional Natural Sanquianga. Parques Nacionales Naturales de Colombia
rendondulcemaria0830@gmail.com

Eder Johan Torres de la Cruz

Educador ambiental, Parque Nacional Natural Sanquianga. Parques Nacionales Naturales de Colombia
ederjhtcsanquianga@gmail.com

Darly Xiomara Estupiñán Payán

Técnico Administrativo, Parque Nacional Natural Sanquianga. Parques Nacionales Naturales de Colombia
darly.estupinan@parquesnacionales.gov.co

Edwin Caicedo

Técnico apoyo presupuestario, Parque Nacional Natural Sanquianga. Parques Nacionales Naturales de Colombia
ecaicedo.ipk40147@gmail.com

Leidy Diana Cifuentes

Profesional Universitario, Parque Nacional Natural Sanquianga. Parques Nacionales Naturales de Colombia
leidy.cifuentes@parquesnacionales.gov.co

Maira Alejandra Santana

Profesional Social, Parque Nacional Natural. Parques Nacionales Naturales de Colombia
sanquiangasocialpnnsanquianga@gmail.com

Gustavo Mayor

Jefe Parque Nacional Natural Sanquianga. Parques Nacionales Naturales de Colombia
gustavo.mayor@parquesnacionales.gov.co

RESUMEN

El Parque Nacional Natural Sanquianga, se caracteriza por albergar diversas especies de vertebrados e invertebrados de áreas estuarinas, además de lugares de tránsito y reproducción de aves migratorias y residentes. El chorlito piquigrueso (*Charadrius wilsonia beldingi*), es una especie con poblaciones tanto migratorias como residentes, se reproduce en las costas del Pacífico desde Baja California hasta Ecuador y migra hasta el centro del Perú. Es un ave playera limícola, ocupa comúnmente playas, orillas de cuerpos de agua, planos lodosos y manglares y se alimenta de pequeños invertebrados. En el área protegida, esta ave presenta poblaciones reproductivas, lo cual indica la buena disponibilidad de recursos presentes en el parque que son necesarios para su subsistencia y para los procesos ecológicos que allí ocurren. Este estudio presenta la caracterización de eventos reproductivos del Chorlito

Piquigrueso en las playas de Mulatos y Vigía del Parque Nacional Natural Sanquianga entre los años 2015 y 2020. Hasta la fecha, el área protegida sigue siendo el lugar más importante de reproducción de esta especie en el pacífico colombiano; sin embargo,

la erosión y pérdida de la playa, son las presiones que más afectan a estas poblaciones en el parque.

Palabras clave: Aves playeras, chorlito, erosión costera, plano lodoso, población

ABSTRACT

The Sanquianga National Natural Park is characterized by hosting various species of vertebrates and invertebrates from estuarine areas, as well as places of transit and reproduction of migratory and resident birds. The Wilson's Plover (*Charadrius Wilsonia Beldingi*), is a species with both migratory and resident populations, it reproduces on the Pacific coast from Baja California to Ecuador and migrates to central Peru. It is a limitilla t-shirt, it commonly occupies beaches, banks of water bodies, sludge and mangrove planes and feeds on small invertebrates. In the protected area, this bird presents reproductive populations, which indicates the good availability of resources present in the park that are necessary for their subsistence and for the ecological processes that occur there. This study presents the characterization of reproductive events of the Wilson's Plover on the beaches of Mulatos and Vigía del Natural Sanquianga National Park between the years 2015 and 2020. To date, the protected area remains the most important place of reproduction of this species in the Colombian Pacific; However, the erosion and loss of the beach, are the pressures that most affect these populations in the park.

Key words: Coastal erosion, lodgy plan, plover, population, shorebirds.

Introducción

El Parque Nacional Natural Sanquianga (PNN Sanquianga), se caracteriza por presentar una alta productividad biológica, albergar diversidad de vertebrados e invertebrados de áreas estuarias, además de lugares de tránsito y reproducción de especies migratorias como aves (Eusse & Johnston, 2017) y tortugas marinas (Barrientos-Muñoz et al., 2014). En esta área protegida se encuentran los ríos Sanquianga, Patía, La Tola, Aguacatal y Tapaje, los cuales se forman esteros y deltas que son utilizados por diversas especies de animales como sitios de alimentación, descanso, paso y hábitat, además de ser aprovechadas por las 48 comunidades locales que utilizan los recursos como forma de subsistencia a partir de prácticas ancestrales y tradicionales como la pesca, y captura de camarón y piangua (Parque Nacional Natural Sanquianga, 2017).

Debido a la importancia de los recursos naturales, para el país y para las comunidades locales del pacífico colombiano que se encuentran en el PNN Sanquianga y sus alrededores, es necesario realizar el monitoreo a través del tiempo para evaluar el estado de conservación de los ecosistemas, hábitats y recursos hidrobiológicos del área protegida. Por lo tanto, Parques Nacionales Naturales de Colombia ha definido como línea estratégica, la implementación del monitoreo sobre especies y ecosistemas representativos e indicadores para la conservación, denominados Valores Objetos de Conservación (VOC). El área protegida cuenta con seis VOC priorizados en su Plan de Manejo 2018-2023, entre estos, las playas arenosas, las cuales son el ecosistema en el que ocurren los eventos reproductivos de algunas especies de aves migratorias y residentes presentes (Parque Nacional Natural Sanquianga, 2017).

La importancia de las playas arenosas radica en que son la conexión entre el mar y los ecosistemas terrestres, ya que permiten el intercambio de materia orgánica, manteniendo el flujo de

energía entre estos dos sistemas (McLachlan & Brown, 2006). La materia orgánica depositada en las playas por acción del mar, es consumida por diferentes organismos en distintos niveles tróficos que interactúan en una red alimentaria compleja con organismos de diferentes ecosistemas (Colombini et al., 2011). Debido a su importancia, es necesario realizar su monitoreo a través de especies indicadoras que permitan tener una noción del estado de conservación y de los procesos ecológicos que ahí se desarrollan. Una de estas especies indicadoras es el chorlito piquigrueso (*Charadrius wilsonia beldingi*), una ave playera limícola presente en el área protegida, la cual se alimenta de pequeños invertebrados hundiendo el pico en el suelo; esta ave ocupa comúnmente las playas, las orillas de cuerpos de agua, planos lodosos y a veces en los manglares; por otra parte, presenta poblaciones migratorias y residentes (Anchico et al., 2015), contando con áreas de reproducción en las costas del pacífico desde Baja California hasta Ecuador (Giraldo et al., 2004; Ruiz-Guerra et al., 2008); por lo tanto, al presentarse poblaciones reproductivas de esta especie al interior del área protegida, es buen indicador de la disponibilidad de recursos que tiene el parque y que son necesarios para su subsistencia y de los procesos ecológicos que ahí ocurren.

Por consiguiente, el equipo del área protegida en sus ejercicios de monitoreo, llevados a cabo desde el año 2015 hasta el 2020, ha obtenido información sobre los eventos reproductivos basados en abundancias de nidos del Chorlito piquigrueso presentes en las playas arenosas del PNN Sanquianga. Este trabajo presenta los resultados de la caracterización del uso temporal de las playas de Vigía y Mulatos como zona de reproducción, en donde los resultados permiten conocer el estado de conservación de esta especie al interior del área protegida y el de las playas arenosas.

Métodos

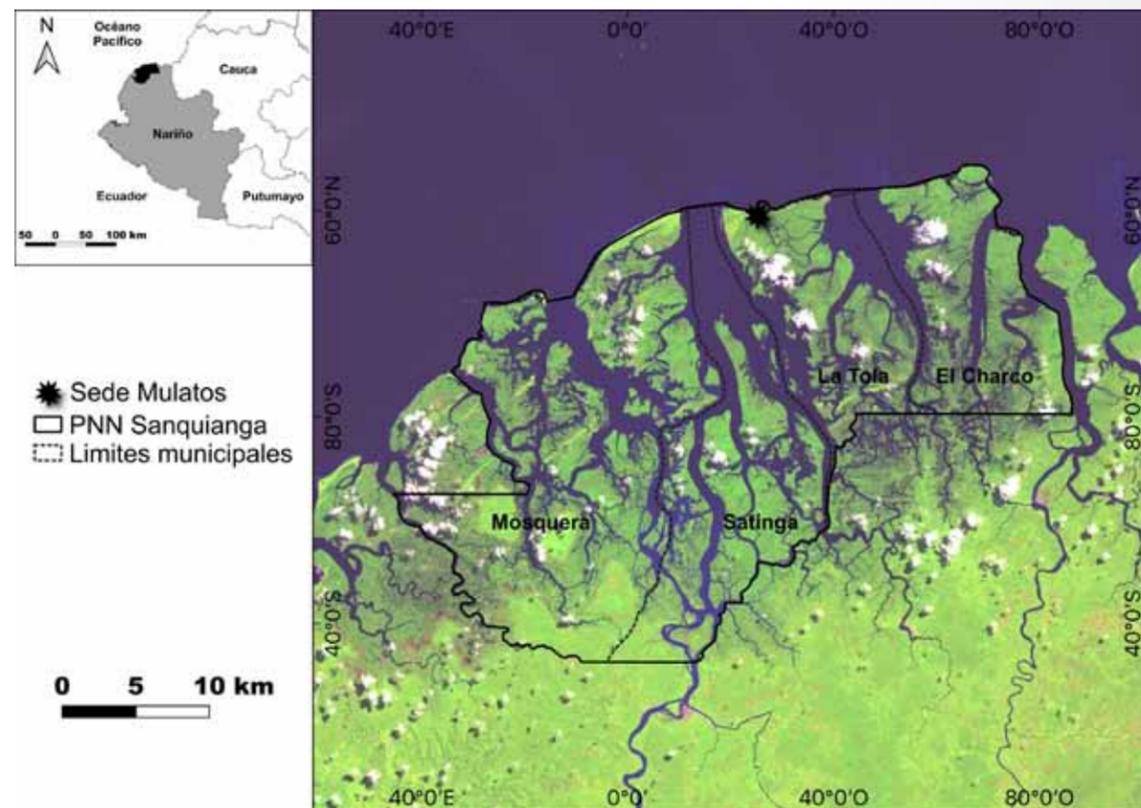
Área de estudio

El Parque Nacional Natural Sanquianga, se encuentra en el norte del departamento de Nariño (entre 2°22' y 2°04' latitud norte y los 78°76' y 75°37' latitud oeste); cuenta con una extensión aproximada de 80.000 ha, albergando el 53 % de los manglares del departamento de Nariño y el 20 % del Pacífico colombiano. Está ubicado en los municipios de El Charco, La Tola, Mosquera y Olaya Herrera (Figura 1). La temperatura anual promedio es de 27°C; precipitación media anual entre 1032 y 2790 mm, con picos de precipitación entre junio y octubre y menores lluvias entre febrero y marzo. El área protegida presenta mareas de tipo semidiurno, es decir, dos pleamares y dos bajamares por día, con períodos de 12.25 horas y un rango mareal promedio al norte de 4,3 m (macromareal) y al sur de 3,6 m (mesomareal) (Parque Nacional Natural Sanquianga, 2017).

El monitoreo del chorlito piquigruoso se llevó a cabo en las playas Vigía y Mulatos, las cuales están ubicadas en el Consejo Comunitario Punta Mulatos, en jurisdicción del municipio de La Tola, las cuales presentan una extensión de 1.400 y 800 metros, respectivamente. La Playa Vigía, se encuentra en la margen derecha de la desembocadura del río Sanquianga, perpendicular al mar; mientras que la playa Mulatos se encuentra ubicada de forma paralela al mar. La playa Vigía presenta una alta composición de materia orgánica (madera) y residuos sólidos provenientes de las cabeceras municipales arrastradas por el río; mientras que la playa Mulatos presenta menor cantidad de residuos provenientes del mar. En ambas playas hay presencia de especies domésticas como perros y ganado que recorren frecuentemente las playas a su vez son usadas por las comunidades como lugares de recreación.

Figura 1

Ubicación geográfica del PNN Sanquianga, departamento de Nariño, Colombia



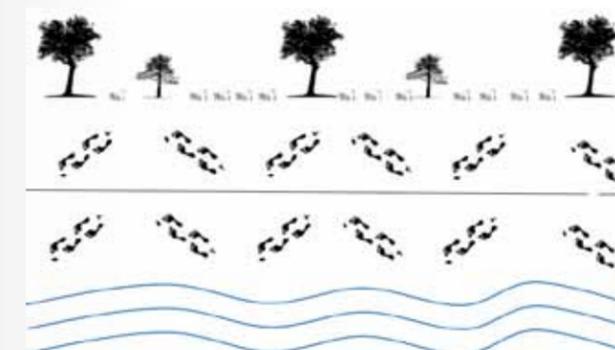
Toma de datos en campo

La caracterización de los aspectos reproductivos del chorlito piquigruoso consistió en el cálculo de la densidad de nidos en dos playas y su éxito de eclosión, teniendo en cuenta datos de abundancia de nidos y abundancia de huevos eclosionados. Adicionalmente, se describieron la conformación de cada nido (arena, madera, residuos sólidos) y la ubicación de cada nido en relación con el accionar de las olas, la marea y a la vegetación circundante a la playa.

Los eventos de búsqueda de nidos se realizaron cada dos días en cada playa desde marzo hasta junio, en los años 2015 hasta el 2020, cada evento estaba conformado por un equipo de cuatro personas, la búsqueda se realizó en las primeras horas de la mañana (entre las 6:00 y las 9:00), donde la intensidad lumínica es baja. Los recorridos se hicieron entre la línea de marea y la línea de vegetación, abarcando la zona media de la playa. Los desplazamientos consistían en abarcar en forma de zigzag desde la línea de la marea al centro de la playa y la línea de vegetación hasta el centro de la playa (Figura 2), en donde cada línea era recorrida por dos personas.

Figura 2

Orientación sobre la distribución y forma en que se realizó la búsqueda de nidos



Nota. En azul la línea de marea, la línea negra es la parte media de la playa y en la parte superior la línea de vegetación.

Por cada encuentro de un nido con huevos o polluelos, se registraron datos generales del monitoreo, como la fecha, hora, ID de la playa, ID del nido, coordenada geográfica, la distancia a la línea de marea y la línea de vegetación, la presencia y número de huevos nuevos y eclosionados, sustrato del nido encontrado, presiones cualitativas identificadas en cada sitio.

Análisis de la información

Se calculó la abundancia de nidos mediante el conteo de estos por cada playa (número total de nidos encontrados durante el monitoreo por playa (para cada temporada reproductiva y en total) y la abundancia de huevos (sumatoria del número total de huevos por nidos encontrados). La distancia promedio del nido en relación a la línea de marea y de vegetación se calculó sumando la distancia en metros de cada nido y dividiéndola sobre el total de nidos para cada playa. Para los análisis de densidad de nidos, previamente se sectorizó las playas de Vigía y Mulatos en trayectos de 250 m.

Estos trayectos fueron usados para realizar el cálculo de densidad de nidos usando la siguiente fórmula:

$$\text{Densidad de nidos} = (N/A)$$

N = número de nidos encontrados; A = sector de la playa

El éxito de eclosión es definido por la ecuación:

$$\text{Éxito de eclosión} = (P/H) * 100$$

P = número de huevos eclosionados por nido;

H = número de huevos registrados por nido

Resultados y discusión

Durante los 416 días totales de muestreo, se obtuvo un encuentro de 193 nidos y 519 huevos. La mayoría de los nidos, correspondiente al 54,35 %, fueron encontrados sobre el sustrato de arena rodeados de madera y residuos como basura (Combinado). El segundo sustrato más utilizado fue el de madera- arena con el 21,74 % de los nidos; seguido de arena con el 17,39% y madera con el 6,52% (Figura 3).

Figura 3

Nido de chorlito piquigruoso puesto sobre la arena con madera circundante

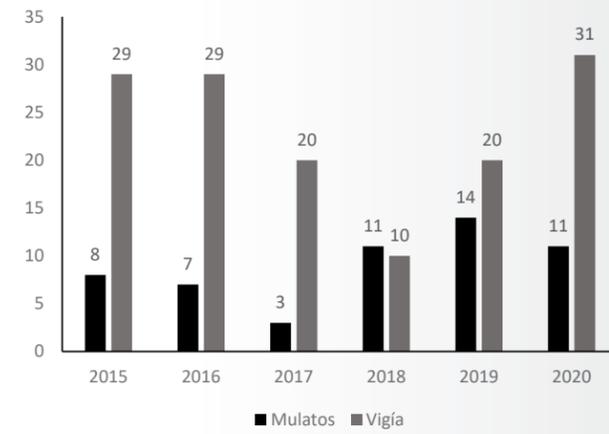


Abundancia de nidos

En total, durante todo el muestreo, se registraron 193 nidos de chorlito piquigruoso, 54 (27,98 %) para playa Mulatos y 139 (72,02 %) para playa Vigía. Para esta playa, en el 2020 se registró el valor de densidad más alto (55 %) de los últimos seis años. En cuanto a la playa de Mulatos, se registró una disminución del 21,43 % en el 2020 con respecto al 2019 (14). Sin embargo, en el 2020 el número de observaciones fue igual a las del 2018, siendo estos dos años los que más se obtuvieron registros desde el 2015 (Figura 4).

Figura 4

Abundancia de nidos de chorlito piquigruoso en las playas de Mulato y Vigía durante los últimos seis años de monitoreo

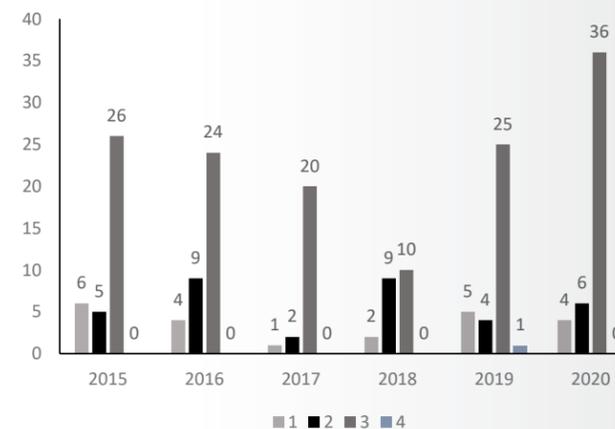


Número de huevos por nido

A lo largo del esfuerzo de muestreo, se encontró que los nidos contienen entre 1 a 3 huevos, con excepción del año 2019, donde se reportó un nido con cuatro huevos. Durante los seis años de monitoreo, se observó una mayor frecuencia de tres huevos por nido, seguida de dos huevos por nido, excepto en el 2019, donde se encontró un huevo por nido como la segunda mayor frecuencia (Figura 5).

Figura 5

Variación en la cantidad de huevos por nido de chorlito piquigruoso durante los seis años de monitoreo

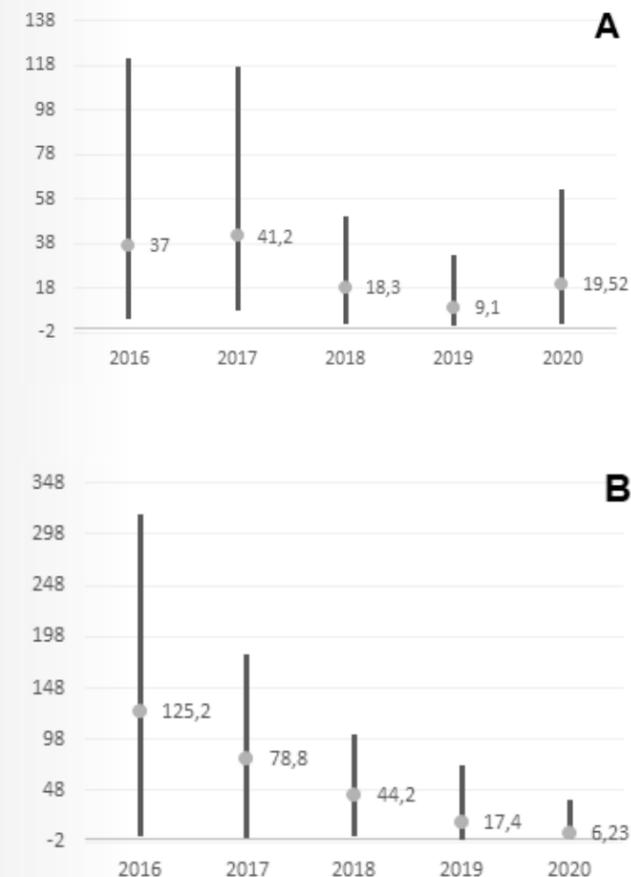


Distancia de los nidos a la línea de marea y línea de vegetación

En relación con la distancia de los nidos a la línea de marea, se observó, desde el 2016 hasta el 2019, una tendencia en la reducción promedio de esta distancia, que se mantiene en el 2020. Sin embargo, la variación para este año, fue mayor a la del año anterior. En cuanto a la distancia media de la línea de vegetación, también se observa una reducción sostenida desde el año 2016 hasta el año 2019, y mantenida en el 2020 (Figura 6). Lo mismo ocurre con el valor de distancia máxima. Estos resultados sugieren que hay una disminución en el ancho de la playa, restringiendo la ubicación de los nidos del chorlito piquigruoso.

Figura 6

Distancia promedio, con valores máximos y mínimos, de los nidos de chorlito piquigruoso a la línea de marea (A) y línea de vegetación (B), en los últimos cinco años de monitoreo

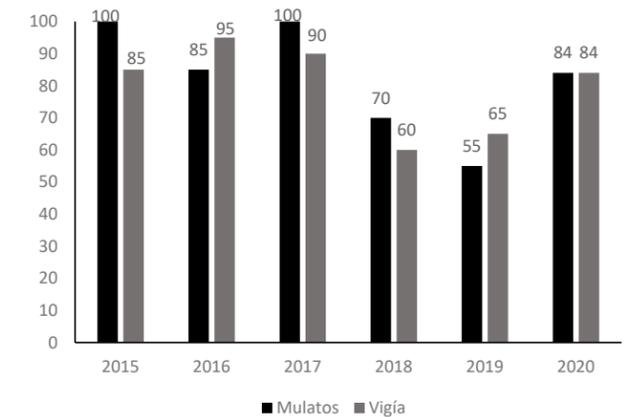


Éxito de eclosión

El éxito de eclosión en los últimos seis años de monitoreo ha mostrado una variación considerable, siendo las temporadas de 2018 y 2019 las que presentan valores de eclosión más bajos. El año 2020 se obtuvo una mejora significativa en este parámetro, con un 84% de huevos eclosionados, con respecto al año 2019, esto significa un aumento del 29 % para la playa de Mulatos y un 19 % para la playa de Vigía (Figura 7), sugiriendo una recuperación de la playa como área de reproducción del chorlito piquigruoso. Sin embargo, existe aún incertidumbre sobre el destino final de los polluelos debido a que en la mayoría de los casos no es posible observarlos directamente, y se deduce eclosión de manera indirecta.

Figura 7

Porcentaje de eclosión de huevos de chorlito piquigruoso en las playas de Mulatos y Vigía durante los seis años de monitoreo



En general, para el año 2020, se obtuvo el registro con el valor más alto de nidos para ambas playas. Este resultado puede estar influenciado por una mayor acumulación de objetos provenientes del mar y de los ríos (residuos sólidos o material vegetal), en ambas playas, ya que se pudo observar que la mitad de los nidos (54,35 %) se encontraban en los sustratos que presentaron una composición combinada de arena, madera y residuos sólidos (plásticos). Ruiz-Guerra et al. (2008), documentó que el chorlito piquigruoso utiliza mayormente los sustratos con diferentes materiales disponibles en las playas para su anidación, este patrón ha podido ser observado por el equipo del Parque a través del tiempo del monitoreo implementado.

La diferencia entre el número de nidos en las dos playas, posiblemente se deba a las diferencias en su extensión. Sin embargo, es necesario evaluar que otros factores puedan estar afectando o generando preferencias de estas aves por una de las dos playas. La playa Vigía ha presentado mayor abundancia de nidos, esto también ha sido observado desde el año 2004 por Ruiz-Guerra y colaboradores. Una de las razones en cuanto a la preferencia de las playas por esta especie, es la incidencia de los vientos, según Tomkins (1944), el chorlito piquigrueso puede seleccionar áreas con menor incidencia del viento; por tanto, la playa de Vigía puede ser seleccionada debido a su ubicación geográfica, puesto que ésta no se encuentra directamente en la línea de la costa, sino en la desembocadura del río Sanquianga. Por otro lado, la playa de Mulatos se encuentra en la línea de costa que está en contacto directo con el viento y las olas del océano.

Además de la incidencia del viento, hay otros factores que influyen en la selección de lugares de anidación por parte del chorlito piquigrueso. Van de Kam et al. (2004), han identificado el recurso alimenticio como un elemento importante del paisaje, puesto que los polluelos demandan una alta disponibilidad de este recurso una vez han eclosionado. En ese sentido, la playa de Vigía presenta grandes extensiones de planos lodosos atrás de las playas arenosas, en comparación con la playa de Mulatos que presenta, principalmente, pastos (Muriel-Hoyos, 2019). La presencia de planos lodosos cerca a la playa puede facilitar la obtención de recursos alimenticios para los adultos y polluelos del chorlito piquigrueso (Ruiz-Guerra et al., 2008).

Sin embargo, es posible que la existencia de animales domésticos como perros y vacas, el tránsito de personas y la cercanía al caserío, esté incidiendo en el menor número de nidos encontrados en la playa de Mulatos. Por lo tanto, es necesario incluir en el monitoreo y en los reportes del programa de Prevención Vigilancia y Control, las observaciones periódicas de

presiones que pueden estar afectado cada una de las playas monitoreadas.

Los nidos presentaron una mayor frecuencia de tres huevos, seguida de dos huevos. Con respecto a estos resultados, el área protegida mantiene el mismo patrón observado en otras poblaciones de Costa Rica y Honduras, siendo el valor más común tres huevos por nido, dispuestos de manera no simultánea (Coto, 2007; Mejía & Salazar, 2013). De igual manera, para el PNN Sanquianga ya había sido reportado este resultado desde el 2004 (Ruiz-Guerra et al., 2008). Por lo tanto, en la población anidante de chorlito piquigrueso en el área protegida, no se ha observado variación de este patrón en ninguno de los años monitoreados y corresponde a lo observado en otras poblaciones centroamericanas y del Caribe a pesar de ser subespecies diferentes.

En los últimos años, se ha observado una disminución paulatina de la distancia media de los nidos a la línea de marea y a la línea de vegetación, así como también una disminución en la amplitud de esa variación. Estos resultados sugieren que ha ocurrido una disminución continua, a través de los años, del ancho de la playa, reduciendo así el área disponible para la ubicación de los nidos del chorlito piquigrueso en las playas de Vigía y Mulatos del área protegida. Por lo tanto, es necesario realizar un monitoreo de perfil de la playa, que sirva para corroborar esta hipótesis y entender la dinámica de transformación de la playa.

En cuanto al éxito de eclosión, se ha observado dificultad en el grado de certeza sobre el destino final de los polluelos debido al poco tiempo que pasan en el nido después de la eclosión ya que son individuos precoces, con capacidad de desplazarse dos horas después de haber eclosionado (Bergstrom, 1988). Por lo tanto, es necesario realizar ajustes metodológicos para reducir la incertidumbre en esta variable que es de vital importancia para desarrollar estrategias de manejo.

Conclusiones

Las playas del Parque Nacional Natural Sanquianga, son importantes áreas para la reproducción del ave playera *Charadrius wilsonia beldingi* en el pacífico colombiano, siendo el lugar con el mayor número de individuos anidantes, tal como fue identificado por Ruiz-Guerra et al., (2008) en el año 2004, constituyendo al área protegida como un sitio clave para las aves playeras en la ruta migratoria del Pacífico americano y un Área Importante para la Conservación de las Aves y la Biodiversidad (IBA) con categoría internacional (Senner et al., 2017).

Referencias

- Anchico, A. (2015). *Aves acuáticas del parque nacional natural Sanquianga: abundancia y distribución en planos lodosos*. Asociación Calidris.
- Barrientos-Muñoz, K. G., Ramírez-Gallego, C., y Páez, V. (2014). Nesting ecology of the olive ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*) (Cheloniidae) at El Valle beach, northern pacific, Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 19(3), 437-445.
- Bergstrom, P. W. (1988). Breeding biology of Wilson's Plovers. *The Wilson Bulletin*, 25-35.
- Colombini, I., Chelazzi, L., Gibson, R. N. & Atkinson, R. J. A. (2003). Influence of marine allochthonous input on sandy beach communities. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 41(1), 115-159.
- Coto, W. (2007). Anidación de *Charadrius wilsonia* en Esterillos. *Zeledonia*. 11(2), 17-19.
- Eusse, D. & Johnston, R. (2017). *Los planos lodosos y las aves playeras del Parque Nacional Natural Sanquianga*. Asociación Calidris.
- Giraldo, A., Hernández, C., Gómez, C., Castillo, F. & Saavedra, J. (2004). First Breeding Record of Wilson's Plover (*Charadrius wilsonia*) from the Pacific Coast of Colombia. *The Wilson Bulletin*. 116(1), 104-105.
- McLachlan A. & Brown A. C. (2006). *The ecology of sandy shores*. Second ed. Elsevier.

Los resultados de los monitoreos de los últimos seis años (2015-2020), permiten corroborar que el área protegida ha mantenido su importancia para esta especie a pesar de las variaciones en el número de nido a través del tiempo y a pesar de que ha disminuido el área de anidación por erosión costera. Es importante que el PNN Sanquianga aumente las observaciones y reportes del tipo de material sólido que llega a la playa para tener mejor información sobre la preferencia de las aves a estos tipos de sustratos para su anidación.

- Mejía, M. & Salazar, J. (2013). *Charadrius wilsonia* (Charadriidae) reproduciéndose en la costa pacífica de Honduras. *El Esmeralda*, 2(2), 94-99.
- Muriel-Hoyos, F. (2019). *Monitoreo de anidación de chorlito piquigrueso Charadrius wilsonia en el Parque Nacional Natural Sanquianga (2015-2019)*. Dirección Territorial Pacífico. Parques Nacionales Naturales de Colombia.
- Parque Nacional Natural Sanquianga. (2017). *Actualización Plan de Manejo Parque Nacional Natural Sanquianga Territorio Ancestral y Colectivo, 2018-2023*. Dirección Territorial Pacífico. Parques Nacionales Naturales de Colombia.
- Ruiz-Guerra, C., Cifuentes-Sarmiento, Y., Hernández-Corredor, C. E., Johnston-González, R. & Castillo-Cortés, L. F. (2008). Reproducción de dos subespecies de chorlito piquigrueso (*Charadrius wilsonia*) en costas colombianas. *Ornitología Colombiana*, 6(1), 15-23.
- Senner, S. E., Andrés, B. A. y Gates, H. R. (Eds.). (2017). *Estrategia de Conservación de las Aves Playeras de la Ruta del Pacífico de las Américas*. National Audubon Society, Nueva York EE. UU.
- Tomkins, I. (1944). Wilson's Plover in its summer home. *Auk* 61, 259-269.
- Van De Kam, J., Jens, B., Piersma, T. y Zwarts, L. (2004). *Shorebirds. An illustrated behavioural ecology*. KNNV Publishers.

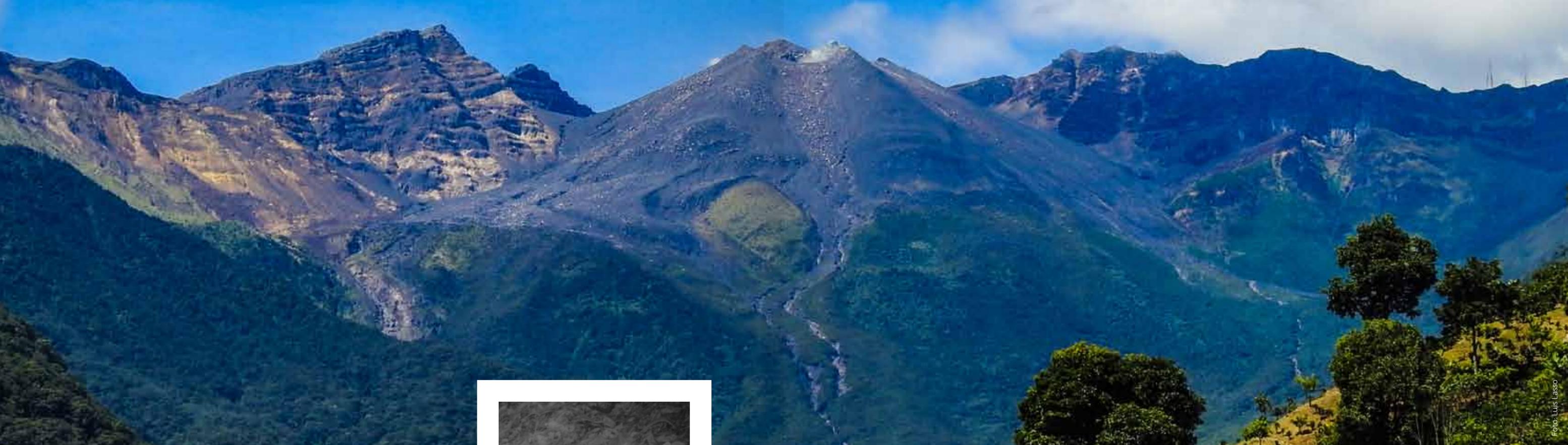


Foto: Luis Lasso

Riqueza, abundancia y patrones de actividad de mamíferos y aves y sus aportes al manejo y conservación del Santuario de Flora y Fauna Galeras

Luis Gonzalo Lasso Lasso

Biólogo, profesional de monitoreo. Santuario de Fauna y Flora Galeras. Parques Nacionales Naturales de Colombia.
luisglasso@gmail.com

Andrés Rodríguez

Operario. Santuario de Fauna y Flora Galeras. Parques Nacionales Naturales de Colombia.

Jaime Ramos

Operario. Santuario de Fauna y Flora Galeras. Parques Nacionales Naturales de Colombia.

Richness, Abundance and Activity Patterns of Mammals and Birds and Their Contributions to the Management and Conservation of the “Santuario de Flora y Fauna Galeras”

RESUMEN

El Santuario de Flora y Fauna Galeras es una de las 62 áreas protegidas de orden nacional que existen en Colombia, y a pesar de contar con una importante biodiversidad en ecosistemas de páramo, bosque altoandino y andino, muchas especies de fauna poseen comportamientos crípticos que dificultan su detección, y por ende la confirmación de su presencia. De esta manera, y con el propósito de ampliar el conocimiento de las especies de mamíferos y aves presentes al interior del Santuario, se realizó un muestreo con cámaras trampa entre julio de 2020 y marzo de 2021 (524 trampas-noche), en los tres ecosistemas presentes en el Santuario, en un rango

altitudinal desde los 2210 m en hasta los 3717 m. Como resultado de este estudio, se registraron 23 especies (11 de aves y 12 mamíferos), de las cuales algunas son nuevos registros para el área protegida. Se registraron especies de importancia para su conservación como *Lycalopex culpaeus* y *Leopardus tigrinus*, incluidas en categoría de amenaza Vulnerable (VU) a nivel nacional. El ecosistema más representativo en número de especies de mamíferos y aves fue el bosque andino.

Palabras clave: Fototrampeo, ecosistema andino, ecosistema alto andino, ecosistema de páramo, patrones de actividad, riqueza, abundancia.

ABSTRACT

The Santuario de Flora y Fauna Galeras is one of the 62 national protected areas that exist in Colombia, and despite having an important biodiversity in ecosystems of the paramo, high Andean and Andean forest, many species of fauna have cryptic behaviors that hinder their detection, and therefore the confirmation of its presence. In this way, and with the purpose of expanding the knowledge of the species of mammals and birds present inside the Sanctuary, a sampling with camera traps was carried out between July 2020 and March 2021 (524 traps-night), in the three ecosystems present in the Sanctuary, in an altitudinal range from 2210 m to 3717 m. As a result of this study, 23 species (11 birds and 12 mammals) were registered, of which some are new records for the protected area. Species of importance for their conservation were registered, such as *Lycalopex culpaeus* and *Leopardus tigrinus*, included in the Vulnerable threat category (VU) at the national level. The most representative ecosystem in number of mammal and bird species was the Andean Forest.

Key words: Trapping, Andean ecosystem, Andean high ecosystem, paramo ecosystem, activity patterns, richness, abundance.

Introducción

El área protegida del Santuario de Flora y Fauna Galeras (SFF Galeras) abarca un área de 8.229,7 ha, en donde muchas especies de fauna no son fácilmente detectables o actualmente no presentan una confirmación tangible de su presencia. En el marco de las Estrategias Nacionales de Manejo de Vida Silvestre, Investigación y Monitoreo de Parques Nacionales Naturales, se propone iniciar la implementación de metodologías que permitan obtener información acerca del estado de las poblaciones de fauna y sus hábitats (Rodríguez-Cabeza, 2017).

Una de estas metodologías es el fototrampeo, con la cual se puede llegar a obtener información muy precisa sobre la fauna, como puede ser la distribución de las especies, el uso del hábitat que realiza cada una, determinar las áreas de campeo, estimar su abundancia, determinar sus patrones de actividad, tanto diarios como estacionales, y conocer la dinámica de la población (Torre et al., 2003). También es apropiada para localizar especies esquivas que se presentan en bajas densidades (Díaz-Pulido & Payán 2012; TNC, 2019). Así mismo, el fototrampeo se ha usado en estudios de ecología animal, comportamiento y conservación, como una herramienta para obtener información valiosa de la diversidad, comportamiento e interacciones de organismos de hábitos terrestres y crípticos. Algunos de estos organismos no son detectados por otro tipo de métodos como los censos

visuales (Maffei et al., 2002; Nichols et al., 2011), teniendo la ventaja de ser un método no invasivo. Las fotografías generadas, además, podrían ayudar a inferir las relaciones ecológicas entre la fauna terrestre de la zona y las posibles amenazas generadas por las actividades humanas.

Hasta el momento, en el SFF Galeras se han registrado 25 especies de mamíferos, entre las más representativas se encuentran: Venado rojo (*Mazama temama*); Venado Soche (*Mazama rufina*) priorizadas como Valor Objeto de Conservación del Santuario; *Lycalopex culpaeus* (Lobo de páramo), especie incluida en la categoría de amenaza Vulnerable (VU), de acuerdo a la Resolución 0192 de 2014 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Territorial (MADT, 2014), y verificada su presencia a través de rastros (huellas y heces) y fototrampeo; y el puma (*Puma concolor*) el felino de mayor tamaño registrado en el área.

Es por esto que se instalaron cámaras trampa en zonas estratégicas con el objetivo de ampliar el conocimiento de la fauna silvestre presente al interior del área protegida, que contribuya a la consolidación del programa de monitoreo, y de esta manera evaluar en más detalle el estado de conservación de los ecosistemas y que permitan a corto, mediano y largo plazo proponer e implementar acciones de manejo en el SFF Galeras

Métodos

Área de estudio

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. El área protegida se encuentra localizada entre

las coordenadas geográficas: latitud norte 1° 9' 09,21" y 1° 15' 41,16" y longitud oeste 77° 19' 37,10" y 77° 26' 28,73".

El Santuario está conformado por áreas territoriales de siete municipios: Nariño, La Florida, Sandoná, Consacá, Yacuanquer, Tanguay y Pasto.

Cuenta con un área de 5.416,34 ha de ecosistema de bosque altoandino y andino y 2.813,36 ha de páramos, que contribuyen de manera importante y exclusiva al proceso de almacenamiento y regulación hídrica; principalmente el ecosistema de páramo que hace parte de dos cuencas, Cüaitara y Juanambú y al mismo tiempo de la Subcuenca del río Pasto

Diseño de muestreo de Fototrampeo

Entre el 09 de julio al 24 de noviembre de 2020 y 14 de enero al 22 de marzo de 2021 se instalaron entre cuatro y dos cámaras trampa (Reconyx HC500 rapidfire), en los tres ecosistemas presentes en Santuario: páramo, bosque altoandino y bosque andino, con funcionamiento las 24 horas

del día. Las cámaras trampa fueron localizadas en sitios en donde se encontraron rastros de paso de fauna (huellas y caminaderos) preferiblemente en crestas de cerros. Se ubicaron en árboles a una altura aproximada de 50 cm del suelo, con la finalidad de obtener una foto de cuerpo completo de las potenciales especies a registrar. Cada cámara fue georreferenciada con un GPS.

La selección y priorización de los sitios de muestreo para el fototrampeo obedeció a diversos criterios: a) abarcar la mayor área posible de los tres ecosistemas presentes en el SFF Galeras; b) registrar especies de fauna importantes para la conservación; y c) vacíos de información en los sitios de muestreo. La Tabla 1 y la Figura 1 muestran las localidades de muestreo que se priorizaron para el montaje de las cámaras trampa.

Tabla 1

Características de los sitios de ubicación de las cámaras trampa en el SFF Galeras

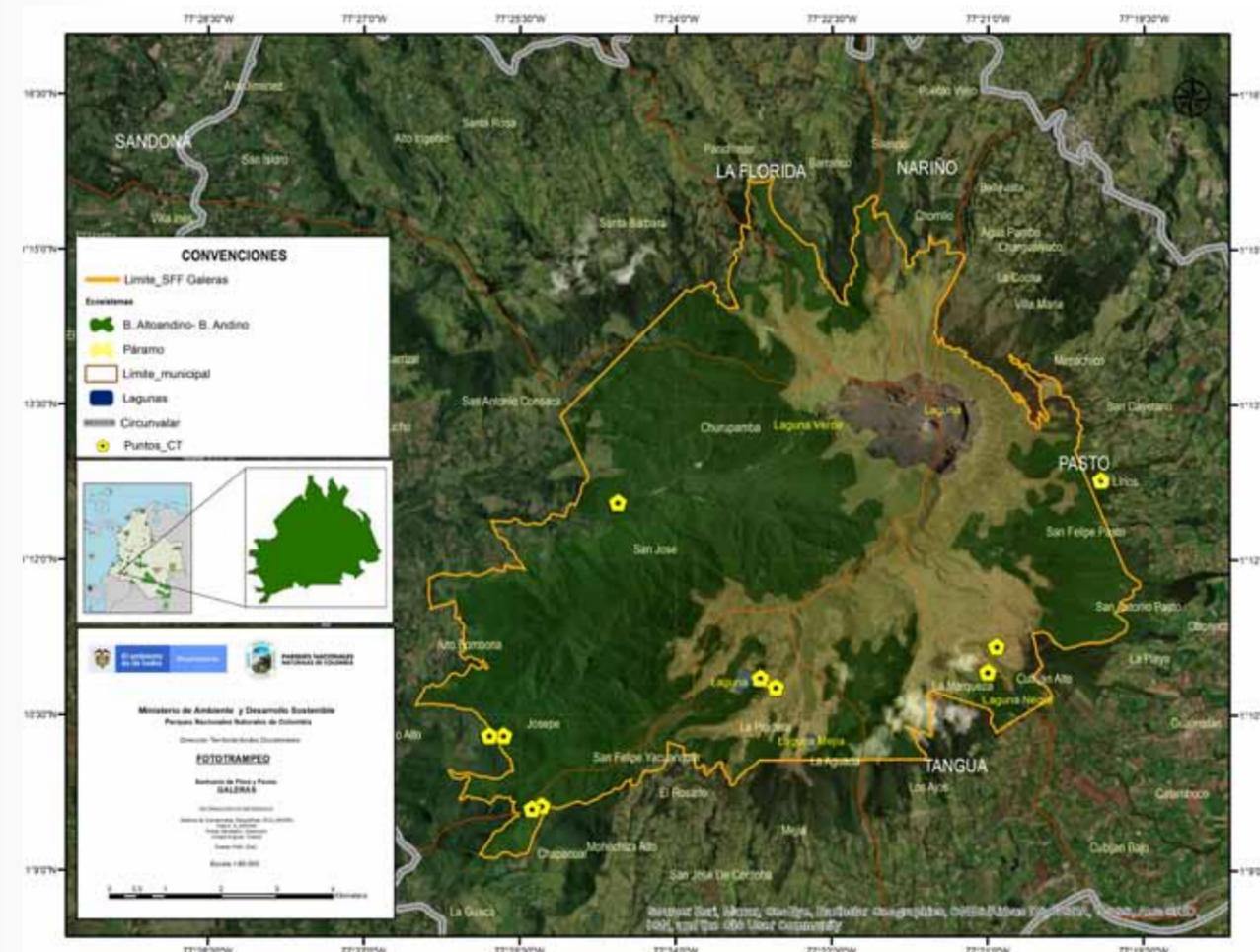
Sector/CT	Ecosistema	Coordenadas		Altitud (m s.n.m)
		Latitud Norte	Longitud Oeste	
Telpis/CT02	Páramo	1,181127778	-77,38627778	3717
Telpis/CT01	Páramo	1,179583333	-77,38381944	3636
Laguna Negra/CT01	Páramo	1,186153	-77,34846	3624
Laguna Negra/CT02	Páramo	1,182064	-77,349852	3581
Urcunina/CT01	Bosque altoandino	1,212929	-77,331729	3367
Vereda Chapacual/CT02	Bosque andino	1,158444444	-77,42331389	2751
Vereda Chapacual/CT01	Bosque andino	1,159222222	-77,42149444	2664
San José Bomboná/CT01	Bosque andino	1,209277778	-77,40916667	2348
Josepe/CT01	Bosque andino	1,171774	-77,427418	2320
Josepe/CT02	Bosque andino	1,171764	-77,429686	2210

Posteriormente, se examinó cada foto y se registró la especie, fecha y hora. Cada fotografía se clasificó, ya sea como independiente o como duplicado. Para tal efecto, se definió una fotografía independiente siguiendo tres parámetros: a) fotografías consecutivas de especies diferentes;

b) fotografías consecutivas de la misma especie tomadas con un intervalo mayor a 30 minutos; c) fotografías no consecutivas de la misma especie (O'Brien et al., 2003). Se creó un directorio con la información tomada por cada cámara trampa, para su organización y visualización detallada.

Figura 1

Localización de las cámaras trampa en el SFF Galeras en relación a los ecosistemas y sectores priorizados



Nota. CT: Cámaras trampa.

Análisis de datos

A partir de las fotografías registradas se evaluó la diversidad de fauna terrestre de la zona, así como también los patrones de actividad de cada especie y su abundancia relativa. Se estimó la abundancia relativa siguiendo el índice propuesto en Díaz-Pulido & Payán (2012), el cual se calcula a partir del número de fotos independientes de cada especie sobre el número total de fotos independientes por el esfuerzo de muestreo (trampas/noche). Como información complementaria, se analizó el patrón de actividad, el cual se determinó para

aquellas especies que contaban con al menos 10 registros fotográficos independientes con la hora visible, (Maffei et al., 2002; Monroy-Vilchis et al., 2009). Los registros obtenidos se ordenaron por intervalos de una hora. Los patrones de actividad se agruparon en tres unidades: a) diurnos, cuando en las fotografías se observaba luz solar; b) nocturnos, cuando no había luz solar, y c) crepusculares, cuando se obtuvieron al amanecer (06:00-08:00 horas) o al atardecer (18:00-20:00 horas) (Monroy-Vilchis et al. 2011).

Resultados y discusión

Diversidad

Se registraron 23 especies en los tres ecosistemas, 11 especies de aves y 12 de mamíferos (Tabla 2), con un esfuerzo de muestreo de 84 trampas-noche para el ecosistema de páramo, 102 trampas-noche para bosque altoandino y

338 trampas-noche para el bosque andino, que corresponde aproximadamente al 85% y 65% de aves y mamíferos respectivamente de la zona de estudio, según la curva de acumulación de especies (Figura 2). Aunque no se incluye dentro de los análisis, se registró el perro doméstico (*Canis lupus familiaris*).

Tabla 2

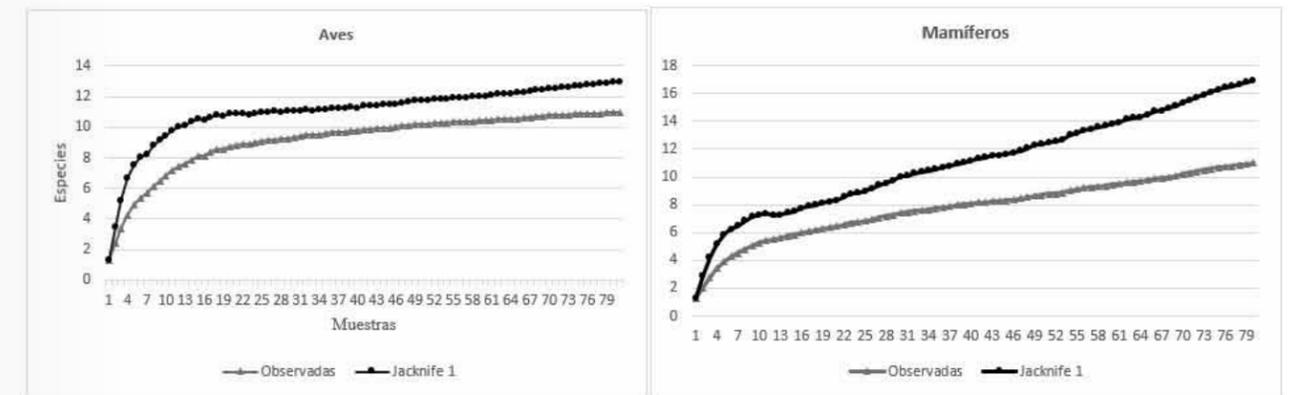
Registros de fauna realizados con el método de fototrampeo en el SFF Galeras

Clase	Orden	Familia	Especie	Nombre común	Ecosistema		
					P	BAA	BA
Mammalia	Didelphimorphia	Didelphidae	<i>Didelphis marsupialis</i>	Chucha, raposa			x
		Canidae	<i>Lycalopex culpaeus</i>	Lobo de páramo	x	x	x
	Carnivora	Felidae	<i>Leopardus tigrinus</i>	Tigrillo lanudo			x
			<i>Puma yagouaroundi</i>	Jaguarundi			x
		Procyonidae	<i>Eira barbara</i>	Taira			x
			<i>Nasua olivacea</i>	Cusumbo		x	
	Cingulata	Dasyopodidae	<i>Dasyopus novemcinctus</i>	Armadillo			x
	Rodentia	Sciuridae	<i>Notosciurus sp.</i>	Ardilla, ardita			x
		Cuniculidae	<i>Cuniculus taczanowskii</i>	Guanta andina	x		
			Erethizontidae	<i>Coendou sp.</i>	Erizo		
Lagomorpha	Leporidae	<i>Sylvilagus sp.</i>	Conejo silvestre		x		
Aves	Galliformes	Cracidae	<i>Chamaepetes goudotii</i>	Pava maraquera			x
			<i>Penelope montagnii</i>	Pava andina		x	x
	Columbiformes	Columbidae	<i>Zentrygon frenata</i>	Torcaza			x
	Piciformes	Picidae	<i>Colaptes rivolii</i>	Carpintero carmesí			
	Passeriformes	Grallariidae	<i>Grallaria sp.</i>	Tororoi		x	
			<i>Grallaria ruficapilla</i>	Compropan			x
			<i>Grallaria quitensis</i>	Tororoi leonado	x	x	
		Turdidae	<i>Turdus serranus</i>	Mirla serrana			x
			<i>Turdus fuscater</i>	Chiguaco		x	x
		Emberizidae	<i>Arremon assimilis</i>	Matorralero cejigrís		x	
<i>Atlapetes sp.</i>	Corrión montés				x		

Nota. Ecosistemas: P: Páramo, BAA: Bosque altoandino y BA: Bosque andino.

Figura 2

Curva de acumulación de especies de aves y mamíferos en los ecosistemas de páramo, bosque altoandino y bosque andino del SFF Galeras obtenidos con fototrampeo



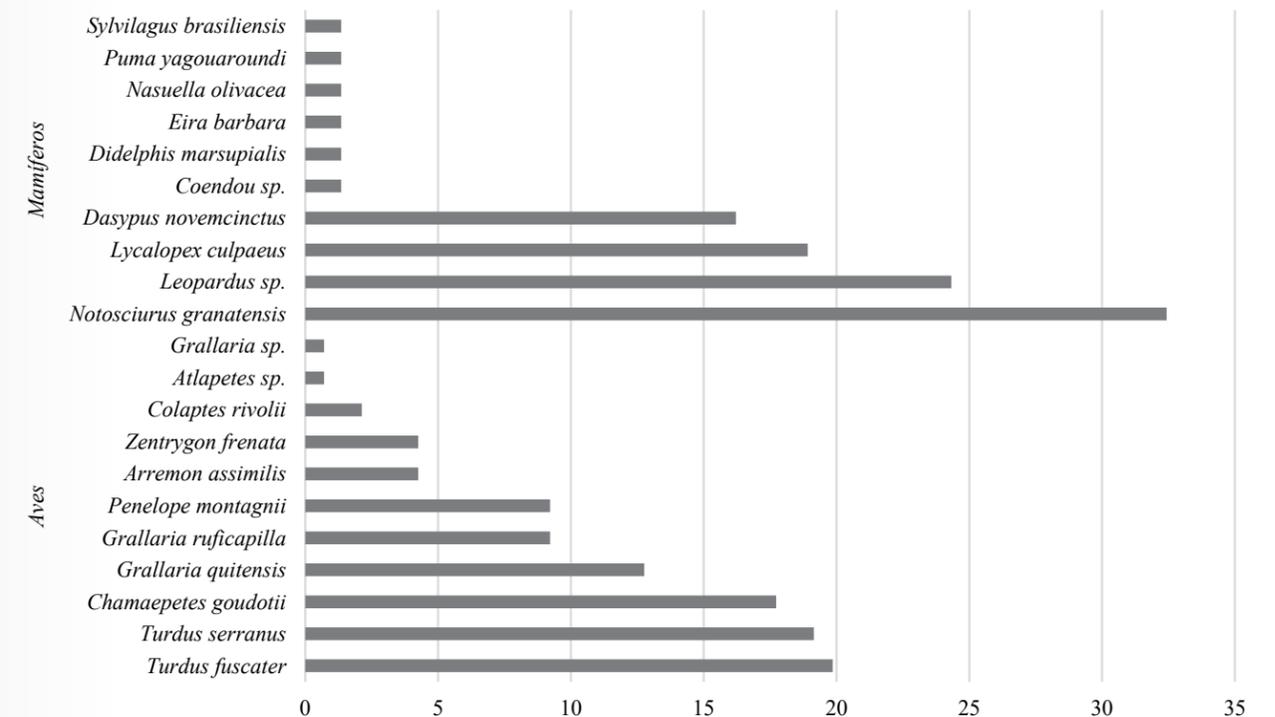
Nota. Se ilustran la curva de especies observadas y la curva de acumulación de especies con el estimador de incidencia no paramétrico Jack-1.

En cuanto a los órdenes, los de mayor representación fue Passeriformes (Aves) y Carnivora (Mammalia) con siete especies cada uno. Las familias de aves con el mayor número de especies son Grallariidae, con tres, seguido de Turdidae, Emberizidae y Cracidae con dos

especies cada una, y de último Columbidae y Picidae con una sola especie. Por su parte las familias de mamíferos con mejor representación fueron Canidae y Felidae con dos especies cada una, las otras siete familias contienen una sola especie.

Figura 3

Abundancia relativa de las especies de aves y mamíferos registrados en los ecosistemas del SFF Galeras



Abundancia relativa

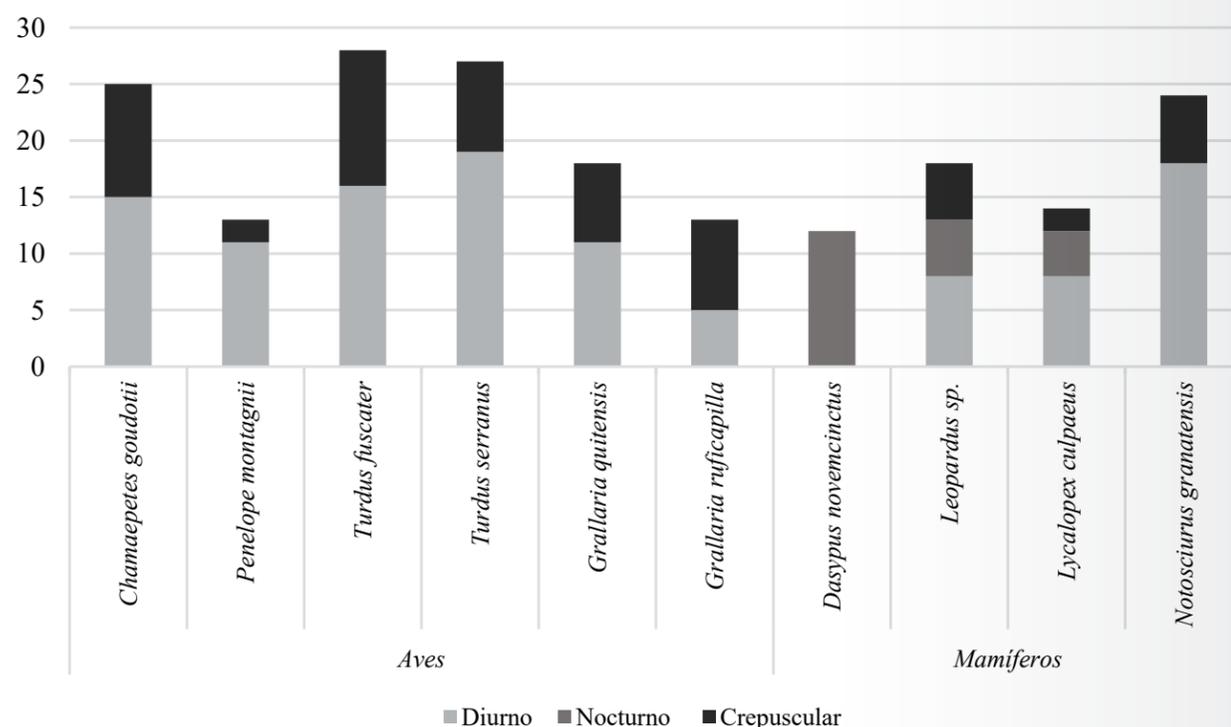
Las estimaciones de abundancia relativa para las especies registradas, revela que, para las aves la especie con mayor abundancia realtiva fue el Chiguaco (*T. fuscater*) seguido por la Mirla serrana (*T. serranus*), la Pava maraquera (*Chamaepetes goudotii*) y la Pava andina (*Penelope montagnii*). Para los mamíferos, la especie más abundante fue la ardilla (*Notosciurus* sp.), y con abundancia intermedia el lobo de páramo (*Lycalopex culpaeus*), y el tigrillo lanudo (*Leopardus tigrinus*). Por el contrario, se encontraron con menores abundancias el armadillo (*Dasybus novemcinctus*), la Guagua loba (*Dinomys branickii*) y el Erizo (*Coendou* sp.) (Figura 3).

Patrones de actividad

A partir de las fotografías efectivas de mamíferos y aves con mayores registros, se analizaron los patrones de actividad de las especies (Figura 4). En términos generales, se presentaron patrones de actividad diurnos en los mamíferos y aves. Se registraron todos los tipos de patrones de actividad: a) diurno, con el el 49,6 % de las especies dentro de este patrón, b) diurno-crepuscular, con el 24,8 % con actividad entre las 06:00 y 00:80 h, c) nocturnos, donde el 22,2 % de las especies registraron este patrón y d) nocturnos-crepusculares, con el 3,4 % con actividad entre las 18:00-19:59 horas.

Figura 4

Patrón de actividad de las especies de mamíferos y aves registradas en el SFF Galeras



Nota. (*T. fuscater*: n=28, *T. serranus*: n=27, *C. goudotii*: n=25, *N. granatensis*: n=24, *Leopardus sp.*: n=18, *G. quitensis*: n=18, *L. culpaeus*: n=14, *G. ruficapilla*: n=13, *P. montagnii*: n=13 y *D. novemcinctus*: n=12).

El muestreo por medio de cámaras trampa realizado durante los años 2020 y 2021 al interior del SFF Galeras permitió obtener datos de presencia sobre las especies de mamíferos y aves que transitan por los ecosistemas de páramo y bosques de estos sitios, mostrando abundancias relativas y patrones de actividad más precisos si se compara con observaciones directas oportunistas realizadas en algún otro horario del día, que no provee datos exactos. A partir de los resultados obtenidos, se pudo determinar que en el área protegida existe una gran diversidad faunística a pesar de contar con tan solo cuatro cámaras trampa para este muestreo. Esta situación permite analizar la importancia de la selección de los sitios de montaje de las cámaras, con criterios que van desde el encuentro de rastros y caminaderos, preferencia de hábitat de las potenciales especies, condiciones de pendiente del terreno, ángulo de detección, entre otros.

Estos resultados demuestran preliminarmente, el buen estado de conservación en el que se encuentran los ecosistemas presentes en el Santuario, en donde especies como el Lobo de páramo (*L. culpaeus*) que tuvo uno de los mayores registros en los tres ecosistemas (n=14), sumado a la categoría de amenaza nacional de Vulnerable (MADT, 2014), hacen que el registro de este mamífero sea un insumo de gran importancia para el mantenimiento de poblaciones viables, ya que en otras áreas de su distribución se presenta una rápida disminución poblacional debido a la transformación de hábitat y la cacería de retaliación asociada a conflictos con humanos (Jorgenson et al., 2006). Sumado a esto, existen pocos registros documentados de esta especie a lo largo de su rango de distribución en Colombia (Noguera-Urbano et al., 2016), por lo que los obtenidos en este muestreo proveen información valiosa de abundancias, preferencia de hábitat y patrones de actividad que permitan clarificar vacíos de información no solo para el Santuario, sino en un contexto regional y nacional.

Las dos especies de felinos registrados, *L. tigrinus* y *P. yagouaroundi* son igualmente registros de un valor excepcional para el SFF Galeras, específicamente en el ecosistema andino donde fueron registrados, el primero porque también se encuentra en categoría de amenaza Vulnerable (VU) a nivel nacional, y la segunda

representa el primer registro tangible de esta especie en el SFF Galeras, ampliando el número de especies de felinos para el santuario, corroborando de esta manera lo reportado por algunos operarios quienes lo han observado en inmediaciones de este en otras ocasiones.

Las demás especies de mamíferos presentaron pocos registros, corroborando su presencia en el SFF galeras como el caso de: *Sylvilagus* sp. (Conejo silvestre), *Notosciurus* sp. (Ardilla) y *Dasybus novemcinctus* (Armadillo), en los diferentes ecosistemas muestreados.

Por su parte, la mayoría de las aves hacen uso del bosque andino preferencialmente debido a la mayor heterogeneidad de la vegetación, la cual ofrece varios estratos verticales y mayor disponibilidad de recursos alimenticios. Por el contrario, tres especies del género *Grallaria* (*G. quitensis*, *G. ruficapilla* y *Grallaria* sp.), usaron predominantemente el páramo y bosque altoandino, lo cual puede estar relacionado con sus preferencias alimenticias y su comportamiento de descanso y nidificación bajo arbustos densos o troncos. Con respecto a los patrones de actividad para las aves se encontró que presentan actividad diurna, la que es bien conocida para la mayoría de las aves (Hilty & Brown, 2009), aunque se debe resaltar que el mayor pico de actividad de fue en horas tempranas de la mañana.

Se destaca el registro de dos miras, *T. fuscater* y *T. serranus* que, aunque no tienen hábitos terrestres, obtuvieron el mayor número de registros en el bosque andino, indicando probablemente comportamientos de competencia, que se corrobora con lo observado en las fotografías en donde además de compartir el hábitat, también lo hacen con similares patrones de actividad diarias. Es importante mencionar que para el caso de *T. fuscater*, además de encontrar resultados similares en cuanto a los patrones de abundancia relativa que se obtienen del monitoreo de aves que se realiza todos los años por el equipo del área protegida, se logró registrar individuos juveniles, mostrando épocas de desarrollo y reproductivas para la especie, resultados que serán evaluados para retroalimentar el programa de monitoreo.

Lo mismo ocurre con las dos especies de pavas que se reportan en el santuario y que se

registraron en este muestreo, la Pava andina (*P. montagnii*) y la Pava maraquera (*C. goudotii*), que al parecer son simpátricas en el área protegida, especialmente en el rango altitudinal a

Conclusiones

El muestreo con cámaras trampa realizado entre los años 2020 y 2021 en el SFF Galeras, permitió registrar 23 especies entre mamíferos y aves, siendo este el segundo estudio realizado con la técnica del fototrampeo en el santuario. Se muestran datos de abundancia relativa y patrones de actividad de algunas especies registradas con la técnica del fototrampeo contribuyendo en el conocimiento de su ecología y biología de aquellas que son consideradas como críticas o difíciles de observar directamente en campo para el Santuario. Se registraron especies de importancia como *L. culpaeus* y *Leopardus tigrinus*, dado que están incluidas dentro de la categoría de amenaza Vulnerable (VU) a nivel nacional. Fue posible obtener datos preliminares de abundancia relativa y patrones de actividad de estas dos especies, lo que se convierten

Referencias

- Arias-Alzate, A., Botero-Cañola, S., Sánchez-Londoño, J. D. & Solari, S. (2012). *Caracterización del estado de los felinos (Carnivora: Felidae) y su interacción con el hombre en el oriente de Antioquia*. Corporación Autónoma Regional de los Ríos Negro y Nare, CORNARE.
- Cuervo, A., Hernández-Camacho, J. & Cadena, A. (1986). Lista actualizada de los mamíferos de Colombia, anotaciones sobre su distribución. *Caldasia*, 15(71-75), 471-501.
- Díaz-Pulido, A. & Payán Garrido, E. (2012). *Manual de Fototrampeo: una herramienta de investigación para la conservación de la biodiversidad en Colombia*. Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Panthera Colombia.
- Emmons, L. H. (1999). *Mamíferos de los bosques húmedos de América tropical: una guía de campo* (2ª ed). FAN Bolivia.
- Garzón, D., Chipatinsa, C., Andrade, A. & Matamoros, E. (2017). *Lycalopex culpaeus reissii*, el segundo cánido más grande de Sudamérica. *Bionatura* 2(3), 400-403. 10.21931/RB/2017.03.03.12.

la cual se realizaron los registros (2664 y 2751 m s.n.m), aunque *C. goudotii* presenta comportamientos más crepusculares que *P. montagnii* según lo encontrado en este muestreo.

en datos relevantes no solo para el SFF Galeras sino en un contexto regional y nacional. Se lograron registrar especies de aves con comportamiento de competencia interespecífica como es el caso *T. fuscater* y *T. serranus* en donde al parecer visitan la misma fuente de alimento.

Se recomienda continuar con este tipo de estudios que brindan un sinnúmero de información de la fauna críptica del área protegida y que puede servir para ampliar el conocimiento de su ecología y biología. Así mismo se recomienda ampliar las zonas de estudio y contar con un mayor número de cámaras trampa que permitan registrar un mayor número de especies que muy seguro posee el SFF Galeras, y de esta manera generar estrategias para su conservación no solo al interior del santuario sino en su área de influencia.

- Herskovitz, P. (1957). A synopsis of the wild dogs of Colombia. *Novedades Colombianas*, Museo de Historia Natural. *Novedades Colombianas*, 3, 157-162.
- Hilty, S. L. & Brown, W. L. (2009). *Guía de las Aves de Colombia*. Asociación Colombiana de Ornitología.
- Jiménez, C. F., Quintana, H., Pacheco, V., Melton, D., Torrealva, J. & Tello, G. (2010). Camera trap survey of medium and large mammals in a montane rainforest of northern Peru. *Revista peruana de biología*, 17(2), 191-196.
- Jorgenson, J. P., Rodríguez-Mahecha, J. V., Constantino, E. & Barrera de Jorgenson, A. (2006). Lobo colorado *Lycalopex culpaeus*. In: Rodríguez-Mahecha, J. V.; Alberico, M.; Trujillo, F. & Jorgenson, J. (eds). *Libro rojo de los mamíferos de Colombia* (pp. 237-241). Conservación Internacional Colombia, Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial.
- Ministerio del Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2014, 10 febrero 2014). Resolución 0192. *Por la cual se establece el listado de las especies silvestres amenazadas de la diversidad biológica colombiana que se encuentran en el territorio nacional, y se dictan*

otras determinaciones. <https://www.minambiente.gov.co/images/normativa/app/resoluciones/75-res%201912%20de%202017.pdf>

- Maffei, L., Cuellar, E. & Jones, A. J. (2002). Uso de trampas-Cámara para la evaluación de mamíferos en el Ecotono Chaco-Chiquitania. *Revista Boliviana de Ecología*, 11, 55-65.
- Maffei, L., Noss, A. & Fiorello, C. 2007. The Jaguarundi (*Puma yagouaroundi*) in the Kaa-lya del Gran Chaco National Park, Santa Cruz, Bolivia. *Mastozoología Neotropical*, 14(2), 263-266.
- Monroy-Vilchis, O., Rodríguez-Soto, C., Zarco-González, M. & Urios, V. (2009). Cougar and jaguar habitat use and activity patterns in Central Mexico. *Animal Biology*, 59, 145-157.
- Monroy-Vilchis, O., Zarco-González, M., Rodríguez-Soto, C., Soria-Díaz, L. & Urios, V. (2011). Fototrampeo de mamíferos en la Sierra Nanchititla, México. *Revista de Biología Tropical*, 59(1), 373-383.
- Monteverde, M. J., & L. Piudo. (2011). Activity patterns of the culpeo fox (*Lycalopex culpaeus magellanica*) in a non-hunting area of northwestern Patagonia, Argentina. *Mammal Study*, 36(3), 1-00.
- Nichols, J. D., Karanth, K. U. & O'Connell, A. F. (2011). Science, conservation, and camera traps. *Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses* (pp. 253-263). 45-56. 10.1007/978-4-431-99495-4_4.
- Noguera-Urbano, E., Ramírez-Chaves, H. & Torres-Martínez, M. (2016). Análisis geográfico y conservación del zorro andino *Lycalopex culpaeus* (Mammalia, Canidae) en Colombia Iheringia. *Série Zoologia*, 106. 10.1590/1678-4766e2016014.
- O'Brien, T. G., Kinnaird, M. F. & Wibisono, H.T. (2003). Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest

landscape. *Animal Conservation*, 6(2), 131-139. 10.1017/S1367943003003172.

- Rodríguez-Cabeza, B. V. 2017. *Lineamiento Institucional de Monitoreo. Parques Nacionales Naturales*. Subdirección de Gestión y Manejo de Áreas Protegidas. Grupo de Planeación y Manejo, Parques Nacionales Naturales de Colombia.
- Rodríguez-Mahecha, J. V., Hernández-Camacho, J.I., Defler, T.R., Alberico, M., Mast, R.B., Mittermeir, R.A. & Cadena, A. (1995). *Mamíferos colombianos: sus nombres comunes e indígenas*. Conservación Internacional Colombia.
- Ruiz-García, M., Pinedo-Castro, M., & Shostell, J. M. (2019). *Leopardus narinensis*: Morphological and Genetic (Nuclear and Mitogenomics) support for a new spotted cat from southern Colombian Andes. *Scientific Reports* 9.
- Sillero-Zubiri, C. (2009). The Canidae. En: Wilson, D. E. & Mittermeier, R. A. (eds.), *The Handbook of the Mammals of the World 1. Carnivora* (pp. 352-446). Lynx Edicions asociada con Conservation International & UICN.
- Solari, S.; Muñoz-Saba, Y.; Rodríguez-Mahecha, J. V.; Defler, T. R.; Ramírez-Chaves, H. E. & Trujillo, F. (2013). Riqueza, endemismo y conservación de los mamíferos de Colombia. *Mastozoología Neotropical*. 20(2), 301-365.
- Tirira, D. G. (2004). *Nombres de los Mamíferos del Ecuador*. Ediciones Murciélago Blanco y Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales.
- The Nature Conservancy & Amazon Conservation Team. (2019). Protocolo de monitoreo de Biodiversidad.
- Torre, I., Arrizabalaga, A. & Flaquer, C. (2003). Estudio de la distribución y abundancia de carnívoros en el Parque Natural del Montnegre el Corredor mediante trampeo fotográfico. *Galemys*. 15(1), 15-28

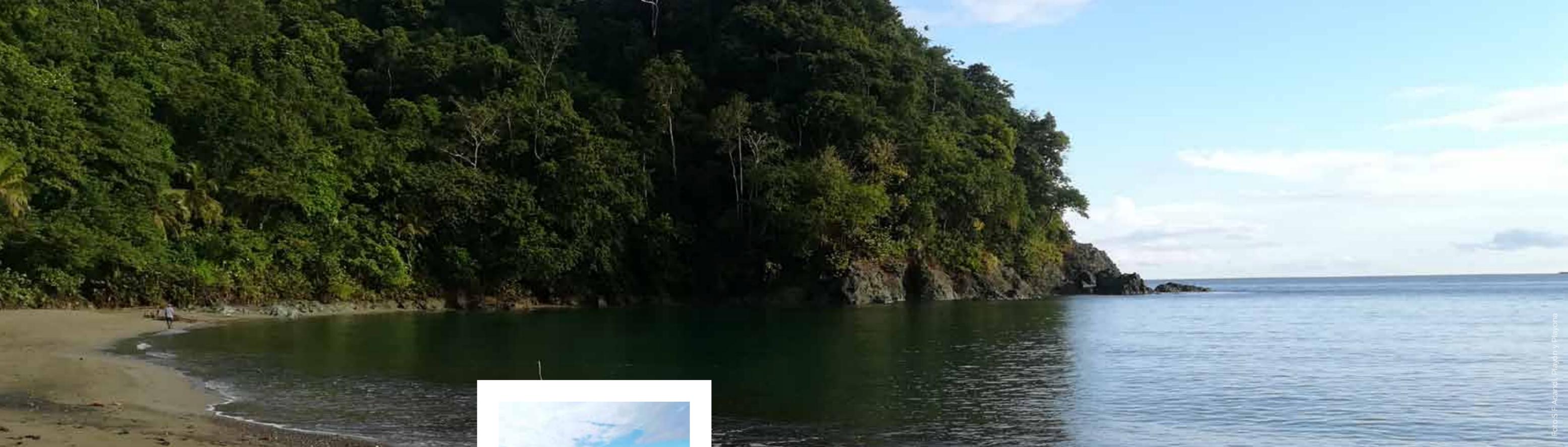


Foto: SF Acandí, Playón y Playona

Foto: S.F. Acandí, Playón y Playona

Caracterización del uso y aprovechamiento de recursos hidrobiológicos en el Santuario de Fauna Acandí, Playón y Playona y su zona de influencia (2016 – 2018)

Juan Manuel Polo Osorio

Biólogo. Profesional universitario. Santuario de Fauna Acandí, Playón y Playona. Parques Nacionales Naturales de Colombia. profesional.acandi@parquesnacionales.gov.co

Leison Darwin Palma García

Biólogo. Jefe de área protegida. Santuario de Fauna Acandí, Playón y Playona. Parques Nacionales Naturales de Colombia. leison.palma@parquesnacionales.gov.co

Jesús Antonio Julio Cuesta

Técnico agropecuario. Operario. Santuario de Fauna Acandí, Playón y Playona. Parques Nacionales Naturales de Colombia. jesusjulio59@hotmail.com

Sandra Milena Vecino Medrano

Experta local y operario. Santuario de Fauna Acandí, Playón y Playona. Parques Nacionales Naturales de Colombia. vecinosandra@gmail.com

Jaime Olivo Gutiérrez

Experto local y operario. Santuario de Fauna Acandí, Playón y Playona. Parques Nacionales Naturales de Colombia. jaime.olivogutierrez@gmail.com

Derly del Carmen Becerra

Licenciada en Etnoeducación. Profesional social. Santuario de Fauna Acandí, Playón y Playona. Parques Nacionales Naturales de Colombia. estrategiasespeciales.sfapp@gmail.com

Use and Exploitation Characterization of Hydrobiological Resources in the Acandí, Playón and Playona Fauna Sanctuary and its Influence Area (2016 - 2018)

Jasmín Paola Plaza Cueto

Ecóloga. Profesional de monitoreo e investigación. Santuario de Fauna Acandí, Playón y Playona. Parques Nacionales Naturales de Colombia. investigacion.sfapp@gmail.com

Elkin Torres Caraballo

Experto local y operario. Santuario de Fauna Acandí, Playón y Playona. Parques Nacionales Naturales de Colombia. elkintorresmar1977@gmail.com

Angélica María Denis Scarpeta

Técnica de Manejo Ambiental. Técnica de prevención vigilancia y control. Santuario de Fauna Acandí, Playón y Playona. Parques Nacionales Naturales de Colombia. pvc.sfapp@gmail.com

Yuris Helena Mosquera Quejada

Tecnóloga en Contabilidad y Finanzas. Técnica administrativa. Santuario de Fauna Acandí, Playón y Playona. Parques Nacionales Naturales de Colombia. buzón.acandi@parquesnacionales.gov.co

Ana María Granados Vecino

Tecnóloga en Administración Hotelera. Técnica de ecoturismo y educación ambiental. Santuario de Fauna Acandí, Playón y Playona. Parques Nacionales Naturales de Colombia. ecoturismo.sfapp@gmail.com

Héctor Manuel Martínez-Viloria

Ingeniero Pesquero. Coordinador del Proyecto desarrollo local sostenible Dirección Territorial Caribe. Dirección Territorial Caribe. Parques Nacionales Naturales de Colombia. hector.martinez@parquesnacionales.gov.co

Ivan Darío Martínez Dallos

Biólogo. Profesional especializado Grado 13. Dirección Territorial Caribe. Parques Nacionales Naturales de Colombia. ivan.martinez@parquesnacionales.gov.co

Efraín Ballesteros Garcés

Representante Legal. Consejo Comunitario Mayor de comunidades negras de la cuenca de Acandí Seco, El Cedro y Juancho – COCOMASECO. Acandí – Chocó. efrainballesterosg@gmail.com

RESUMEN

El equipo del Santuario de Fauna Acandí, Playón y Playona, inició en 2016 la implementación del Sistema de Información Pesquera del INVEMAR (SIPEIN ver. 4.0), con la caracterización socioeconómica pesquera en el municipio de Acandí, y, posteriormente en 2017, con el monitoreo de los recursos marinos presentes en el área protegida y su zona de influencia. El sistema tiene como objetivo proveer información de los pescadores artesanales de la región y a su vez un diagnóstico del desarrollo de estas actividades, y poder establecer una línea base, para la toma de decisiones y el establecimiento de medidas de manejo, que propendan por el uso apropiado de los recursos y su sostenibilidad en el tiempo por parte de los pescadores de los consejos comunitarios de Acandí. En total se encuestaron 185 pescadores, en donde 145 pescan dentro del Santuario, el 39,45 % se encuentran asentados en la cabecera municipal y

74,37 % pertenecen a comunidades negras. Se registró un total un 17.218 kg de pescado entre octubre de 2017 a octubre 2020, que corresponden a 60 especies de peces. Las más representativas fueron la sierra pancha (*Scomberomorus brasiliensis*) con 4.295 kg, seguido del robalo blanco (*Centropomus undecimalis*) con 3.580 kg, cojinúa blanca (*Caranx ruber*) con 2.450 kg y el jurel aleta amarilla (*Caranx hippos*) con 1.608 kg, representando el 69 % de la captura total. Al analizar las diferentes tallas de peces, se observa que existe una mayor proporción de individuos capturados por debajo de la talla media de madurez sexual (L50 %). Se recomienda establecer acuerdos de uso y aprovechamiento de los recursos hidrobiológicos con los pescadores y participar de los escenarios de ordenamiento con la Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca

Palabras clave: Consejo Comunitario, Objetos de Conservación, Recursos hidrobiológicos; Santuario de Fauna Acandí, Playón y Playona; Talla media de madurez sexual.

ABSTRACT

The team of the Acandí, Playón and Playona Fauna Sanctuary, began in 2016 the implementation of the INVEMAR Fisheries Information System (SIPEIN ver. 4.0), with the socio-economic fishing characterization in the municipality of Acandí, and, later in 2017, the monitoring the marine resources present in the protected area and its influence zone. This system aims to provide information on artisanal fishermen in the region and to give a clear diagnosis about develop of these activities, thus establishing a baseline that allows decision-making and the setup of management measures, that promote the appropriate use of resources and their sustainability over time by the fishermen of the Acandí community councils. A total of 185 fishermen were surveyed, where 145 fish in the Sanctuary, 39.45 % are settled in the municipal seat and 74.37 % belong to black communities. A total of 17.218 kg of fish was registered between October 2017 to October 2020, which are represented in 60 species. The most representative were the sierra pancha (*Scomberomorus brasiliensis*) with 4.295 kg, followed by the white snook (*Centropomus undecimalis*) with 3.580 kg, white cushion (*Caranx ruber*) with 2.450 kg and horse mackerel yellowfin (*Caranx hippos*) with 1.608 kg, representing 69 % of the total catch. By analyzing the different fish sizes, it is observed that, there is a greater proportion of individuals caught below the average size of sexual maturity (L50 %). It is recommended to establish agreements for the use and exploitation of hydrobiological resources with fishermen and to participate in planning scenarios with the National Aquaculture and Fisheries Authority.

Keywords: Acandí, Playón and Playona Fauna Sanctuary; Average Height at Sexual Maturity Community Council; Conservation Objects; Hydrobiological Resources.

Introducción

Las áreas marinas protegidas (AMP) en Colombia, en su mayoría, además de la conservación de la biodiversidad, tienen dentro de sus objetivos la preservación de los recursos hidrobiológicos (RHB), los cuales constituyen uno de los pilares de la sostenibilidad financiera de las comunidades locales asociadas a las AMP, (Martínez-Viloria et al., 2014). En el municipio Acandí, se ha identificado que la presión por pesca no regulada es una de las mayores amenazas a las que se exponen los Valores Objeto de Conservación del Santuario de Fauna Acandí, Playón y Playona (SFAPP). Si bien la pesca es un actividad no permitida en la categoría de Santuario, la política de participación social y el enfoque de trabajo diferencial con las comunidades étnicas ha permitido que Parques Nacionales Naturales de Colombia (PNNC) haya suscrito acuerdos de uso en el marco de la declaratoria del área protegida; en el caso de los recursos hidrobiológicos de esta localidad, se manifiesta que las

únicas personas que pueden hacer uso y tienen acceso abierto son las comunidades negras pertenecientes son los Consejos Comunitarios de Acandí: COCOMSECO, COCOMANORTE y COCOMASUR.

Teniendo en cuenta lo anterior, en el SFAPP, a partir de octubre del 2016, se inició el proceso de implementación de un sistema de monitoreo de recursos acuáticos siguiendo la metodología propuesta por el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras INVEMAR, utilizando la herramienta Sistema de Información Pesquera del Instituto denominado SIPEIN ver. 4.0 (Narváez et al., 2005), con el objetivo de tener un diagnóstico robusto de la actividad y poder establecer una línea base que permita la toma de decisiones y el establecimiento de medidas de manejo que propendan por el uso sostenible de los recursos y del cumplimiento al proceso de monitoreo de los recursos hidrobiológicos.

Métodos

Área de estudio

El área se encuentra en jurisdicción del municipio de Acandí, en el departamento del Chocó. Estada está localizada en el Golfo del Darién, al sur del municipio de Acandí, limita al norte con el casco urbano de Acandí, en la desembocadura del río Tolo, al oriente con la costa del municipio de Necoclí, al sur con la Punta de Goleta y al occidente con la comunidad de Playona (Parques Nacionales Naturales, 2018). Cuenta con una extensión de 26.232,71 ha, que comprenden unas 75 hectáreas de litoral de los sectores de

La Playona y El Playón, así como el espacio marino adyacente sobre el Mar Caribe (Figura 1). El contexto regional del SFAPP se enmarca en el Chocó Biogeográfico, en el Caribe Colombiano. Su posición estratégica en estas dos regiones hace del Santuario una zona de gran diversidad ambiental y cultural, por lo cual incrementa la protección del ecosistema Orobioma del Baudó y Darién y aporta tres ecosistemas al Sistema Nacional de Áreas Protegidas Caribe Arboletes Marino, Pacífico Atrato Marino y Caribe Capurganá Marino (MADS, 2013).

Figura 1

Ubicación geográfica del SFAPP adscrita a la Dirección Territorial Caribe



Implementación del Sistema de Información Pesquera del INVEMAR - SIPEIN

Censo Pesquero

Desde el año 2016, el equipo técnico del SFAPP registra información en el de Sistema de información Pesquera del INVEMAR -SIPEIN (Narváez et al., 2005). En el marco de este proceso se realizó una encuesta a los pescadores artesanales del municipio de Acandí, con el objetivo de determinar las características de presión ejercida sobre el Santuario y su zona de influencia. Los datos sociales indagados fueron concernientes a información personal del pescador (nombre, edad, estado civil, nivel de educación, asentamiento, seguridad social, información familiar, tipos de actividades con que alternan la pesca). En cuanto a las características pesqueras, la encuesta estuvo orientada a describir y cuantificar los artes y métodos usados en el aprovechamiento de los recursos y los sitios de desembarco.

Registro de datos de Uso y Aprovechamiento

Entre octubre 2017 y octubre 2018 se realizó el seguimiento a la presión por pesca no regulada en el Santuario; siguiendo el registro de datos pesqueros de acuerdo a las recomendaciones del sistema SIPEIN (Narváez et al., 2005), lo cual permitió realizar el levantamiento de la línea base de los recursos hidrobiológicos capturados en el área protegida. Se analizaron datos de captura y esfuerzo, frecuencia de tallas (Martínez-Viloria, 2009; Martínez-Viloria et al., 2013), datos de los precios promedio mensuales, control de actividad diaria y datos de días efectivos de pesca por unidad económica de pesca en el aplicativo. El registro de datos se realizó de lunes a viernes, se identificaron dos sitios de desembarco, la playa ICA y la playa Villanueva, en los cuales se realizó el levantamiento de de datos de esfuerzo y captura. La toma de los datos se realizó desde las 6:00 a 9:30 en Playa ICA y para Villanueva de 10:00 a 13:00.

Resultados y discusión

Se evidenció que los pescadores de Playa ICA utilizan diferentes artes o métodos de pesca como lo son la red de enmalle a la fija, atarraya, buceo a pulmón y línea de mano, siendo la red de enmalle la más empleada por los pescadores; mientras que los de Villanueva solo utilizan el arte de línea de mano.

Caracterización socioeconómica pesquera

En total se encuestaron 185 pescadores artesanales, distribuidos en ocho asentamientos (Cabecera municipal, Capurganá, Sapzurro, Playona, Caleta, San Francisco, Triganá y Chugandí), de los cuales 12 son mujeres

pescadoras (Tabla 1). El mayor número de ellos se localizó en la cabecera municipal con 39,45 % y el menor en Sapzurro con 2,16 %; 145 realizan pesca dentro del Santuario y zona de influencia, exceptuando 40 pescadores de Capurganá que solo realizan pesca por fuera del Santuario. En total, 648 personas dependen directamente de los pescadores, de los cuales el 77,16 % son menores de edad. El 41,62 % de los pescadores alternan su trabajo de uso y aprovechamiento pesquero con actividades como la agricultura, ganadería y comercio. Respecto al estado civil, se obtuvo que 80 % viven en unión libre y el 20 % son solteros, el 83 % manifestó saber leer y escribir, el 93 % cuenta con salud subsidiada y un 90% se auto-reconocen como a comunidades negras (Palma-García et al., 2016).

Tabla 1

Número de pescadores que hacen uso y aprovechamiento de recursos hidrobiológicos en el SFAPP

Actividad	SFAPP		
Número de pescadores por sexo (N=185)	Femenino	4	
	Masculino	181	
Nivel de educación (N=185)	Saben leer y escribir	83%	
	No saber	17%	
Estado civil (N=185)	Unión libre	80%	
	Soltero	20%	
	Casado	0	
	Divorciado	0	
Personas que dependen del pescador	Viudo	0	
	Adultos	148	
	Menores de edad	500	
Servicio de salud	Contributivo	0	
	Subsidiados	180	
	Sin salud	5	
Tenencia de vivienda	Propia	150	
	Prestada	10	
	Arrendada	20	
Alternan la pesca con otra actividad	SI	Agricultura	77
		Ganadería	14
		Comercio	
	NO	50	
Se dedican solo a la pesca		50	

Nota. Equipo SFAPP 2016.

En el Caribe colombiano, aproximadamente 15.000 personas se dedican a la pesca en el mar (Rueda et al., 2010), y más de 1.600 asociadas a las áreas marinas de PNNC ubicadas en esta región de Colombia, lo cual dispone esta actividad como una de las principales presiones sobre las áreas protegidas. Sin embargo, es importante mencionar que para el SFAPP se suscribieron acuerdos en la consulta previa para su declaratoria, en el cual se establece que una vez se declare el área protegida, los consejos comunitarios son los únicos que pueden hacer pesca ancestral al interior de la misma (MADS, 2013). Lo anterior supone que, aunque se permita la pesca se debe implementar un ordenamiento pesquero en el área protegida y su zona de influencia, con el objetivo de mitigar las presiones sobre los recursos marinos presentes en la región.

Si se analiza económicamente, la actividad pesquera es considerada de gran valor social y cultural para los pobladores de las zonas costeras, principalmente los que practican la pesca artesanal, al ser una opción de alimento, empleo e ingresos, aun cuando para el país la pesca no aporte valores significativos al Producto Interno Bruto (>1%) (Beltrán & Villaneda, 2000; Rueda et al., 2011; Grijalba-Bendeck et al., 2012). Actualmente, la actividad pesquera artesanal en nuestro país es de gran importancia socioeconómica, especialmente por su papel en la soberanía alimentaria de las comunidades; sin embargo, la pesca artesanal también es dinámica y compleja y como tal, necesita una mirada del Estado con el fin de lograr avances y mejorías en las condiciones de estas poblaciones (Moreno, 2018).

Por otra parte, mediante los resultados se determinó que una unidad económica de pesca (UEP) se encuentra conformada por la embarcación, el método de pesca y de uno a tres pescadores por UEP; emplea diferentes tipos y tamaños de embarcaciones (botes, lanchas, cayucos y canoa); el 90% son fabricadas en fibra de vidrio, mientras que los cayucos, canoas y botes son construidos en madera. El 89% de los pescadores son propietarios de las artes de pesca. La propulsión de las lanchas, incluyendo algunos cayucos, botes y canoas, se realiza con motor fuera de borda, cuya potencia oscilan entre 4 y 40 hp y también se usa canaleta o chaguala. A su vez se identificaron los artes implementados

en la actividad pesquera los cuales son: Red de enmalle o trasmallo (con diferentes ojos de malla); línea de mano (fija o por correteo); atarraya y buceo a pulmón libre o apnea (Palma-García et al., 2016).

Análisis de Uso y Aprovechamiento en el SFAPP y zona de influencia

Al analizar los datos colectados entre octubre 2017 y octubre 2018, se registró un total un 17.218 kg, los cuales se representan en 49 especies, de las 62 especies de peces capturados identificados durante el censo pesquero en el 2016 dentro del área protegida y su zona de influencia (Figura 2). El mes con mayor captura fue julio con un total de 2.757, 25 kg, lo que es importante resaltar ya que los pescadores manifiestan que durante los meses de junio y julio los volúmenes de captura en el municipio siempre eran muy bajos y expresan que puede deberse a la variación del clima durante estos últimos años. También se observa que, durante los primeros meses del año la actividad pesquera es muy baja, debido a que los meses de enero, febrero y la mitad de marzo las condiciones meteomarinan son muy desfavorables para la pesca. A medida que transcurre el año, los volúmenes van aumentando (abril - mayo), luego disminuye en junio y empieza a aumentar desde los meses de agosto, aunque para este fue desde julio. Los meses de octubre, noviembre y diciembre del 2017, obtuvieron altos volúmenes de captura entre 1.800 a 2.200 kg aproximadamente durante el periodo muestreado.

En la Figura 2, se muestran las principales especies capturadas, donde las más representativas fueron la sierra pancha (*Scomberomorus brasiliensis*), con un volumen total de 4.295 kg, seguido del robalo blanco (*Centropomus undecimalis*), con un volumen de 3.580 kg, la cojinúa blanca (*Caranx ruber*), con un volumen total de 2450 kg y el jurel aleta amarilla (*Caranx hippos*) con un volumen total de 1.608 kg. Estas cuatro especies de peces representan el 69 % de las capturas totales dentro del Santuario y su zona de influencia. Cabe reconocer que las especies juancho (*Sphyrna guachancho*) y el barbudo cabeza de piedra (*Ariopsis sp.*) fueron también capturadas con altas tasas durante este periodo, con un volumen total de 666,9 y 421,9 kg respectivamente, en donde es de resaltar que el

juancho es una especie capturada en su totalidad con línea de mano.

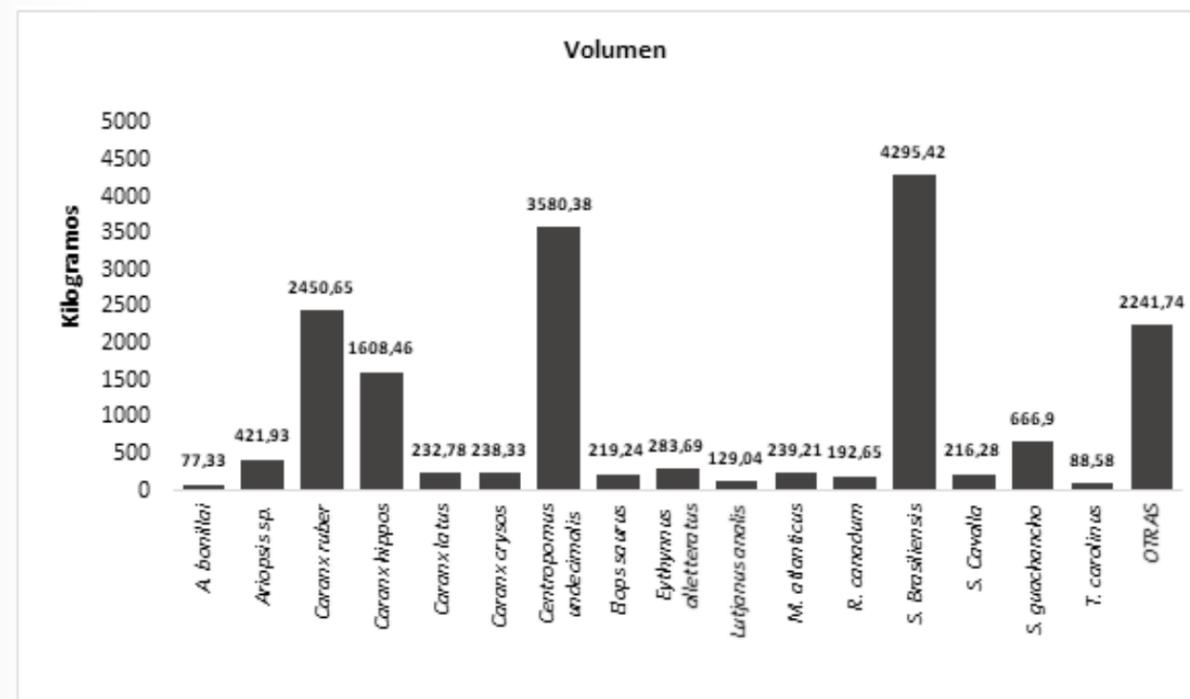
A través del diagnóstico, se identificaron tres especies de peces las que presentan la mayor presión por pesca en el Santuario durante el periodo muestreado, con las tasas más altas de captura

(Figura 3), correspondientes a las especies sierra pancha (*S. brasiliensis*); la cojinúa blanca (*C. ruber*) y el robalo blanco (*C. undecimalis*).

El arte de pesca que mayor impacto generó sobre la biodiversidad fue la red de enmalle, capturando 49 especies y 12.711 kg (Figura 4).

Figura 2

Comportamiento de la captura total anual de las principales especies en el SFAPP y su zona de influencia



Nota. Equipo SFAPP 2018.

Las principales especies capturadas por este arte corresponden al robalo blanco, la cojinúa blanca y la sierra pancha, aportando el 64,14 % de su captura. El siguiente arte de pesca con mayor impacto fue la línea de mano, con 30 especies, pero concentrando su esfuerzo pesquero a las especies de juancho, bonito y las especies de sierra (macarela, pancha y carito). Es importante resaltar, que en el SFAPP se presenta variedad de especies de peces, pero con un bajo número de individuos. Según Carrasco (2010), el Caribe colombiano cuenta con poca productividad, pero con importantes corales y biodiversidad.

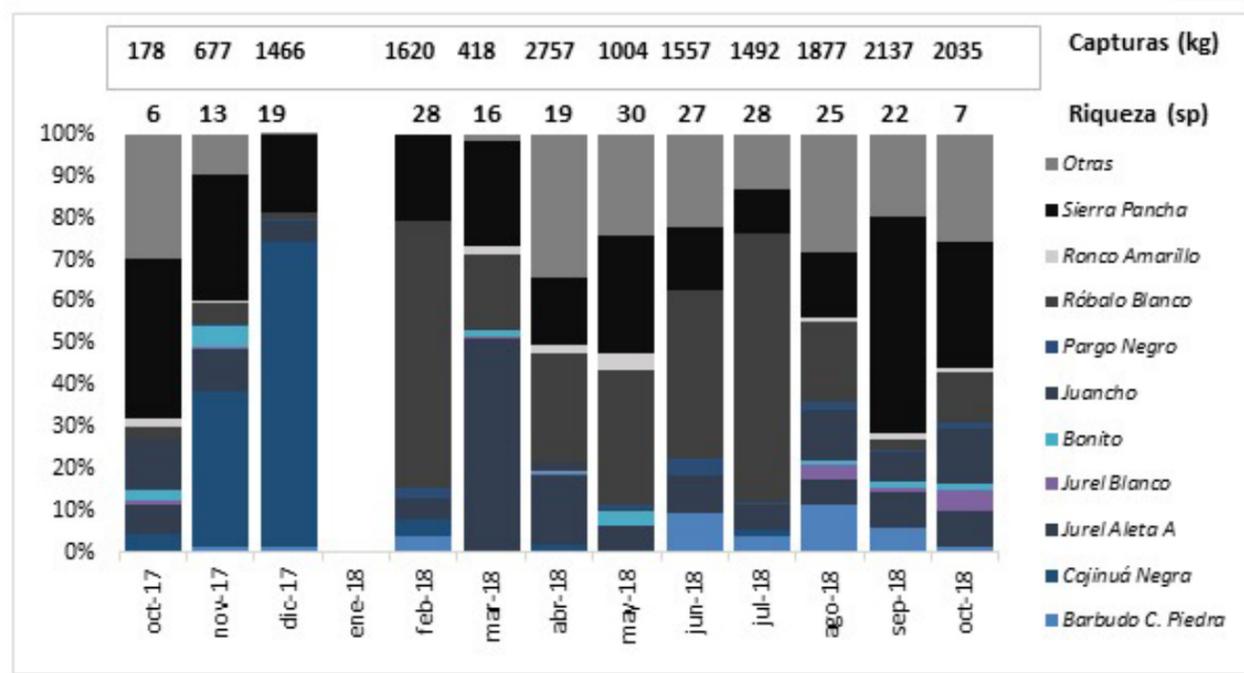
Respecto a las familias de peces, se identificaron 25 que soportan la presión por pesca en el Santuario, entre las cuales se incluyen la

familia Carangidae, Lutjanidae, Scombridae, Haemulidae, Centropomidae, Gadidae, Sphyrnidae, Ariidae, Elopidae. En la Figura 5, se presentan las proporciones de las familias a las que pertenecen las diez especies con mayores volúmenes de captura. Es importante mencionar que en las familias de peces presionadas por pesca en el Santuario y su zona de influencia corresponden a las mismas familias de interés comercial en la región Caribe (García, 2010; Barreto & Borda, 2009).

Al analizar la relación entre el índice de abundancia relativa (kg/faenas) y el esfuerzo (faenas) en el SFAPP y su zona de influencia, se identificó que existe una influencia directa del esfuerzo sobre la disponibilidad del recurso, es decir, se puede inferir que a medida que se incrementa

Figura 3

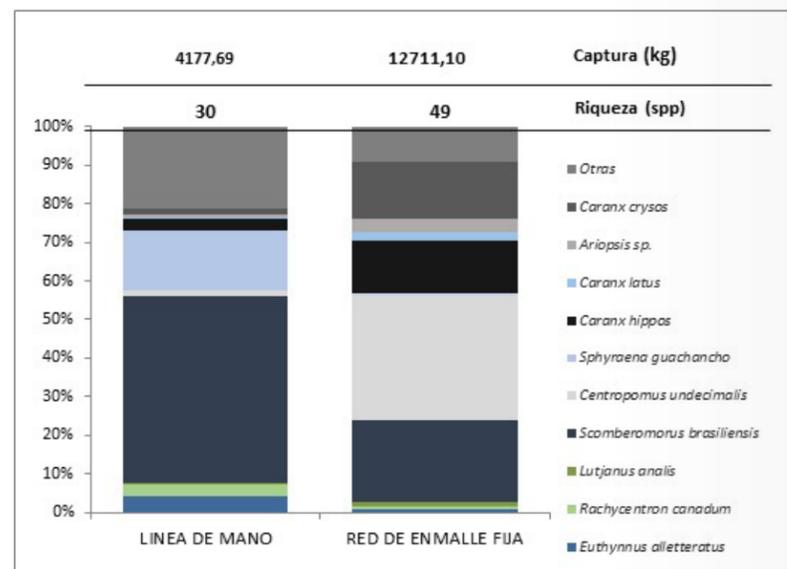
Comportamiento mensual de las principales especies capturadas en el SFAPP y su zona de influencia



Nota. Equipo SFAPP 2018.

Figura 4

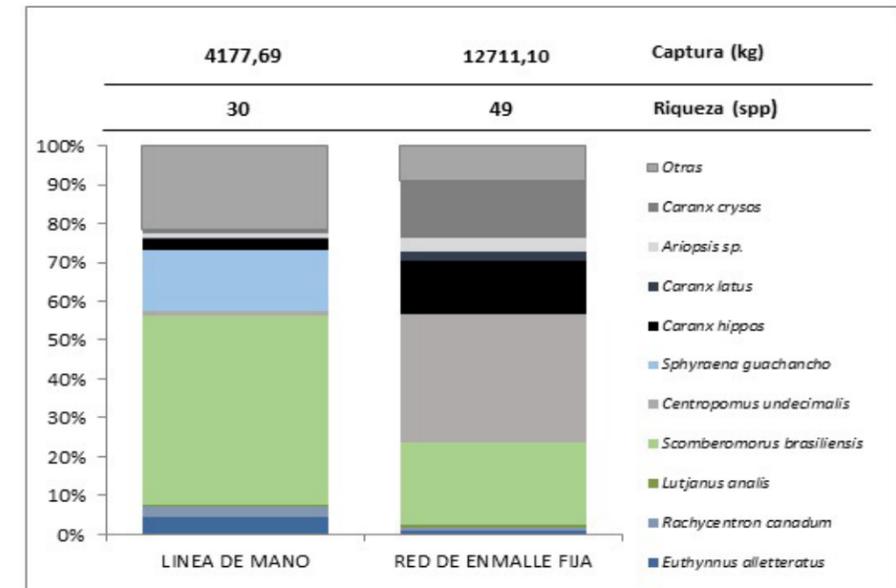
Composición de la captura de especies por arte de pesca en el SFAPP, durante el periodo octubre 2017 a octubre 2018



Nota. Fuente Equipo SF APP 2018.

Figura 5

Familias de peces a las que pertenecen las diez principales especies, acorde con los volúmenes de captura registrados octubre 2017 a octubre 2018, que soportan la mayor presión por pesca en el SFAPP y su zona de influencia



Nota. Fuente Equipo SFAPP 2018.

el esfuerzo, disminuye la disponibilidad del recurso (Figura 6).

Con relación al esfuerzo pesquero empleado a través de las artes y/o métodos de pesca (línea de mano y red de enmalle) en el punto de desembarco Playa ICA, se observó una tendencia generalizada a aumentar, aspecto que se refleja en una aparente menor disponibilidad de recurso, evidenciado en la abundancia relativa. En la Figura 6, se puede observar un aumento en el esfuerzo durante el mes de julio, lo que corrobora que este mes se obtuvo la mayor captura durante el periodo analizado.

Análisis del comportamiento de la pesca a partir de registro de tallas

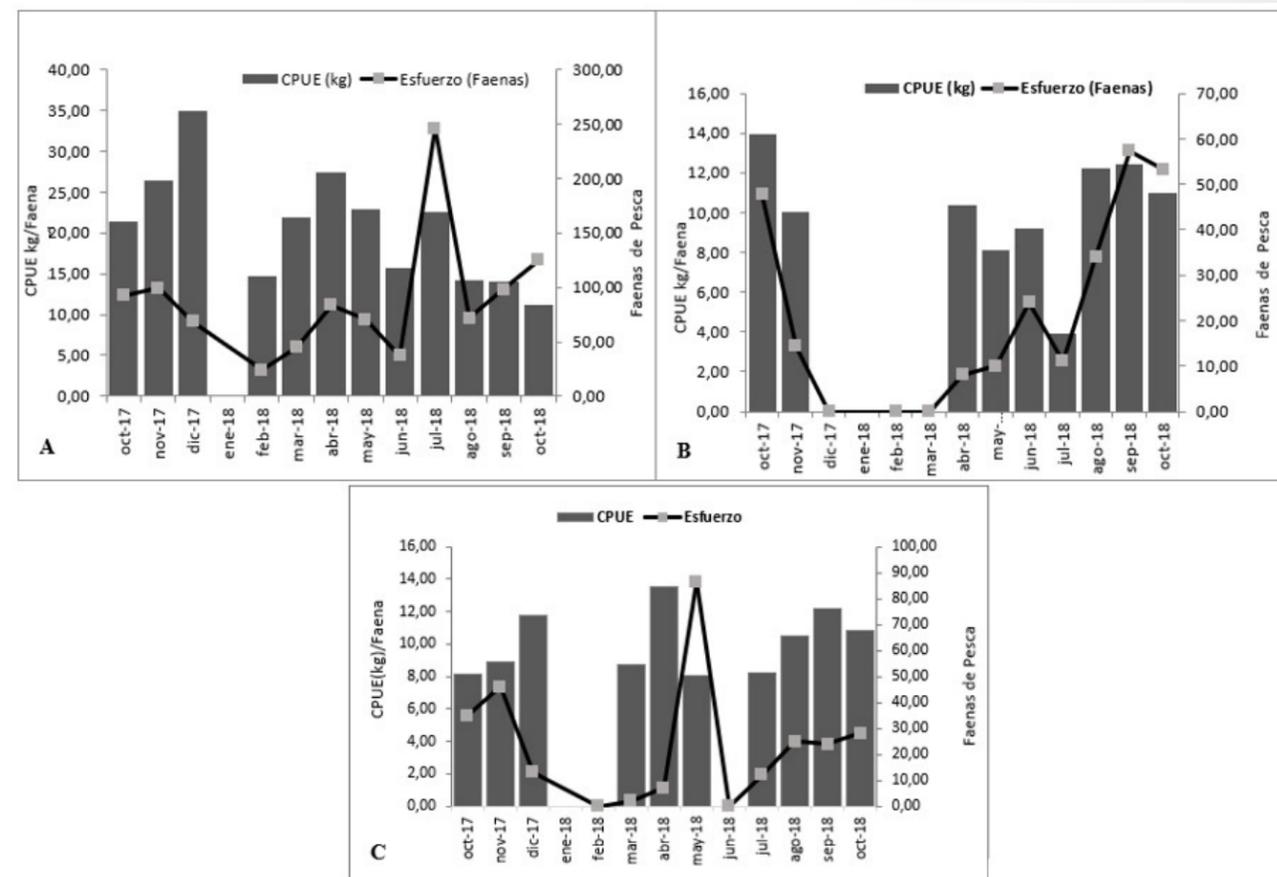
Al analizar las diferentes longitudes de captura en las especies seleccionadas, de manera general existe una mayor proporción de individuos capturados por debajo de la talla mínima de captura (TMC) y la talla media de madurez sexual (TMM- L50 %) en los ejemplares registrados. Para el caso de las especies del ronco amarillo (*Conodon nobilis*), bonito (*Euthynnus*

alletteratus) y el jurel ojón o blanco (*Caranx latus*) no fue posible contrastar las longitudes de captura con el valor de la talla de madurez sexual, en virtud de que no se ha determinado el dato para estas especies. Sin embargo, se pudo determinar que la mayoría de los individuos de estas especies fueron capturados con tallas entre los 20 a 25 cm para el jurel blanco, y entre 30 y los 35 cm para el ronco amarillo.

La mayoría de las principales especies capturadas en el SFAPP y zona de influencia se encontraron por debajo de la talla mínima de captura recomendada por la AUNAP (2013). Para el pargo chino (*L. synagris*), el 94 % de los individuos capturados estuvieron por debajo de la TMC (31 cm). Para las especies pertenecientes a la Familia Scombridae, jurel aleta amarilla (*C. hippos*), la cojinúa blanca (*C. ruber*) y la sierra pancha (*S. brasiliensis*), se observó que los individuos analizados estuvieron entre 97 % y el 99 % por debajo de la TMC (Figura 7). Es preocupante esta situación, debido a que estas especies estén siendo extraídas por debajo de sus TMC y TMM, y son las más presionadas en cuanto a volúmenes de captura. Los individuos

Figura 6

Efecto sobre la abundancia relativa de A). la red de enmalle; B). línea de mano en playa Ica y C). línea de mano en Villanueva versus el esfuerzo pesquero en el SFAPP y su zona de influencia



Nota. Equipo SFAPP 2018.

capturados en este periodo estuvieron por debajo de la TMC sugerido por la AUNAP, para el barbudo cabeza de piedra (*Ariopsis sp.*) con un 81 %; el sábalo (*Megalops atlanticus*) el 76,5 %; para el pargo negro (*Lutjanus analis*) el 89,4 % y el macabí (*Elops saurus*) con un 56 %.

Es de resaltar que los resultados aquí expuestos cobran mayor relevancia, si se tiene en cuenta que tres especies sierra pancha, robalo blanco y cojinúa blanca representaron el 63,84 % de la captura total estimada entre octubre 2017 y octubre 2018. Por lo contrario, para la especie robalo blanco (*Centropomus undecimalis*), los individuos capturados estuvieron por encima de la TMM con un 85,4 %. Es importante resaltar que esta especie está

siendo fuertemente presionada en la región y es de gran importancia comercial, lo que conduce a extraer individuos adultos de importancia reproductiva, denominados megadesovadores, los cuales mostraron la mayor frecuencia de captura entre tallas de 70 y 80 cm (Figura 7b). Según la FAO (2000), el conocimiento de las tasas de captura y la composición por especie de la biomasa extraída por estas pesquerías, y a su vez, los resultados arrojados por este tipo de monitoreo y los indicadores biológico-pesqueros basados en las tallas de captura y las relaciones morfo-métricas, brindan información que constituye datos de entrada para modelos que exploran cambios en la población causados por diferentes niveles de explotación.

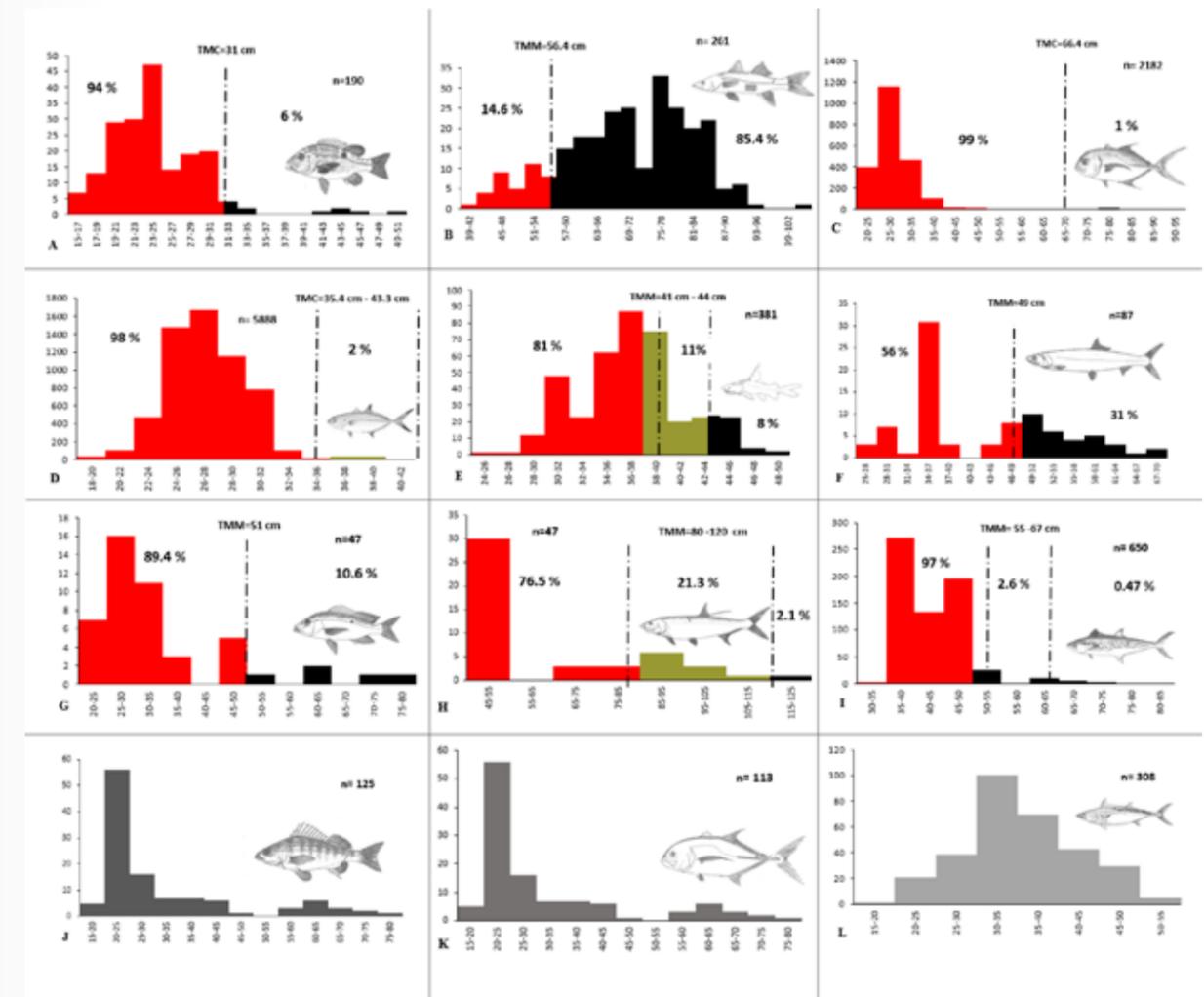
Talla media de captura y su contraste con la talla media de madurez sexual L50 %

Para evaluar la TMC y la TMM, se seleccionaron un total de 10 especies capturadas con red de enmalle o trasmallo y cinco con línea de mano de acuerdo con la disponibilidad de información sobre la talla media de madurez sexual (L50 %) y talla mínima de captura sugerida por la (AUNAP, 2013). De manera general, se observa que todas las especies analizadas han sido aprovechadas en su mayoría por debajo de la

L50%, con excepción de la especie robalo blanco (*C. undecimalis*) (Figuras 8 y 9); por lo cual se presenta un uso dirigido hacia la fracción juvenil de las especies. Según Paramo et al. (2009) esto podría comprometer la renovación natural de la fracción de la población de las especies que utilizan los hábitats representados en las áreas protegidas. Es importante tener en cuenta que, en el área protegida confluyen varios ríos locales: El Acandí, Tolo, Arquíty y los ríos Negro y Chugandí, los cuales desembocan en la zona de influencia del Santuario, generando que este punto sea una zona de alta productividad y alto contenido

Figura 7

Histogramas de frecuencia de tallas para las diez principales especies versus la talla media de madurez sexual capturadas en el SFAPP y su zona de influencia



Nota. A). *L. synagrys*, B). *C. undecimalis*, C). *C. hippos*, D). *C. ruber*, E). *Ariopsis sp.*, F). *E. saurus*, G). *L. analis*, H). *M. atlanticus*, I). *S. brasiliensis*, J). *C. nobilis*, K). *C. latus*, L). *E. alletteratus*. Equipo SFAPP 2018.

de nutrientes para las especies de peces, promoviendo condiciones aptas para el desove y la alimentación, y actuando como guardería para las especies, dado a que muchas de las especies como la sierra pancha y los jureles son migratorias y estas zonas. Lo anterior puede ser la razón por la cual las especies capturadas en la región se encuentran por debajo de su talla mínima de madurez sexual.

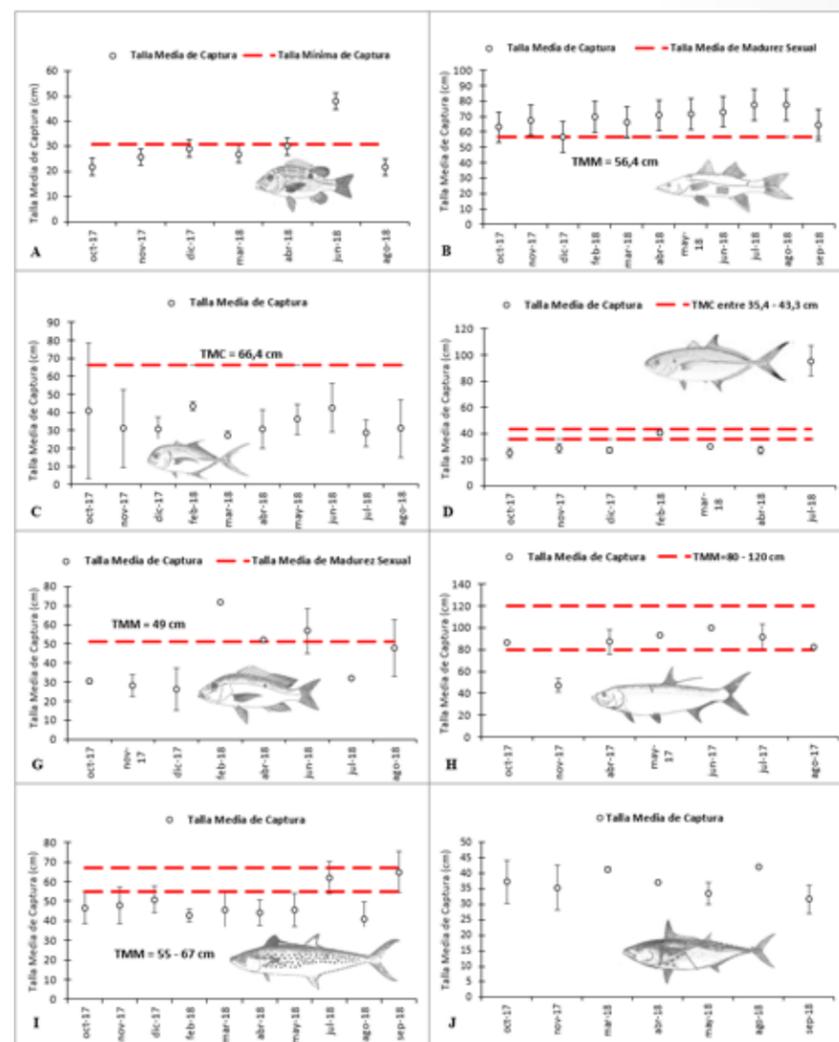
Con relación a las TMC anual de las especies *L. synagris*, *C. ruber* y *C. hippos* que son

aprovechadas en el SFAPP, se observa que este se presenta principalmente sobre ejemplares de tamaño pequeño, lo cual evidencia un uso que no favorece la condición natural no permitir su reproducción (Figura 8).

A partir de estos resultados, es perentorio definir planes de trabajo, alternativas productivas sostenibles, acuerdos de uso y aprovechamiento o conservación conjuntamente con la Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca-AUNAP, la Corporación Autónoma Regional CODECHOCO,

Figura 8

Talla Media de Captura anual (TMC) de 10 especies capturadas con red de enmalle o trasmallo y su contraste con la Talla Media de Madurez Sexual- L50 %, presentes en el SFAPP



Nota. A.) *Lutjanus synagris*; B.) *Centropomus undecimalis*; C.) *Caranx hippos*; D.) *Caranx ruber*; E.) *Ariopsis sp.*; F.) *Elops saurus*; G.) *Lutjanus analis*; H.) *Megalops atlanticus*; I.) *Scomberomorus brasiliensis*. Fuente: SFAPP 2018.

el Ministerio de Medio ambiente, la Alcaldía Municipal, los pescadores artesanales y Consejos Comunitarios de Acandí, con el objetivo de realizar acciones de manejo conjuntamente con miras a disminuir la presión sobre los recursos hidrobiológicos y pesquero en el SFAPP y su zona de influencia; así mismo, al ordenamiento pesquero en el municipio.

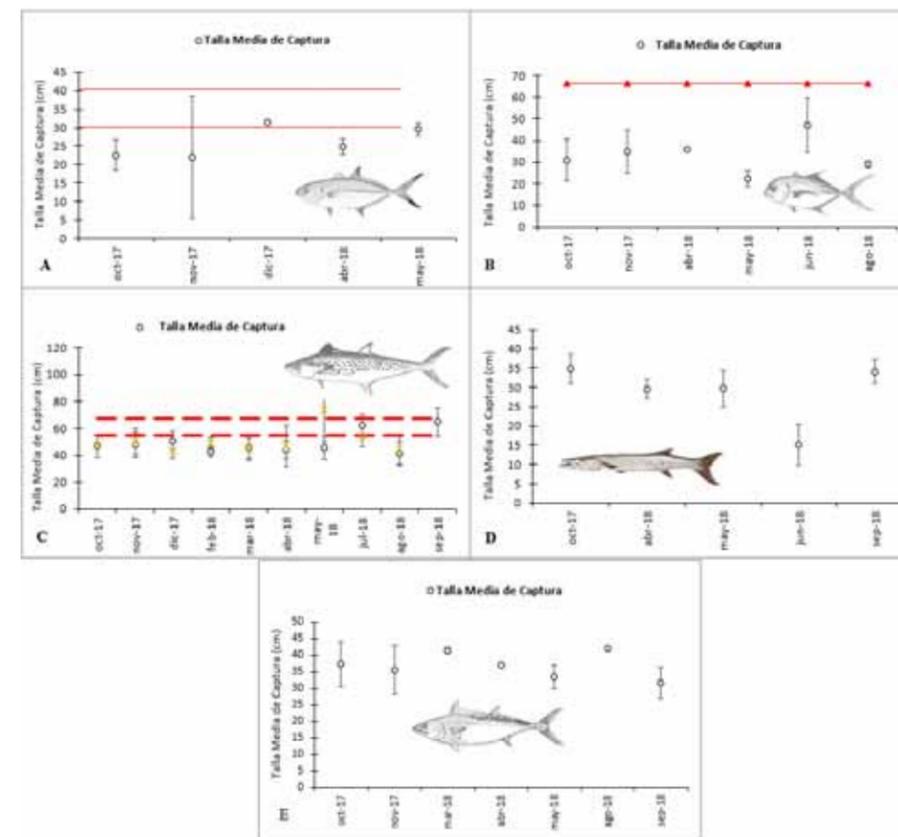
Dado que la pesca artesanal está permitida dentro del SFAPP, con la intención de no afectar las condiciones socioeconómicas de las comunidades que ancestralmente han venido realizando estas prácticas extractivas en esta área marina que actualmente es protegida, es importante profundizar en el conocimiento de los aspectos reproductivos de las especies más capturadas (presionadas), con el fin de contar con una estimación más aproximada de la

presión pesquera ejercida por los pescadores, y así definir criterios para proponer e implementar medidas de manejo como tallas mínimas de captura, épocas de veda y zonas de protección entre otras.

Igualmente, es pertinente continuar con la implementación del Sistema de Información Pesquera del INVEMAR -SIPEIN, como una herramienta para el diseño del protocolo de monitoreo de los recursos pesqueros presentes en el Santuario y su zona de influencia, con el objetivo, de establecer indicadores de estado y presión (abundancia relativa, tasa de explotación, talla media de madurez sexual entre otros), que permitan realizar un seguimiento de actividad pesquera y permita tomar decisiones conjuntas entre las autoridades ambientales y étnico-territoriales.

Figura 9

Talla Media de Captura mensual (TMC) de cinco especies capturadas con línea de mano y su contraste con la Talla Media de Madurez Sexual - L50 %, presentes en el SFAPP



Nota. A.) *Caranx ruber*; B.) *Caranx hippos*; C.) *Scomberomorus brasiliensis*; D.) *Sphyraena guachancho*; E.) *Euthynnus alletteratus*.

Conclusiones

A partir de estos resultados, se evidencia que la pesca artesanal es una de las principales actividades económicas de las comunidades negras en el municipio de Acandí, debido a la importancia social, económica, cultural y ecológica representando la soberanía alimentaria de sus pobladores. Esta situación prioriza que la actividad pesquera deba contar con sistemas y aplicaciones como el SIPEIN, para realizar monitoreos, sistematizar y analizar la información; con el objetivo de dirigir la actividad hacia un enfoque de desarrollo sostenible, implementar proyectos de uso y aprovechamiento de los recursos hidrobiológicos y a su vez, mecanismos efectivos de gobernanza entre las autoridades ambientales y las étnico-territoriales.

Las especies robalo blanco, cojinúa blanca y sierra pancha, son las principales especies extraídas por los pescadores de la cabecera municipal de Acandí, representando casi el 65 % de la captura total estimada desembarcada; sin embargo, es importante resaltar, que el 90 % de los individuos de sierra pancha y cojinúa blanca se encuentran por debajo de su TMM, lo cual es preocupante ya que son las especies más fuertemente presionadas. Se deben tomar acciones de manejo para que las capturas por parte de los pescadores sean por encima de su TMM y se reduzca la presión.

Exceptuando la especie de robalo blanco, a través de este diagnóstico de la actividad pesquera de la cabecera municipal de Acandí, todas las especies capturadas se encontraron en su mayoría por debajo de la TMC y TMM, debido a que las faenas de pesca son realizadas en la zona marino costera, la cual es una zona de alta

productiva y rica en nutrientes por la influencia de los ríos Tolo, Arquití y Acandí, funcionando como una guardería para las especies de peces.

El uso de redes de enmalle o trasmallos genera la captura de especies de peces por debajo de la talla mínima de madurez sexual, lo cual va en detrimento del recurso dado que se afecta el relevo generacional de las especies aprovechadas; al perderse en el fondo marino ocasionan la llamada “pesca fantasma”, lo cual ocasiona la captura incidental de muchas especies, incluyendo las tortugas que son afectadas por dicha situación en la temporada de anidación; también son utilizados cerca a la orilla en la temporada de anidación de las tortugas marinas caná (*Dermochelys coriacea*) y carey (*Eretmochelys imbricata*) ocasionando su captura incidental, afectando su ciclo reproductivo y por ende la conservación de estas especies que se constituyen valores objetos de conservación y son especies sombrilla del SFAPP, a su vez, causando una baja resiliencia de las poblaciones de tortugas a las demás especies de peces.

La información obtenida a través de este diagnóstico y que ha sido complementada con trabajos de investigación, ayudarán a soportar la toma de decisiones de manejo conjuntamente con los pescadores pertenecientes a los Consejos Comunitarios de Acandí del Santuario para cumplir con sus objetivos de conservación; dicho lo anterior, es fundamental diseñar estrategias de conservación nuevas, orientadas a propender por la conservación de los recursos sometidos a fuertes presiones y así las áreas protegidas creen medidas de manejo efectivas en pro del cumplimiento de los objetivos de conservación.

Además, a los tres Consejos Comunitarios de Acandí COCOMASECO, COCOMANORTE y COCOMASUR por permitir el desarrollo de la caracterización y el monitoreo pesquero en el territorio Negro.

Agradecimientos

Agradecemos a los pescadores artesanales del municipio de Acandí de los sectores de Playa ICA y Villanueva, por permitir, apoyar y facilitar el levantamiento de los datos aquí presentados; a su

Referencias

- Barreto, C. G. & Borda, C. A. (2009). *Propuesta técnica para la definición de cuotas globales de pesca, vigencia 2009*. Comité Técnico Interinstitucional. Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural, ICA, Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. https://www.researchgate.net/profile/Vladimir-Puentes-Granada/publication/328926171_
- Beltrán, C. & Villaneda, A. (2000). *Perfil de la pesca y la acuicultura en Colombia. Informe técnico*. Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura INPA. https://www.oecd.org/colombia/Fisheries_Colombia_SPA_rev.pdf.
- Carrasco, I. R. (2010). La formación en Ciencias del Mar en Colombia. *Expediitio*, 4, 42-55. <http://revistas.utadeo.edu.co/index.php/EXP/article/view/720/728>. Acceso en el día: 22/09/2015.
- Esquivel, M.A., Merino, M.C., Restrepo, J.J., Narváez, A., Polo, C. J., Plata, J., & Puentes, V. (2014). *Estado de la Pesca y la Acuicultura 2014*. Documento de compilación de información. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca AUNAP. http://www.aunap.gov.co/files/ESTADO_DE_LA_PESCA_Y_ACUICULTURA_2014.
- Grijalba-Bendeck, M., Bustos-Montes, D., Posada Pelaéz, C. & Santafé-Muñoz, A. (eds.). (2012). *La Pesca artesanal marítima del departamento del Magdalena (Colombia): Una visión desde cuatro componentes*. Fundación Universitaria de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural. Proyecto Transición de la Agricultura. http://avalon.utadeo.edu.co/servicios/ebooks/pesca_artesanal/files/assets/basic-html/page5.html
- Martínez-Viloria, H. (2009). *Análisis regional del estado de los recursos hidrobiológicos al interior de las áreas protegidas a cargo de la Dirección Territorial Caribe*. Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales. 46. <http://boletin.INVEMAR.org.co:8085/ojs/index.php/boletin/article/view/3/3>.
- Martínez-Viloria, H. (2014). Análisis sobre la presión por pesca en áreas protegidas con jurisdicción marino costera adscritas a las Dirección Territorial Caribe de Parques Nacionales Naturales de Colombia. Parques Nacionales Naturales de Colombia. <https://www.parquesnacionales.gov.co>.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (2013, 19 de diciembre). Resolución No 1847 de 19 de diciembre de 2013. Por medio de la cual se declara, reserva, delimita y alindera el Santuario de Fauna Acandí, Playón, Playona.
- Moreno, L. T. (2018). La Pesca y los Pescadores artesanales en Colombia. *Revista Pegada* - vol. 19. n.2. Mundo do trabalho, 19(2), 343-377. https://www.researchgate.net/publication/329247984_LA_PESCA_Y_LOS_PESCADORES_ARTESANALES_EN_COLOMBIA.
- Narváez, B. (1998). *Evaluación de los principales recursos pesqueros de la Ciénaga Grande de Santa Marta, costa Caribe colombiana*. Colciencias, INVEMAR y CTZ-Prociénaga. <http://repositorio.colciencias.gov.co:80/handle/1146/31203>
- Narváez, J. C., Rueda, M., Viloria, E., Blanco, J., Romero, J. A. & Newmark, F. (2005). Manual del Sistema de Información Pesquera del INVEMAR (SIPEIN version. 4.0) [software de computador]. INVEMAR. <http://buritaca.INVEMAR.org.co/siam/sipein/manuales/manualsipein3.0.pdf>
- Parques Nacionales Naturales de Colombia. Santuario de Fauna Acandí, Playón y Playona. (Julio, 2018). Santuario de Fauna Acandí, Playón y Playona. Sitio Web. Consultado el 26 de mayo de 2021). <http://www.parquesnacionales.gov.co/portal/es/parques-nacionales/santuario-de-fauna-acandi-playon-y-playona/>
- Palma-García, L, Ferrer-Sotelo, J. A., Martínez-Viloria, H., Murillo, A., De la ossa, Y. M., Valencia, L. A., Pérez, P., & Olivo, J. (2016). *Caracterización de la actividad socio-pesquera ancestral en el Santuario de Fauna Acandí, Playón y Playona, para la implementación del monitoreo pesquero*. Dirección Territorial Caribe. Parques Nacionales Naturales de Colombia.
- Paramo, J., Guillot, L., Benavides, S., Rodríguez, A. & Sánchez, C. (2009). Aspectos poblacionales y ecológicos de peces demersales de la zona norte del Caribe colombiano en relación con el hábitat: una herramienta para identificar áreas marinas protegidas (AMP) para el manejo pesquero. *Caldasia*, 31 (1), 123-144. <https://revistas.unal.edu.co/index.php/cal/article/view/36078>
- Rueda, M., Blanco, J., Narváez, J. C., Viloria E. & Beltrán, C. S. (2011). *Coastal fisheries of Colombia. En Salas, S., R. Chuenpagdee, A. Charles y J. C. Seijo (eds.), Coastal fisheries of Latin America and the Caribbean* (pp. 117-136) FAO Fish. Aquacult. Tech. https://www.researchgate.net/publication/260085036_Coastal_fisheries_of_Colombia



Monitoreo a la restauración ecológica de bosques andinos, en el Parque Nacional Natural Serranía de los Yariguíes

Irwin Rodolfo Duarte Sánchez

Biólogo. M.Sc. Profesional Universitario. Parque Nacional Natural Serranía de los Yariguíes. Parques Nacionales Naturales de Colombia. Profesional.yariguies@parquesnacionales.gov.co

Jhon Sebastián Martínez Gutiérrez

Ingeniero Ambiental. Profesional de Investigación y Monitoreo. Parque Nacional Natural Serranía de los Yariguíes. Parques Nacionales Naturales de Colombia. ingsebasmartinez@gmail.com

Monitoring the Ecological Restoration of Andean Forests in Serranía de los Yariguíes National Natural Park

Nelson Jovany Contreras Porras

Tecnólogo agropecuario. Técnico de apoyo al monitoreo. Parque Nacional Natural Serranía de los Yariguíes. Parques Nacionales Naturales de Colombia. Jovany_05@hotmail.com

Florilber Saavedra Camacho

Técnico agroforestal. Técnico de apoyo al monitoreo. Parque Nacional Natural Serranía de los Yariguíes. Parques Nacionales Naturales de Colombia. florosaavedra@hotmail.com

Harold Moreno Valderrama

Antropólogo. Jefe del Parque Nacional Natural Serranía de los Yariguíes. Parques Nacionales Naturales de Colombia. harold.moreno@parquesnacionales.gov.co

RESUMEN

El Parque Nacional Natural Serranía de los Yariguíes ha experimentado presiones de ganadería, agricultura y tala selectiva. Consecuentemente, en los años 2015-2018 se restauraron 642 hectáreas de bosques andinos, mediante nucleación y enriquecimiento con especies nativas. Durante los años 2017-2019 se llevó a cabo el monitoreo de la sobrevivencia, desarrollo y estado fitosanitario en un gradiente altitudinal bajo (1100-1700 m.s.n.m) y un gradiente alto (1950-2400 m.s.n.m), además del avance de la estructura de la vegetación hacia un sistema de referencia. La sobrevivencia fue mayor en el gradiente altitudinal bajo. Las coberturas vegetales de rastrojos bajos presentaron mayor sobrevivencia que las

demás coberturas. El desarrollo de las plantas fue muy superior en las especies pioneras del gradiente bajo, generando un dosel de hasta 8 m de altura después de dos años. Los núcleos en coberturas de pastizales del gradiente bajo fueron similares estructuralmente al bosque de referencia y diferentes a los controles. Las demás coberturas de vegetación siguen siendo

diferentes al sistema de referencia. Se propone realizar fertilizaciones y plateos en las coberturas de pastizales y helechales de las zonas altas para estimular el banco de semillas y disminuir la competencia por luz, agua y nutrientes entre las especies plantadas y las invasoras.

Palabras clave: Facilitación, sucesión arrestada, microcuencas, disturbios intermedios.

ABSTRACT

During last decades, the Serranía de los Yariguíes National Park has been degraded by livestock, agriculture and selective logging. Therefore, through 2015-2017 almost 642 hectares of Andean forests were restored employing nucleation and enrichment using native species. From 2017-2019, the survival, development and phytosanitary status of plants in a low (1100-1700 m a.s.l) and high (1950-2400 m a.s.l) gradient, was monitored. Additionally, the development of the vegetation structure toward a reference ecosystem was evaluated. Results showed that the survival of plants was higher in the low altitude gradient. In fact, the survival in low stubble was higher than the survival at the others ground covers plants. After two years, the development of the plants was higher in the pioneer species located in a low altitude gradient and a canopy of up 8 m high was regenerated. A similar plant structure of the nucleation of grasslands located at low altitude gradient and the reference forest was observed. Nevertheless, this structure is different from the control plants. Moreover, cover ground plants are still different from the reference. Consequently, in order to stimulate the seed bank and decrease the competition for light, water, and nutrients between the planted species and the invasive species, fertilization and cleaning around the grasslands and ferns situated at the high altitude areas are proposed.

Key words: Facilitation, arrested succession, watersheds, moderate disturbances.

Introducción

La restauración ecológica naturalista en busca del retorno a un "ecosistema original" está siendo replanteada, tanto así que en la última década ha habido un creciente reconocimiento de que el acelerado cambio ambiental del Antropoceno pone cualquier línea de base histórica de referencia fuera de nuestro alcance (Higgs et al., 2014; Corlett, 2016). La restauración ecológica activa ha demostrado ser eficiente en la recuperación de atributos ecológicos de algunos ambientes tropicales (Wilson et al., 2021). A partir de la restauración ecológica activa se busca remover los factores tensionantes o disturbios, para permitir que se dé la regeneración natural espontánea (DellaSala et al., 2003), y actualmente existen diversas técnicas propuestas, que van desde la regeneración natural asistida, la reconfiguración geomorfológica del terreno y plantaciones de especies vegetales provenientes de viveros, hasta la secuenciación de ADN y monitoreo con drones y sensores remotos (Shono et al., 2007; Meli et al., 2017).

En la zona norte del Parque Nacional Natural Serranía de los Yariguíes (PNN Yariguíes), ubicado en el departamento de Santander, se desarrolló entre otras acciones, la restauración activa de 642 hectáreas de bosques húmedos subandinos y altoandinos disturbadas por actividades asociadas a la agricultura, ganadería y extracción de maderas finas, a través de plantaciones provenientes de viveros (Moreno & Tinjacá, 2018). Esta área protegida alberga una alta diversidad biológica (Donegan et al., 2010; Marín, et al., 2010; Céspedes et al., 2020). Las técnicas de restauración fueron implementadas entre los años 2015 y 2018 por la Unión Temporal Jaguar Corredor Norandino (UT Jaguar), en marco del Convenio No 46-4209 de 2012 suscrito entre Parques Nacionales Naturales de Colombia (Parques Nacionales), ISAGEN S.A. y Patrimonio Natural Fondo para la Biodiversidad y Áreas Protegidas.

De acuerdo con Aguilar & Ramírez (2015), en los últimos años se vienen adelantando múltiples proyectos de restauración a nivel mundial; sin embargo, no siempre es claro el éxito en el cumplimiento de los objetivos inicialmente planteados. Con el monitoreo se espera detectar los cambios esperados generados a través de la restauración en el ecosistema intervenido. En el monitoreo a la restauración se debe tener en cuenta las escalas espacio-temporales, por lo cual es importante contemplar el monitoreo de implementación o de corto plazo y el monitoreo de efectividad o de largo plazo (Herrick, Schumanb, & Rangoa, 2006, citado en Puentes & García, 2014). El primero evalúa si el tratamiento o estrategia de manejo implementada cumplió con las metas propuestas, analizando en escalas espacio-temporales pequeñas las respuestas del sistema ecológico respecto a las acciones de restauración y permitiendo ajustar dichas estrategias de manejo rápidamente. El segundo determina si se logró la meta de la restauración, evaluando a escalas espacio-temporales más amplias si los principales patrones y procesos ecológicos del ecosistema se recuperaron.

Es así que entre los años 2017 al 2019, personal de Parques Nacionales inicialmente apoyados por la UT Jaguar, llevaron a cabo el monitoreo en el corto plazo de la sobrevivencia, desarrollo y estado fitosanitario de los especímenes vegetales plantados, con el fin de determinar la efectividad de los procesos de propagación en los viveros, transporte, aplicación de enmiendas, así como la selección de sitios de siembra y coberturas vegetales con respecto a las especies y abundancia por especie plantadas. Adicionalmente, el monitoreo tuvo la finalidad de describir y analizar los cambios estructurales presentes en las coberturas vegetales de pastizales y helechales dominados por los géneros *Pteridium*, *Sticherus* y *Lophosoria* con respecto a sitios control y bosques maduros de referencia.

Métodos

En la zona Norte del PNN Yariguíes (veredas Chanchón, Centro y Mérida de San Vicente de Chucurí), específicamente en las microcuencas Las Cruces y Los Medios de la subzona hidrográfica Sogamoso, durante los años 2015 a 2018 la UT Jaguar realizó la restauración ecológica de 642 hectáreas de bosque húmedo altoandino, a través de la propagación en viveros y plantación de 165.000 plantas pertenecientes a 86 especies nativas, las cuales fueron establecidas en núcleos de regeneración con densidades de 25 a 300 especímenes cada núcleo (Céspedes et al., 2020).

Las especies vegetales a plantar fueron seleccionadas teniendo en cuenta sus rasgos funcionales y fueron agrupadas en tipologías (Tabla 1), y los arreglos florísticos de los núcleos de siembra fueron definidos de acuerdo a cada cobertura

vegetal. Así, las coberturas vegetales más simples, dominadas por especies herbáceas exóticas (pastizales) o por helechales de bajo porte, fueron tratadas con núcleos de siembra más grandes, con una alta densidad de pioneras y distancias de siembra más cortas entre plantas, mientras que las coberturas más complejas, dominadas por especies arbóreas, experimentaron núcleos de siembra menos densos, con presencia exclusiva de especies tardías e intermedias y distancias de siembra más largas entre plantas. Las coberturas dominadas por arbustos fueron tratadas con núcleos de siembra que incluían una combinación de todas las tipologías en proporciones similares, y las densidades de siembra de los núcleos fueron más grandes que en los bosques entresacados pero menores que en los pastizales y helechales.

Tabla 1

Tipologías y rasgos funcionales de las especies utilizadas en el proceso de restauración (Céspedes et al. 2020)

Tipología	Rasgos funcionales
P (Pionera)	Especies de rápido crecimiento
	Pioneras (colonizadoras)
	Heliófitas (tolerantes a la luz)
	Producen hojarasca
F (Alimento fauna)	Zoócora
I (Intermedia)	Intermedia
	Hemiesciófilas
T (Tardía)	Tardiseral
	Esciófilas
	Crecimiento lento
	Especies copas amplias (efectos sobre la disponibilidad de luz)
	Especies con alta densidad de la madera (maderables diezmadas por la entresaca)
	Especies amenazadas localmente o a nivel nacional (Resolución 1912 de 2017)

En el área de intervención se determinó la presencia de siete coberturas vegetales: 1) pastizales limpios y enmalezados; 2) helechales, dominados por helecho marranero (*Pteridium caudatum*), helecho ahuaco pequeño (*Lophosoria quadripinnata*) y/o helecho de montaña (*Sticherus bifidus*); 3) rastrojos bajos cerrados; 4) rastrojos bajos abiertos;

5) rastrojos bajos y altos dominados por helechos arborescentes; 6) rastrojos altos; y 7) bosques intervenidos. Estas coberturas se distribuyeron en dos gradientes altitudinales, uno bajo (1100-1700 m s.n.m.), y uno alto (1950-2400 m s.n.m.). Para cada cobertura vegetal se definieron metas a alcanzar en el corto, mediano y largo plazo (Tabla 2).

Tabla 2

Metas de restauración ecológica para cada cobertura vegetal, en diferentes periodos: Corto plazo (2 años), mediano plazo (10 años) y largo plazo (20 años) (Céspedes et al. 2020)

Cobertura vegetal	Periodo (plazo)	Meta
Pastos limpios y enmalezados	Corto	Disminuir en 30% cobertura exótica y establecer 80% de individuos sembrados.
	Mediano	Generar rastrojos altos en los núcleos y reducir 30% de pasturas entre núcleos.
	Largo	Consolidar un estrato arbóreo en núcleos y rastrojos bajos entre núcleos.
Helechales dominados por <i>Pteridium</i> , <i>Sticherus</i> y <i>Lophosoria</i>	Corto	Disminuir en 30% cobertura exótica y establecer 80% de individuos sembrados.
	Mediano	Generar rastrojos altos en los núcleos y reducir 30% de helechales entre núcleos.
	Largo	Consolidar un estrato arbóreo en núcleos y rastrojos bajos entre núcleos.
Rastrojos bajos cerrados	Corto	Establecer 80% de individuos sembrados, de los cuales 40% serán arbustos adultos.
	Mediano	40% de individuos plantados serán subarbóreos y 20% serán arbóreo inferior.
	Largo	Se habrá consolidado los estratos arbóreos y subarbóreos en el área plantada.
Rastrojos bajos abiertos	Corto	Establecer 80% de individuos sembrados y establecer estrato arbustivo.
	Mediano	50% de los individuos plantados alcanzará el estrato subarbóreo y se dará paso al estado sucesional rastrojo alto.
	Largo	Habrán un estrato subarboreo del 70% y arbóreo del 30% en el área plantada
Rastrojos dominados por helechos arborescentes	Corto	Establecer 80% de individuos sembrados, de los cuales 30% serán arbustos adultos.
	Mediano	90% de individuos que sobrevivan alcanzarán el estrato arbustivo y el 10% el estrato subarbóreo.
	Largo	90% de individuos que sobrevivan alcanzarán el estrato subarbóreo y el 10% el estrato arbóreo inferior.
Rastrojos altos	Corto	Establecer 70% de individuos plantados.
	Mediano	Establecer 50% de individuos plantados, los cuales alcanzarán el estrato subarbóreo.
	Largo	Establecer 30% de individuos plantados, los cuales alcanzarán el estrato arbóreo inferior.
Bosque de entresaca	Corto	Establecer 70% de individuos plantados.
	Mediano	Establecer 50% de individuos plantados, los cuales alcanzarán el estrato subarbóreo.
	Largo	Establecer 30% de individuos plantados, los cuales alcanzarán el estrato arbóreo inferior.

Consecuentemente, durante los años 2017 a 2019, se realizó el monitoreo de la sobrevivencia, desarrollo y estado fitosanitario de las plantas y el avance de la estructura de la vegetación

hacia bosques de referencia. Para obtener los tres primeros indicadores, se seleccionó una muestra de 214 núcleos y 12.035 plantas, es decir 7,3 % del total de las plantas sembradas,

distribuidas en las siete coberturas de vegetación, procurando contar con una muestra de tamaño similar en el gradiente altitudinal bajo y en el gradiente alto. Para el caso de la sobrevivencia, se registró si el individuo estaba vivo o no. Para evaluar el estado fitosanitario se registró en cada planta evidencia de daño mecánico, estrés hídrico, patógenos, herbivoría y/o enredaderas y se categorizó de la siguiente forma: categoría 1: afectación menor al 25 %; categoría 2: afectación entre el 25 y el 50 %; categoría 3: afectación entre el 50 y el 75 %; categoría 4: afectación superior al 75 %.

El crecimiento o desarrollo se registró a partir de la altura de la planta en centímetros desde la base del tallo hasta la parte más elevada de la planta y el diámetro a la altura de la base (5 cm sobre el suelo) en milímetros. A partir de lo anterior, se obtuvieron promedios de sobrevivencia, desarrollo y estado de salud por especie y por unidad de vegetación y se graficaron los datos descriptivamente en Excel.

Para evaluar los cambios en la estructura de la vegetación en los núcleos plantados en pastizales limpios y helechales en comparación con sitios control y bosques de referencia, se ajustó la metodología propuesta por Garibello

et al. (2018). Se seleccionaron tres núcleos de cada cobertura (pastos, control pastos, helechos, control helechos y bosques) en los dos gradientes altitudinales, para establecer en total 30 parcelas permanentes. Cada parcela contó con un área de 20 x 5 m, señalizada con tubos de PVC. En el área de 20 x 5 m se registró la altura y el diámetro a la altura del pecho (DAP) de los elementos vegetales que tuvieran > 10 cm. Al interior se anidaron dos subparcelas de 2 x 5 m para registrar individuos con DAP ≥ 1 y < 10 cm. El estrato herbáceo se evaluó mediante cinco cuadrantes de 1 x 1 m, distribuidos aleatoriamente en la parcela de 20 x 5 m, y cada cuadrante estuvo compuesto por 100 subcuadrantes de 10 x 10 cm. En cada cuadrante se registró la presencia de morfoespecies con hábitos herbáceos y se determinó el porcentaje de ocupación de cada una.

La distribución de los datos en cada una de las variables por unidad de vegetación y el análisis de relaciones de significancia de las medianas y la desviación estándar de estos datos, se realizó con el software R 3.4.1 (Ripley & Murdoch, 2017). Para analizar el comportamiento de cada respuesta, se utilizó un modelo completo incluyendo todas las variables explicativas y se realizó un análisis de varianza ANOVA.

Resultados y discusión

Sobrevivencia y estado fitosanitario

De acuerdo con las metas de restauración planteadas por la UT Jaguar en pastizales y helechales (sobrevivencia > 80% en el corto plazo), sólo los pastizales del gradiente bajo con 78%, estarían muy cerca de cumplir con esta meta. El promedio de sobrevivencia en los pastizales del gradiente alto fue de 63% y los helechales de los gradientes bajo y alto respectivamente presentaron 69% y 71% (Tabla 3). No obstante, el promedio general de sobrevivencia de las dos coberturas fue del 70% (Figura 1).

Con respecto a la sobrevivencia en las coberturas leñosas, las tasas variaron en promedio de 52 %

a 83 % (Figura 1). Las coberturas vegetales con penumbra media, es decir, los rastrojos bajos, estarían cerca de cumplir con las metas propuestas por la UT Jaguar (entre 80-90 %). Por otra parte, la sobrevivencia en las unidades de vegetación con penumbra alta, es decir rastrojos altos y bosques intervenidos, estuvo por debajo de lo esperado.

Los resultados son coincidentes con lo hallado por Charles et al. (2018) y Norden et al. (2007), quienes determinaron que las especies maderables presentan una alta sobrevivencia en ambientes que poseen una cobertura de dosel parcial y más bajas tasas de crecimiento, comparadas con especies de baja densidad de madera.

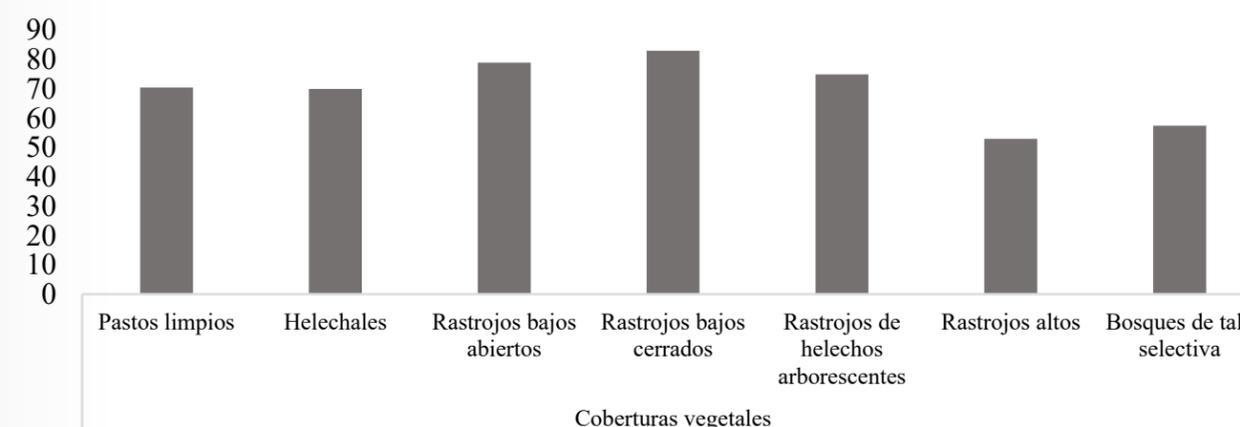
Tabla 3

Individuos vegetales plantados por cobertura y por tipologías, en coberturas de pastizales y helechales

Cobertura vegetal	Cantidad plantada en cobertura	Tipologías y cantidades de plantas sembradas		
		Pionera	Fauna	Intermedia
Pastizales	54.921	43.937	6.590	4.394
Helechales dominados por <i>Pteridium</i> sp, <i>Stichrerus</i> sp y <i>Lophosoria</i> sp	31.487	25.190	3.778	2.519

Figura 1

Porcentaje de sobrevivencia por cada cobertura vegetal en la zona norte del PNN Yariguíes

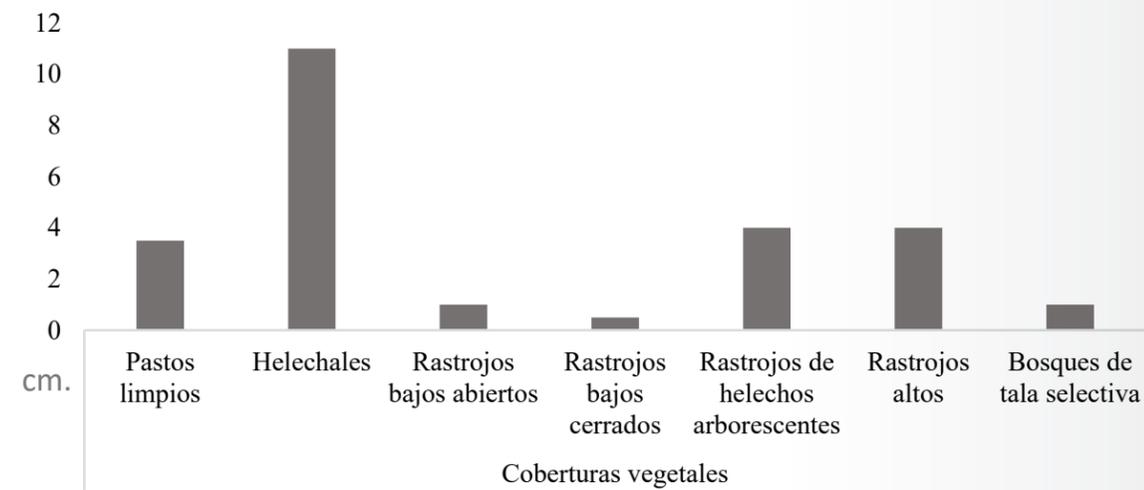


Las especies que presentaron las menores tasas de sobrevivencia general fueron el cedro nogal (*Juglans neotropica*), candelillo (*Pouteria* sp.), látigo (*Trema micrantha*), punte comino (*Ocotea aciphylla*), cedro común (*Cedrela odorata*), yaya (*Guateria crassifolia*), anime protium (*Protium* sp) y bálsamo (*Prunus subcorymbosa*).

Los niveles de afectación fitosanitaria indican que menos del 12 % de las plantas vivas se encuentran gravemente afectadas (Figura 2), es decir, muy pocas de las plantas que han podido sobrevivir y establecerse se encuentran enfermas, lo que puede indicar que la mortalidad se mantendrá estable en referencia principalmente a daños mecánicos, patógenos y herbivoría.

Figura 2

Porcentaje de especies en estado fitosanitario 4 (especies muy afectadas en cada cobertura vegetal)



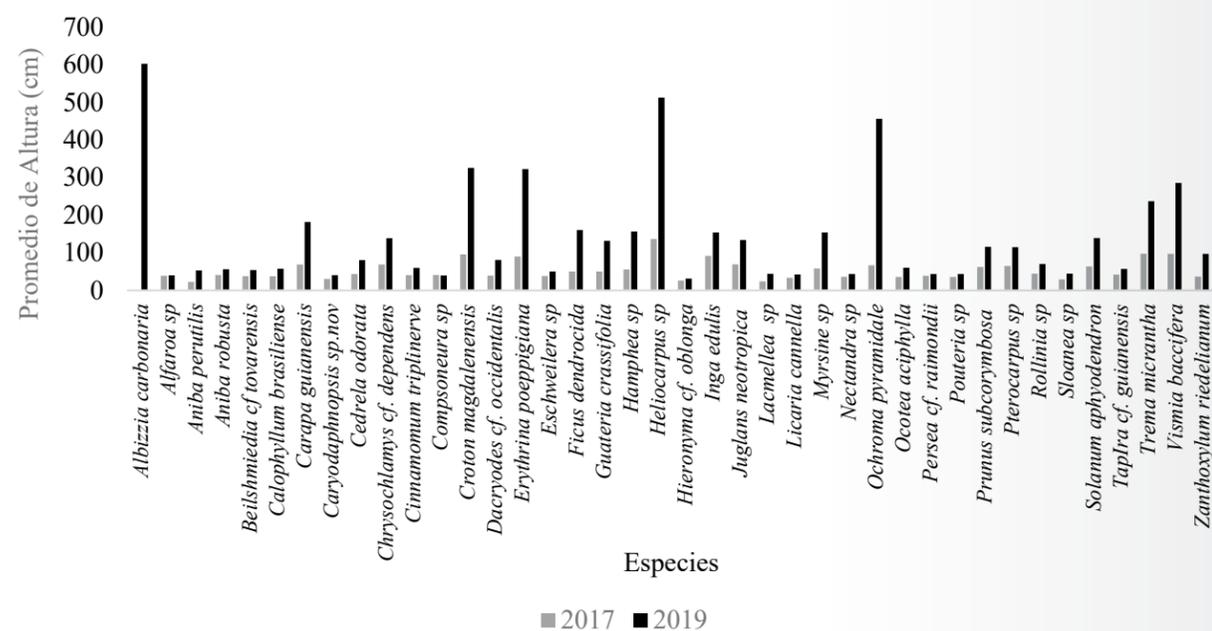
Crecimiento y desarrollo

Las especies que en general presentaron las mayores tasas de crecimiento fueron las pertenecientes a las tipologías pionera (P) y fauna (F). Estas especies fueron el anaco (*Erythrina poeppigiana*), balso blanco (*Heliocarpus* sp.), balso

real (*Ochroma pyramidale*), galapo (*Albizia carbonaria*), crotón (*Croton magdalenensis*), manchador (*Vismia baccifera*), guamo (*Inga edulis*), gaque (*Chrysochlamys* cf. *dependens*), caucha (*Ficus dendrocida*) entre otras (Figura 3).

Figura 3

Promedios de altura en cm de las especies plantadas en el gradiente altitudinal bajo, durante los años 2017 y 2019

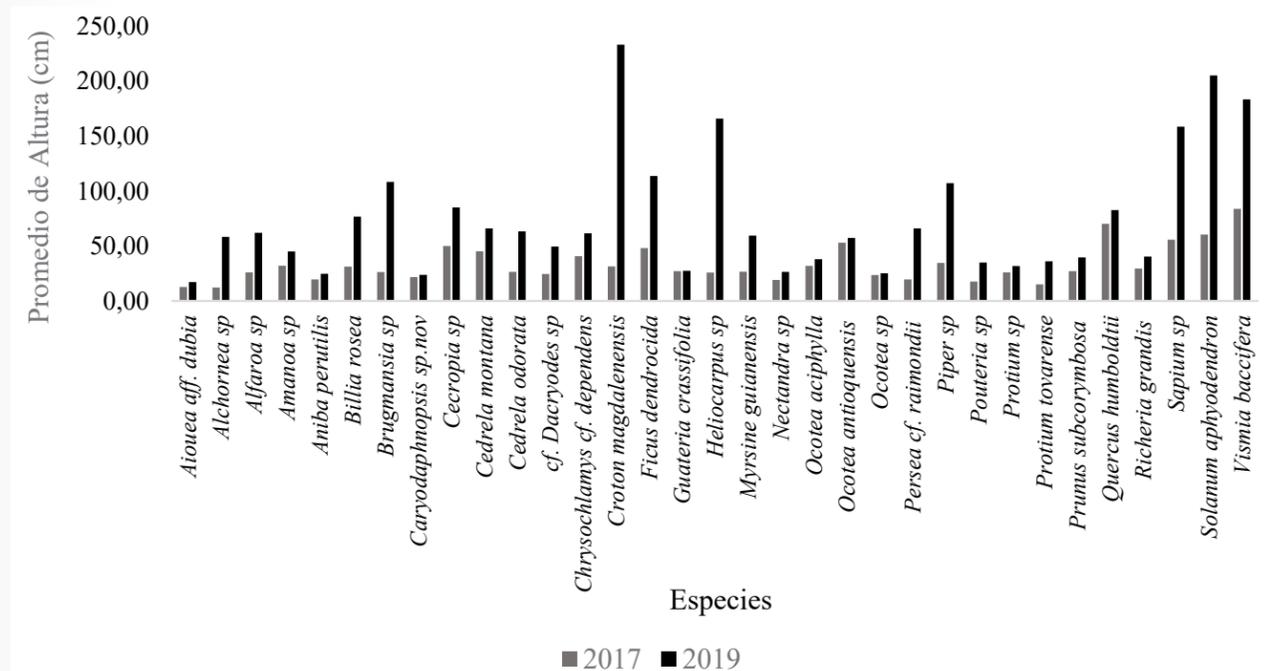


En el gradiente bajo, el desarrollo de las plantas generó un dosel con un promedio de 5-6 m de altura, y en algunos núcleos de hasta 8 m de altura. En este gradiente, especies hemiesciofitas de la tipología intermedia (I) como el cedro tagua (*Carapa guianensis*), cedro nogal (*Juglans neotropica*), cacaïto (cf. *Dacryodes* sp) y bálsamo (*Prunus subcorymbosa*), se adaptaron bien y presentaron las mayores tasas de desarrollo dentro de las tipologías en que se agruparon.

En el gradiente alto, se conformó un sotobosque con altura promedio de 1,5-2,5 m, pero en la mayoría de los núcleos la altura no superó 1,5 m (Figura 4). No obstante, en este gradiente especies hemiesciofitas como el algodoncillo (*Alchornea* sp), peperero (*Billia rosea*), aguacatillo (*Persea* cf. *raimondii*) entre otras, presentaron tasas importantes de desarrollo.

Figura 4

Promedios de altura en cm de las especies plantadas en el gradiente altitudinal alto, durante los años 2017 y 2019



En el gradiente alto, se asume que la baja temperatura y menor precipitación influyeron en el desarrollo y establecimiento de las plantas; además allí las pasturas exóticas son dominadas por pasto kikuyo (*Pennisetum clandestinum*), el cual tolera muy bien suelos con pH bajos (4.5), así como la presencia de altos contenidos de Aluminio y Manganeso, y adicionalmente se adaptan a condiciones de encharcamiento y sequías. Por otro lado, las pasturas del gradiente bajo estaban dominadas por pasto elefante (*Pennisetum purpureum*), la cual se

desarrolla mejor en suelos francos, con pH entre 4.5-8.0, y adicionalmente, no toleran la saturación de Aluminio y son poco tolerantes a la sombra (Corpoica y UNAL, 2013). De acuerdo con Céspedes et al. (2020), los suelos de la zona norte del PNN Yariguíes se caracterizan por la presencia de pH bajos y altos contenidos de Aluminio intercambiable, lo cual pudo favorecer al pasto kikuyo frente al pasto elefante, para excluir competitivamente las especies plantadas. No obstante, esta inferencia debe ser evaluada específicamente en un experimento.

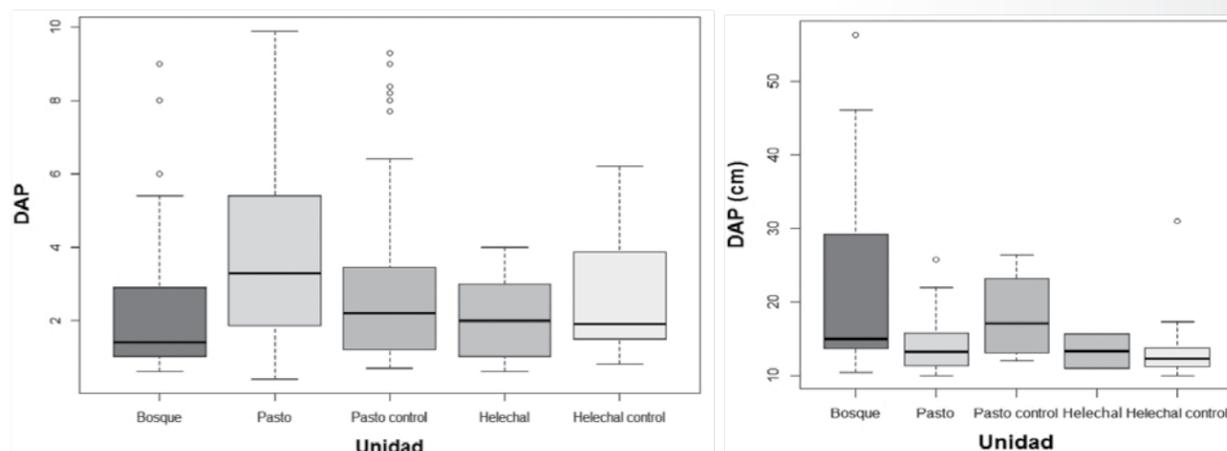
Cambios en la estructura de la vegetación

Después de dos años de haberse realizado las siembras, en el estrato arbustivo del gradiente

bajo sólo hubo diferencias significativas entre el diámetro a la altura del pecho de las plantas en el ecosistema de referencia y los helechales donde se realizaron plantaciones ($p = 0.00305$; Figura 5).

Figura 5

Distribución de los datos en el diámetro a la altura del pecho (DAP) (cm) en arbustos (izquierda) y árboles (derecha) en coberturas vegetales de pastizales y helechales del gradiente bajo



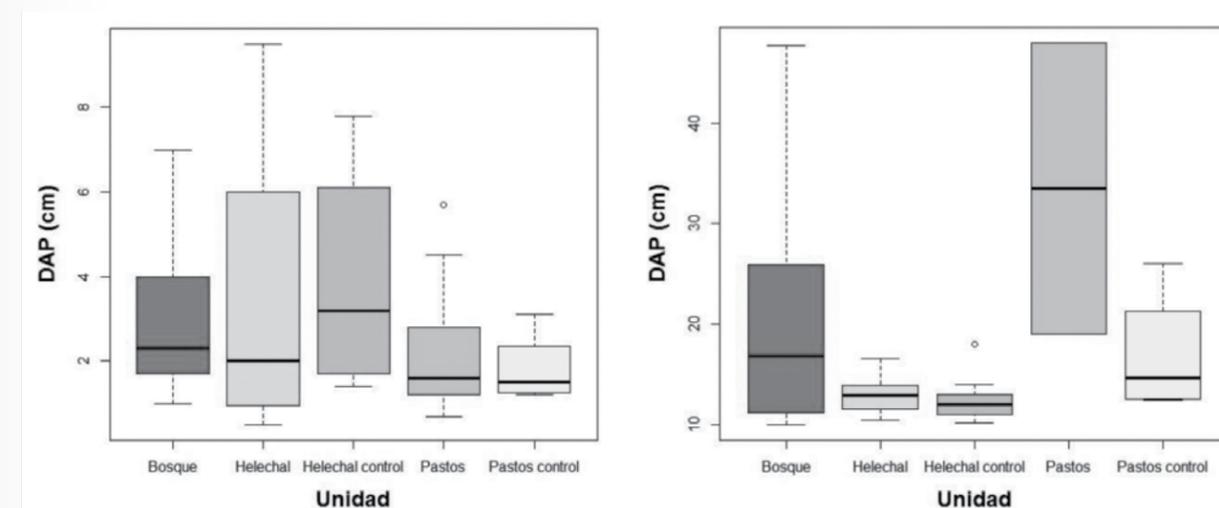
Con respecto al DAP en el estrato arbóreo, no se encontraron diferencias significativas entre las unidades de vegetación ($p > 0.05$; Figura 6). Para la cobertura del estrato herbáceo en el gradiente bajo, se encontró que, en los sitios de siembra de pastizales, la presencia de especies invasoras estuvo restringida al 42,8 % del área, mientras que en los helechales las invasoras ocuparon 76,8 %. Así, sólo en los pastizales se estaría cumpliendo con la meta propuesta por la UT Jaguar de mantener máximo un 70 % del área con cobertura invasora.

En el gradiente alto, no se encontraron diferencias significativas del diámetro a la altura del pecho de arbustos entre las unidades de

vegetación ($p = 0,2799$); no obstante, la densidad de arbustos por unidad fue diferente, con promedios superiores en el bosque de referencia (Figura 7). En referencia al diámetro a la altura del pecho de los árboles, en el estrato arbóreo o el dosel del gradiente alto, se encontraron diferencias significativas entre el bosque y la siembra en helechales ($p = 0,03396$), entre el bosque y el helechal control ($p = 0,01657$), entre las siembras de pastos y la siembra de helechales ($p = 0,00749$) y entre las siembras de pastos y los controles de helechos ($p = 0,00545$). Los helechales, tanto de siembra como controles, al tener la presencia de helechos arborescentes presentaron promedios de densidades similares a la del bosque.

Figura 6

Variación en el diámetro a la altura del pecho (DAP) (cm) en arbustos (izquierda) y árboles (derecha) de coberturas vegetales de pastizales y helechales del gradiente alto



Con respecto a la cobertura del estrato herbáceo en el gradiente alto, se encontró que, en los sitios de siembra de pastizales la presencia de invasoras está restringida al 85,1 % del área; mientras que en los helechales las invasoras ocupan un 48,7 %. Siendo así,

contrario a lo observado en el gradiente bajo, en los pastizales del gradiente alto no se estaría cumpliendo con la meta propuesta por la UT Jaguar de mantener máximo un 70 % del área con cobertura invasora, lo cual si esta ocurriendo en los helechales.

Conclusiones

Teniendo en cuenta la sobrevivencia registrada en el presente estudio, se concluye que los helechales dominados por *Pteridium*, *Sticherus* y *Lophosoria* y los pastos limpios del gradiente alto, requerirán acciones complementarias como resiembras, fertilización y plateos para alcanzar las metas proyectadas.

En los ambientes con dosel casi cerrado, la competencia por luz y nutrientes, además de la caída de árboles y ramas constantemente pueden ser algunas de las razones por las cuales la sobrevivencia en promedio haya sido baja en los rastrojos altos y bosques intervenidos. Por el contrario, las coberturas de rastrojos bajos representaron sitios con disturbios intermedios donde hay ingreso parcial de radiación solar y abundan especies facilitadoras y niñeras que brindaron un ambiente propicio para el establecimiento.

Teniendo en cuenta la totalidad de los datos, el análisis estadístico sugiere que los porcentajes

de sobrevivencia difieren entre especies, entre coberturas vegetales y entre gradientes altitudinales. En referencia al desarrollo de las plantas, de acuerdo con Ceccon et al., (2013), los procesos de fertilización con Nitrógeno y Fósforo y corrección del pH del suelo, son cruciales para potenciar el crecimiento de las plantas en bosques tropicales. De esa forma, en todos los núcleos de regeneración plantados en pastizales, helechales y rastrojos bajos del presente estudio se llevó a cabo el mismo proceso de fertilización.

Por otra parte, con respecto a los rasgos estructurales presentes en los núcleos de siembra versus sitios control y los bosques de referencia del gradiente altitudinal bajo, se puede concluir que después de dos años de realizarse las plantaciones, los sitios de siembra (helechales y pastizales) y los bosques de referencia se asemejan entre sí estructuralmente. Adicionalmente, los sitios de siembra son similares a los sitios control, pero los bosques de referencia y los sitios

control son significativamente diferentes, es decir, el gradiente altitudinal bajo avanza hacia la estructura de los bosques y mantiene elementos de la regeneración natural.

Con respecto a la estructura de la vegetación en el gradiente alto, se observaron diferencias significativas entre los bosques de referencia y las demás coberturas vegetales, principalmente en

Agradecimientos

Agradecemos a Silvia Serrano, Joaquín Blanco, Gonzalo Congotá, Gerardo Torres, Oscar Villarreal, Clodomiro Murcia, Sergio Villamil, Dubán Blanco, Adolfo Cortés, Miguel Velasco, Eunice Sandoval, Wilson Cruz y Diego Gutiérrez, por su apoyo en el registro de la formación en campo. A Andrés J. Rueda de la

el estrato arbóreo. Se observó que, en los sitios de siembra de pastizales se presentan pocos aportes de la regeneración natural; por tanto, la densidad de elementos arbustivos y arbóreos fue más alta en los núcleos de helechales, helechales control y bosques de referencia. Lo anterior amerita que se realicen repiques al interior de los núcleos, para estimular la explosión del banco de semillas y la facilitación.

Fundación Natura por su apoyo en el análisis estadístico, y a Angélica Cogollo y Fausto Sáenz de la Territorial Andes Nororientales e Irene Aconcha de la SGM de Parques Nacionales Naturales de Colombia, por sus orientaciones en el diseño de los métodos y la revisión del documento.

Referencias

- Ceccon, E. (2013). *Restauración en bosques tropicales: fundamentos ecológicos, prácticos y sociales*. Ediciones D.D.S.
- Aguilar-Garavito, M. & Ramírez, W. (eds.) (2015). *Monitoreo a procesos de restauración ecológica, aplicado a ecosistemas terrestres*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Ediprint Ltda.
- Céspedes, C., Solano, C., Duarte, I. & Cogollo, A. (2020). *Restauración ecológica de la zona Norte del Parque Nacional Natural Serranía de los Yariguíes*. Unión Temporal Jaguar Corredor Norandino y Parques Nacionales Naturales de Colombia. Bogotá D.C. La Imprenta Editores S.A.
- Charles, L., Dwyer, J., Smith, T., Connors, S., Marschner, P., & Mayfield, M. (2018). Species wood density and the location of planted seedlings drive early-stage seedling survival during tropical forest restoration. *Journal of Applied Ecology*, 55(2), 1009-1018.
- Corlett, R., (2016). Restoration, Reintroduction, and Rewilding in a Changing World. *Trends in Ecology & Evolution*. 31(6), 453-462.
- DellaSala, D.A., Martin, A., Spivak, R., Schulke, T., Bird, B., Criley, M., Van Daalen, C., Kreilick, J., Brown, R., & Aplet, G. (2003). A citizen's call for ecological forest restoration: forest restoration principles and criteria. *Ecological Restoration*, 21(1), 14-23.
- Donegan, T., Avendaño, J., Briceño, E., Luna, J., Roa, C., Parra, R., Turner, C., Sharp, M., & Huertas, B. (2010). Aves de la Serranía de los Yariguíes y tierras bajas circundantes, Santander, Colombia. *Cotinga*, 32(1), 72-89.
- Higgs, E., Falk, D. A., Guerrini, A., Hall, M., Harris, J., Hobbs, R. J., & Throop, W. (2014). The changing role of history in restoration ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 12(9), 499-506.
- Garibello-Peña, J., Barrera-Cataño, J. & Jiménez, G. (2018). *Evaluación y monitoreo a los tratamientos de restauración ecológica implementados en el marco del contrato CAT-001 de 2013, en el sector Centro-Occidente municipio del Carmen de Chucurí*. Pontificia Universidad Javeriana.
- Marín, C., Aguilar, J., Ayala, M., Meza, J. I. & Angarita, R. (2010). *Caracterización florística del Parque Nacional Natural Serranía de los Yariguíes, Santander-Colombia y diagnóstico de la perdiz santandereana (Odontophorus strophium) para el plan de manejo*. Universidad Industrial de Santander.
- Meli, P., Holl, K., Rey-Benayas, J., Jones, H., Jones, P., Montoya, D. & Moreno-Mateos, D. (2017). A global review of past land use, climate, and active vs. passive restoration effects on forest recovery. *PLoS ONE*, 12(2): e0171368. doi:10.1371/journal.pone.0171368.
- Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. (2008). Resolución 0637 del 18 de abril de 2008. *Por medio de la cual se revoca parcialmente el artículo primero de la Resolución 0603 del 13 de abril de 2005, modificado por la Resolución 1140 de 2005*. http://www.parquesnacionales.gov.co/portal/wp-content/uploads/2014/05/KMBT_211_03183.pdf
- Moreno, H. & Tinjacá, L. (2018). *Plan de manejo del Parque Nacional Natural Serranía de los Yariguíes 2018-2023*. Parques Nacionales Naturales de Colombia.
- Norden, N., Chave, J., Caubere, A., Chatelet, P., Ferroni, N., Forget, P.M. & Thébaud, C. (2007). Is temporal variation of seedling communities determined by environment or by seed arrival? A test in a neotropical forest. *Journal of Ecology*, 95(3), 507-516.
- Puentes, J. & García, J.F., (2014). *Guía para el monitoreo de proyectos de restauración ecológica en áreas protegidas del Sistema de Parques Nacionales Naturales*. Parques Nacionales Naturales de Colombia.
- Ripley & Murdoch, D. (2017) *R 3.4.1 for Windows*. CRAN Mirror. <https://cran.r-project.org/bin/windows/base/old/3.4.1/>.
- Shono, K., Cadaweng, E. & Durst, P. (2007). Application of Assisted Natural Regeneration to Restore Degraded Tropical Forestlands. *Restoration Ecology*, 15(4), 620-626.
- Wilson, S., Alexandre, N., Holl, K., Reid, L., Zahawi, R., Celentano, D., Sprenkle, S. & Werden, L. (2021). *Applied nucleation restoration guide for tropical forest*. Conservation International.



Foto: Gabriel Eisenband

***Crocsmia x crocosmiiflora*: acciones de prevención, manejo y control en el Santuario de Flora Isla de La Corota**



Foto: SF Isla de la Corota

***Crocsmia x crocosmiiflora*: Prevention, Management and Control Actions in the Flora Sanctuary Isla de la Corota**

RESUMEN

La especie vegetal exótica *Crocsmia x crocosmiiflora* no ha sido declarada como invasora para Colombia. Sin embargo, dentro del Santuario de Flora Isla de la Corota, área protegida del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia, se ha determinado un riesgo latente para la biodiversidad del ecosistema Bosque Andino Insular Lacustre, debido a su dispersión y competencia directa con la germinación de especies nativas del área protegida. Con el fin de consolidar un diagnóstico de la problemática relacionada con la especie y considerando el principio de precaución, se realizó la recopilación de información primaria de *Crocsmia* en el área protegida, la determinación de las especies y ecosistemas nativos que afecta, y la consolidación de herramientas básicas que permitirán

focalizar las acciones de manejo de esta presión para contribuir a la recuperación de los elementos naturales afectados. Así, en 2016 se realizó la georreferenciación de 51 puntos de colonización que abarcaron un total de 1.830 m² de la especie en el área protegida. Posteriormente, en 2018 luego de la implementación de métodos de control (erradicación manual), disminuyó la afectación de *Crocsmia*, un área de 93 m². Para contribuir a la toma de decisiones frente al manejo integral de *Crocsmia x crocosmiiflora* en esta área protegida se promueve la generación de herramientas de investigación y monitoreo.

Palabras clave: *Crocsmia*, conservación, invasora, presión, exótica.

María Fernanda Villarreal-Monsalve

Ingeniera Agrónoma MSc, Profesional Universitaria Santuario de Flora Isla de la Corota. Parques Nacionales Naturales de Colombia.
maría.villareal@parquesnacionales.gov.co

Ower Eduardo Jurado-Arciniegas

Operario contratista, Santuario de Flora Isla de la Corota. Parques Nacionales Naturales de Colombia
owerjurado@gmail.com

José Luis López-Mesías

Operario contratista, Santuario de Flora Isla de la Corota. Parques Nacionales Naturales de Colombia
jlopezm2684@gmail.com

ABSTRACT

The exotic plant species with invasive behavior *Crococsmia x crocosmiiflora* is not listed among the species declared as invasive for Colombia. However, in recent years a critical effect has been determined due to the dispersion of this species within the Flora Sanctuary Isla de la Corota, which is a protected area belonging to the Colombian National Natural Parks System. This dispersion into the sanctuary's Intangible Zone has shown that there is direct competition between the appearance of *Crococsmia* and the germination of native species in the protected area, generating a latent risk to the biodiversity of the Andean Insular Lacustrine Forest ecosystem. Therefore, in order to consolidate a diagnosis of the problems related to this species in the protected area, primary information with respect to the exotic plant was compiled, the native species and ecosystems that it affects were determined, and thus the basic tools that allows to focus prevention, control and management actions of this issue were consolidated with the aim of contributing to the recovery of the affected natural elements. Thus, in 2016, were located 51 colonization points of this species in the protected area, making a total of 1.830 m². In 2018, verification of affected areas was carried out after the implementation of previously established control methods (manual eradication) decreasing 93 m². The generation of research and monitoring tools of the species are promoted, which contributes to decision making for its integrated management in this protected area.

Key words: *Crococsmia*, conservation, invasive, threat, exotic.

Introducción

A nivel mundial, la interacción de especies invasoras sobre ecosistemas protegidos se considera la segunda causa de pérdida de biodiversidad (Perspectiva mundial sobre diversidad biológica, 2010). No obstante, en Colombia el problema de especies exóticas e invasoras comenzó a evidenciarse en 1997, con la construcción del Informe Nacional sobre el estado de la Biodiversidad. En el año 2008 se construye el Plan Nacional para la prevención, manejo y control de especies introducidas, trasplantadas e invasoras en Colombia (MAVDT) en el cual se inicia a brindar lineamientos para la toma de decisiones en el tema de invasiones biológicas en el país.

En este sentido, Parques Nacionales Naturales de Colombia, en su Plan de Acción Institucional 2011-2019 y el Plan Estratégico Institucional 2020-2023, incorporó como meta, avanzar en la identificación de las especies invasoras que amenazan las especies o ecosistemas declarados Valor Objeto de Conservación (VOC) y en la generación e implementación de protocolos de manejo y planes de acción que orienten, controlen o mitiguen esta problemática, considerando el principio de precaución mencionado en el Convenio de Diversidad Biológica, el cual menciona que se debe evitar la presunción de inocencia, es decir, se ha de considerar que todos los candidatos a una introducción son potencialmente invasores, hasta que se reúna la información pertinente sobre la base de procesos de análisis de riesgos con bases científicas, que permitan demostrar lo contrario.

El Santuario de Flora Isla de la Corota, ubicado en el piedemonte Andino amazónico, en el extremo suroriental del departamento de Nariño, es un área protegida que pertenece al Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia, que al tener condiciones propias de un ecosistema insular lacustre y sumado a ello, dada la historia de ocupación previa a la declaratoria como área protegida y la alta afluencia de

visitantes que ingresan a ésta área protegida con vocación ecoturística, la hacen susceptible ante un permanente riesgo respecto a la introducción de especies exóticas especialmente de flora que puedan tener potencial invasor.

A pesar que la especie vegetal introducida en el país, la *Crococsmia x crocosmiiflora* no se encuentra listada en ninguna de las Resoluciones en las cuales se reportan el listado de especies declaradas como invasoras para Colombia (Resoluciones 848 de 2008, 207 de 2010 y 654 de 2011 del Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial, hoy Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible), se ha descrito como potencialmente invasora en humedales del país (Díaz-Espinoza et al., 2012).

No obstante, en Latinoamérica Zalba & Ziller (2007), reportaron a *C. Crocosmiiflora*, especie con alto potencial invasor en Brasil a través de la base de datos nacional de especies exóticas invasoras I3N Brasil. Esta especie cuenta con dos análisis de riesgo realizados con los protocolos I3N (IABIN Invasives Information Network) y el protocolo del instituto de investigación Horus, éste último tiene en cuenta la climatología del país para el análisis, resultando un puntaje de 5,69 - Riesgo Alto en condiciones de humedad alta.

En los últimos años, se ha evidenciado un efecto crítico en la dispersión de esta especie dentro del Santuario de Flora Isla de la Corota, compitiendo directamente con la germinación de especies nativas y extendiéndose hacia la Zona Intangible del bosque andino insular lacustre, generando un riesgo latente sobre la biodiversidad del Santuario. En consecuencia, el presente artículo pretende presentar el estado de conocimiento de *C. Crocosmiiflora* como especie invasora, las acciones priorizadas para su prevención, manejo y control, las especies y ecosistemas nativos que afecta y la consolidación de

herramientas básicas que permitan mitigar ésta presión en aras de contribuir a la recuperación de los elementos naturales afectados, aportando

a la toma de decisiones frente a su manejo integral en el área protegida, la cual hace parte integral del Humedal Ramsar Laguna de la Cocha.

Métodos

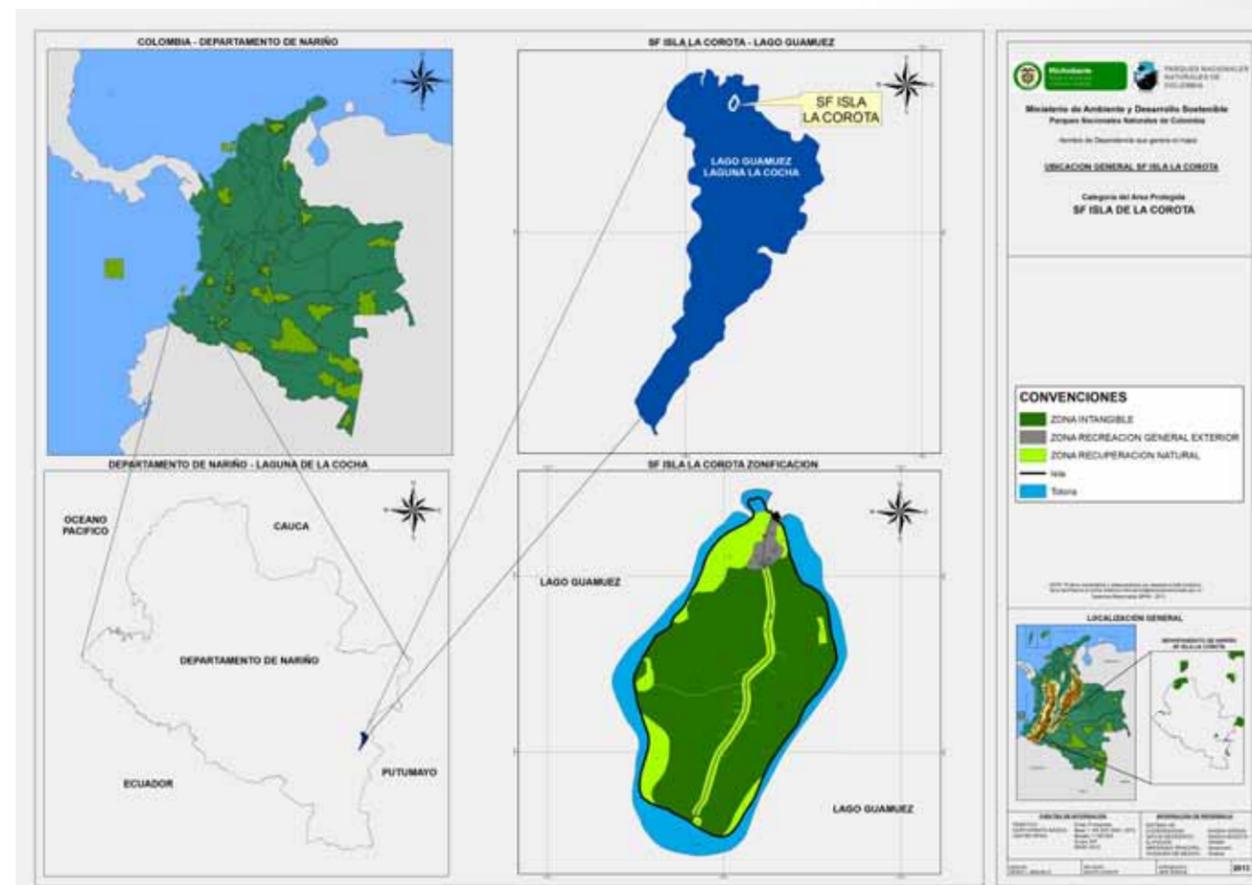
Área de Estudio

El Santuario de Flora Isla de La Corota (SFIC) cuenta con una extensión de 16.2 ha, declarada como área protegida en 1977, se localiza en la región del Piedemonte Andino amazónico, en el departamento de Nariño, Municipio de Pasto, Corregimiento de El Encano. Esta área protegida insular se encuentra inmersa en el Lago Guamuez o Laguna de La Cocha (Figura 1). La Cocha es una laguna altoandina,

el espejo de agua presenta una longitud máxima de 14.1 km, un ancho máximo de 6.2 km, una profundidad máxima de 65 a 70 m, y una capacidad de almacenamiento de 1700 millones de metros cúbicos de agua (CORPONARIÑO CORPOAMAZONIA - WWF, 2002), siendo en tamaño la segunda reserva hídrica natural del país, después de la Laguna de Tota.

Figura 1

Ubicación geográfica del SF Isla de la Corota y su zonificación de manejo



Nota. Parques Nacionales (2019).

La información utilizada en el presente artículo fue consolidada por parte del equipo del Santuario desde el año 2016 en tres fases: 1) caracterización morfológica de la especie, 2) identificación y georreferenciación de zonas con presencia de *Crocsmia* y 3) determinación de acciones de prevención, erradicación y control.

Caracterización morfológica de la especie

Esta fase se consolidó contando con registros fotográficos realizados por el personal del Santuario, en diferentes etapas fenológicas de la especie vegetal entre los años 2016 y 2018, con el fin de identificar y caracterizar los estados de la planta para facilitar la identificación de los métodos de propagación y con ello determinar los métodos de control. Esta información fue corroborada con consultas bibliográficas de la especie.

Identificación y georreferenciación de zonas con presencia de *Crocsmia*

Se georreferenciaron las zonas de invasión de la especie con ayuda de un GPS Garmin Etrex 30 con recorridos puntuales en campo los cuales se evidenciaron a través de los hallazgos en el ejercicio de la autoridad ambiental con recorridos de prevención, vigilancia y control - PVC. Estos datos fueron compilados y revisados cuidadosamente para revisar su validez y precisión geográfica dentro del área protegida. Los polígonos se calcularon usando el software QGIS.

Resultados y discusión

Caracterización morfológica de *Crocsmia*

C. crocsmiiflora (Lemoine) (Figura 2) es una especie fanerógama del género *Crocsmia*, perteneciente a la familia Iridácea (James & Brown, 2007). Se la conoce comúnmente como Montbretia, Vara de San José, Estrella de Fuego o *Crocsmia*. Son hierbas perennes de 30 a 100 cm de altura, con follaje deciduo o persistente, que crecen o se reproducen

Determinación de acciones de prevención, erradicación y control

En primer lugar, las acciones orientadas a la prevención se centraron en evitar el ingreso voluntario e involuntario de otras especies exóticas al área protegida, así como las actividades tendientes a evitar la diseminación de *C. Crocsmiiflora* a otras zonas dentro de la isla donde no se encuentra registrada.

En segundo lugar, las acciones de erradicación y disposición final de material extraído, se realizaron a partir de determinaciones en campo, probando diferentes métodos para su erradicación manual. Una de las experiencias para determinar el mejor método se contempló en el proyecto "*Crocsmia*, especie de alto potencial invasor en el SF Isla de la Corota y la articulación juvenil para determinar técnicas de su control a través de la investigación acción (2018)," en el cual participaron jóvenes de las instituciones educativas de la zona de influencia del área protegida, guardaparques voluntarios y equipo del área protegida. Además, se determinó la mejor forma de realizar la disposición final del material vegetal extraído durante su erradicación.

Finalmente, las acciones de contención incluyen todas aquellas encaminadas a detener el avance de la especie invasora hacia nuevas áreas. Dentro de estas actividades se contemplan los procesos de repase en zonas ya intervenidas, con el fin de disminuir el potencial germinativo de la especie invasora. En la contención, se realiza el seguimiento de las acciones anteriormente realizadas, con el fin de validar la efectividad de la estrategia implementada en el área.

vegetativamente a partir de cormos, pequeños y globosos estoloníferos, aunque produce varias decenas de semillas por planta casi siempre estas son infértiles. Es una especie que se adapta bien al ecosistema insular lacustre del área protegida propicio para su reproducción. Además, se registra la presencia generalizada de esta especie en la riera de los ríos El Encano y Guamuez, así como en diferentes veredas de zonas circundantes a la laguna de la Cocha.

Figura 2

C. crocosmiiflora en estado de floración en Zona General de Recreación Exterior del SFIC



Nota. Archivo SFIC (2017).

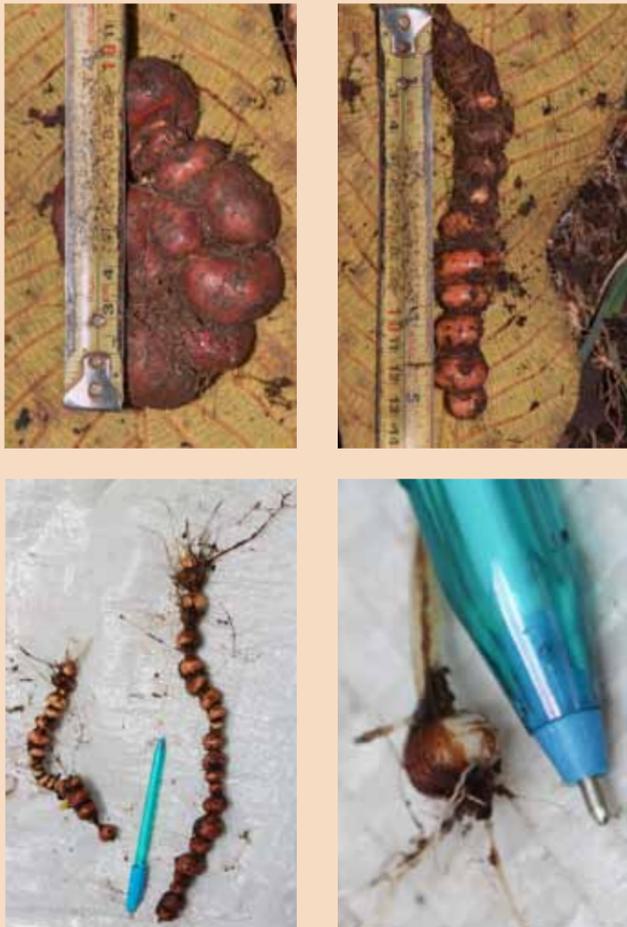
La Tabla 1, resume las principales características morfológicas de la especie exótica con potencial invasor *C. crocosmiiflora*, de acuerdo con la

caracterización realizada por el equipo del área protegida entre los años 2016 y 2018.

Tabla 1

Caracterización morfológica de la especie

Parte de la planta	Descripción	Figura
Tallos y Hojas: Figura 3	Tallo erecto, delgado, con 2-3 costillas, del que salen 1-2 ramas. Despliega 6-12 hojas linear-lanceoladas de hasta 40 x 2 cm, siendo las basales a menudo más anchas que las caulinares, con el nervio medio prominente, glabras. Hojas agrupadas en macollas, lanceoladas, ensiformes o acintadas, con nervios paralelos, de hasta 80-90 cm de largo	Figura 3 Estados de desarrollo de <i>C. crocosmiiflora</i> . 
Inflorescencia: Figura 4	Inflorescencias en espiga o panícula poco ramificada con 6-20 flores, laxa, con el eje algo zigzagante, poco ramificada sobre tallos florales de hasta 120 cm. Flores anaranjadas ligeramente zigomorfas de 30-40 mm, con los tépalos soldados en un tubo ligeramente curvado y los lóbulos oblongos, abiertos, fruto capsular.	Figura 4 Inflorescencia y botones florales de <i>C. crocosmiiflora</i> . 

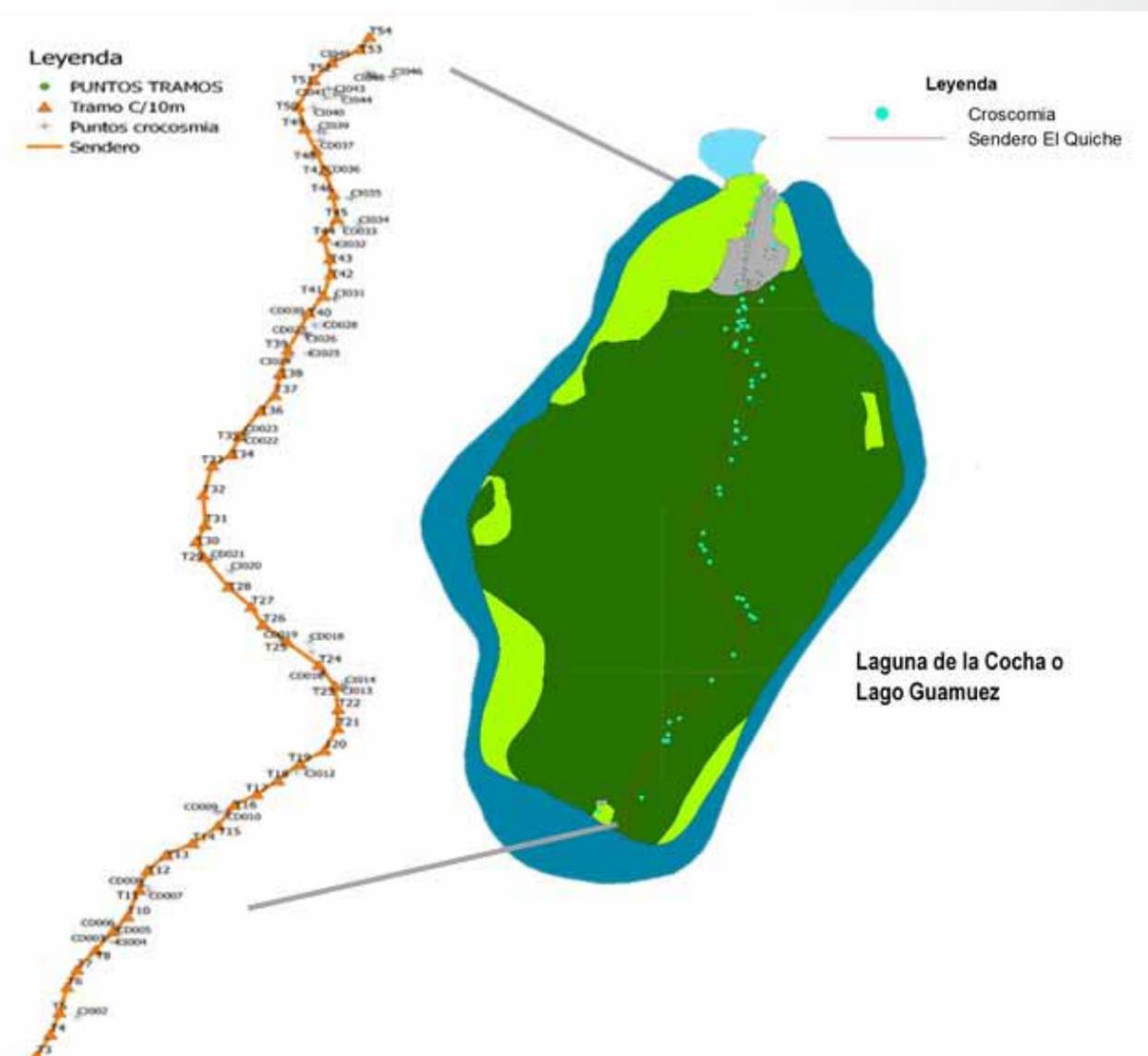
Parte de la planta	Descripción	Figura
Frutos: Figura 5	El fruto es una cápsula de 7-10 mm de diámetro, deprimido-globosa, trilobulada, loculicida, que alberga 1-2 semillas por lóculo de color marrón oscuro, con testa endurecida y brillante. No siempre son semillas viables en estas latitudes, fiando su expansión a la reproducción vegetativa.	Figura 5 (izq.) capsula frutal dehiscente y (der.) semilla de <i>C. crocosmiiflora</i> . 
Cormos: Figura 6	Posee cormos estoloníferos, con bulbos generalmente alineados, globosos de 2-3 cm de diámetro, con túnicas membranáceas que se vuelven fibrosas o se desintegran, y raíces finas también fibrosas.	Figura 6 Variación del tamaño de cormos de <i>C. crocosmiiflora</i> . 

Identificación y georreferenciación de zonas con presencia de *Crocsmia*

En 2016, se determinaron las áreas con presencia de la especie, localizando 51 puntos de colonización, sumando un total de 1.830 m², generando los datos de la línea base para el control y manejo (Figura 7).

Figura 7

Georreferenciación puntos con presencia de *C. crocosmiiflora* en el SFIC año 2016

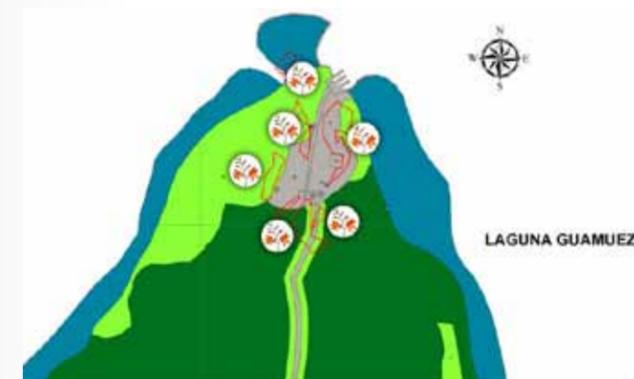


Nota. Elaboración propia.

En 2018, se realizó de nuevo el levantamiento de áreas con presencia de *Crocsmia x crocosmiiflora* especificando por zonas, ya que existían puntos dispersos a lo largo del sendero el Quiche, el cual se tuvo que controlar en su totalidad. Las áreas levantadas se distribuyen en ocho lotes (lote 0 - 7), sumando un total de 1.737 m² (Figura 8).

Figura 8

Georreferenciación puntos con presencia de *C. crocosmiiflora* en el SFIC año 2018



Nota. Elaboración propia.

Lote	Área (ha)	Área (m ²)
0	0,0071	70,52
1	0,0406	405,93
2	0,0083	83,38
3	0,0241	240,38
4	0,0103	103,17
5	0,0629	628,53
6	0,0082	82,05
7	0,0123	123,44
Total	0,1738	1737,89

El área afectada por *Crocsmia* tiene 1.737 m², que corresponde al 1,06 % del área total del Santuario. En el contexto insular, esta área protegida es pequeña, por lo cual cualquier tipo de impacto genera grandes presiones sobre los Valores Objeto de Conservación ecosistémicos (Bosque Andino Insular Lacustre y Totoral), dado que los ambientes insulares tienden a ser más vulnerables llegando a sufrir reemplazamiento de su biodiversidad nativa en altas proporciones (Simberloff, 2010). En este sentido, se ha visto afectada la germinación y expansión de especies del estrato rasante del bosque como *Peperomia trinervula*, *Galium hypocarpium*, *Huperzia hippuridea*, *Cranichis ciliata*; así mismo especies del estrato herbáceo como *Pilea aff. goudotiana*, *Passiflora alnifolia*, *Burmeistera globosa*, *Peperomia acuminata*, e incluso algunas especies de estrato arbustivo y arbóreo como *Weinmannia multijuga*, *Bejaria aestuans*, *Hyeronima macrocarpa*, *Weinmannia rollotii var. subvelutina*, *Palicourea flavescens*, *Palicourea sp.*, *Piper lacunosum*.

Determinación de acciones de prevención, erradicación y control

a. Acciones de Prevención: Un área en el mejor estado de conservación es menos susceptible a la interacción de especies exóticas invasoras. Por ello, se ha reforzado las actividades de educación ambiental, con el fin de sensibilizar a las comunidades aledañas al área protegida sobre

los impactos que genera esta especie sobre los ecosistemas naturales, además de promover que no se utilice *Crocsmia* como material ornamental en floreros o jardines.

Por otro lado, debido a que el Santuario es un área con vocación ecoturística, recibiendo a miles de visitantes al año, se ha reforzado dentro de la charla de inducción a los visitantes, la temática de sensibilización de este tema para evitar el ingreso o dispersión del material vegetal.

b. Acciones de erradicación y disposición final de material extraído: El método que cuenta con mejores resultados y menor cantidad de rebrotes fue la extracción manual de la parte aérea o epigea (hojas, tallos inflorescencias) y la remoción de parte hipogea (cormos y raíces) con ayuda de palas pequeñas manuales, las cuales ayudan al entesaque direccionado de cada planta, logrando obtener mayor retiro de cormos para evitar el rebrote de nuevas plantas de *crocsmia*.

En el año 2017, se seleccionó el mejor método de extracción en parcelas de experimentación en las cuales se realizaron los siguientes tratamientos: Surco 1: remoción de cormos con azadón y retiro manual de material vegetal; Surco 2: Extracción manual de parte aérea y remoción de cormos con palas pequeñas manuales; Surco 3: Extracción de material vegetal y remoción de suelo conjunto con azadón y posterior zarandeo de material edáfico extraído; Surco 4 (testigo): Extracción de parte aérea sin perturbación de parte edáfica. A partir del segundo mes de iniciados los

tratamientos, se empezó a evidenciar el rebrote de nuevas plántulas en los surcos 1 y 4, a partir del tercer mes se evidenció el rebrote de plántulas en el surco 3 y a partir del mes 4 se evidenció inicio de rebrote en el surco 2. En estos dos últimos surcos mostraron una mayor germinación de especies nativas como *Bocconia frutescens*.

El proceso de erradicación, permitió disminuir el área ocupada por *crocsmia* en 93 m² del área inicial de invasión referenciada, pasando de 1.830 m² (2016) a 1.737 m² (2018). Si bien esto corresponde al 5,08 % del área de invasión, esta área amplia el área de contención en la Zona Intangible del bosque, permitiendo la regeneración natural del bosque con la germinación de semillas nativas.

Teniendo en cuenta las disposiciones de manejo de un área protegida, solamente se contempla la erradicación manual, y por ende no se implementaron otros métodos de erradicación de la especie por los impactos que puedan afectar la biodiversidad del Santuario. Dado que la erradicación se priorizó en la zona intangible, luego en Zona de Recuperación Natural y por último en la zona de recreación general exterior, se resalta que, para erradicar la especie en todo el Santuario, se requiere tratamiento de varios años para eliminar los cormos residuales que quedan en el suelo.

Con respecto a la disposición final del material extraído se viene realizando procesos de separación de parte hipogea y epigea. Inicialmente, la parte hipogea se embala en empaques de polietileno negro y se entierra en una zona determinada para tal fin dentro del área protegida. Existen vacíos de información respecto a la disposición final del material extraído, por lo cual se debe realizar profundizar en estudios basados en ensayos direccionados en la descomposición de cormos. Con respecto a la biomasa epigea de *C. crocosmiiflora* (hojas, tallos e inflorescencias) ya que ésta no representa riesgos para la diseminación de la especie, se realizan procesos de compostaje de acuerdo a la Norma Técnica Colombiana - NTC 5167, en ambiente controlado.

c. Acciones de contención: El seguimiento de las acciones de control realizadas ha sido de gran importancia ya que permite evaluar si la estrategia implementada en el área está realmente siendo efectiva evitando la expansión de la invasión. Como elemento de contención

se ha realizado la siembra de especies de rápido crecimiento como el Albarracín o Trompeto (*Bocconia frutescens*) y Motilón dulce (*Hyeronima macrocalpa*). Estas especies han sido multiplicadas en el vivero del área protegida y sembradas en los límites de la afectación de la especie con la Zona Intangible para evitar la expansión de la especie invasora.

En el año 2018 se construyó un vivero para la reproducción de especies nativas con semillas del área protegida con el fin de tener material vegetal para la siembra en áreas intervenidas por erradicación de *C. crocosmiiflora*. Dicho vivero tiene un área de 18 m² (6 m largo x 3 m ancho). Durante el tiempo de construcción se han propagado especies como: Cerote (*Hesperomeles obtusifolia*), Pino colombiano (*Podocarpus oleifolius*), Albarracín o Trompeto (*Bocconia frutescens*) y motilón (*Hyeronima macrocalpa*). Dichas plántulas surgieron de la recolección de semillas en el proceso de erradicación de *Crocsmia* en la Zona intangible del área protegida. La mayoría de las especies propagadas son de rápido crecimiento y se encuentran en el rango longitudinal del Santuario. Se estima continuar con la producción masiva de material vegetal con el fin de tener el material disponible, necesario para realizar las siembras de especies nativas en áreas pos-erradicación.

Si bien el Santuario ha tenido avances en la identificación, caracterización, georreferenciación y en las acciones de prevención, manejo y control de *C. crocosmiiflora* como especie invasora, se requiere generar espacios de análisis con actores de la Zona de Influencia del Santuario, como las comunidades campesinas e indígenas, considerando la alta dispersión en esta zona aledaña al área protegida, así como en las zonas rivereñas a la Laguna de la Cocha y dentro de algunas Reservas Naturales de la Sociedad Civil. Se debe considerar que la visión de manejo de las invasiones de especies exóticas debe ser transversal a los componentes biológicos, ecológicos, socioeconómicos e incluso culturales, por lo cual es de vital importancia articular visiones y experiencias con respecto a este tema. Así mismo, debido a los vacíos de información que se presenta sobre la especie, se encuentra priorizada en las líneas temáticas del Portafolio de Investigaciones del Santuario (2020).

Figura 9

Trabajo del equipo del Santuario en labores de vivero (Izq.). Multiplicación de material vegetal en vivero del SFIC (Der)



Nota. Archivo SFIC (2019).

Conclusiones

Entre los años 2016 y 2018, el equipo del área protegida realizó la caracterización morfológica de la especie para determinar la vía de diseminación, posteriormente se estableció como resultado de pequeñas parcelas de evaluación, el método de erradicación dirigido a la extracción de cormos con herramientas manuales, resultado de ello es la disminución de 94m² con germinación cero de *crocsmia* en el área de contención. Sumado a ello las acciones de multiplicación de material vegetal nativo en el vivero del área protegida, y la siembra de este material en la zona de contención a través del proceso de restauración de áreas intervenidas, han contribuido a mantener esta área para evitar la dispersión de la especie hacia la zona intangible del bosque.

Agradecimientos

Queremos agradecer a todas las personas que a lo largo de estos años se han vinculado de una u otra manera a este trabajo en el área protegida, a todos los integrantes del equipo de trabajo del SF Isla de la Corota que han aportado en éste trabajo en todos estos años, guardaparques voluntarios,

Si bien se han adelantado diferentes actividades que contribuyen en las acciones de prevención, manejo y control de esta especie exótica con potencial invasor, aún el trabajo para la erradicación de *crocsmia* es arduo, debido a las condiciones climáticas propias del área protegida las cuales favorecen el establecimiento y diseminación de ésta, lo que requiere de mano de obra constante encaminada a la erradicación y disposición final de material extraído, sumado a ello se espera vincular las acciones de manejo con las comunidades aledañas al área protegida para generar sensibilización de la situación actual y un manejo articulado de acciones que contribuyan a la conservación de la biodiversidad contenida en el Humedal Ramsar Laguna de la Cocha.

funcionarios y contratistas de Parques Nacionales Naturales de Colombia, a actores comunitarios, estudiantes y docentes de la Institución Educativa Municipal el Encano, líderes de las Reservas Naturales de la Sociedad Civil y miembros de la comunidad Indígena Quillasinga.

Referencias

- Baptiste, M. P., Castaño, N., Cárdenas, D., Gutiérrez, F. P., Gil, D.L. & Lasso, C. A. (2010). *Análisis de riesgo y propuesta de categorización de especies introducidas para Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Castro, J., Jojoa, N., Villarreal, M., Zambrano, J. y Zambrano, M. (2018). *Crocasmia, especie de alto potencial invasor en el SF Isla de la Corota y la articulación juvenil para determinar técnicas de su control a través de la Investigación Acción*. Dirección Territorial Andes Occidentales. Parques Nacionales Naturales de Colombia.
- Convenio de Diversidad Biológica- CBD. (2009). *Especies exóticas invasivas: una amenaza a la diversidad biológica*. Día Internacional de la Diversidad Biológica. Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica.
- CORPONARIÑO -CORPOAMAZONIA - WWF. (2002). *Plan de manejo Corredor Andino Amazónico Bordoncillo Patascocoy*.
- Díaz-Espinosa, A.M., Díaz-Triana, J.E y Vargas, O. (eds). (2012). *Catálogo de plantas invasoras de los humedales de Bogotá*. Grupo de Restauración Ecológica de la Universidad Nacional de Colombia y Secretaría Distrital de Ambiente.
- I3N Information Invasives Network Brasil. (2015). *Análisis de riesgo para Crocasmia crocosmiiflora en Brasil*. <http://www.bd.institutohorus.org.br>
- James, T. A. & Brown, E. A. (2007). *Crocasmia x crocosmiiflora (Lemoine ex Burb. & Dean) N. E. Br. New South Wales Flora Online*. PlantNET - The Plant Information Network System of Botanic Gardens Trust. <http://plantnet.rbgsyd.nsw.gov.au>
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. (2014). *Quinto Informe Nacional de Biodiversidad de Colombia ante el Convenio de Diversidad Biológica*.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2011). *Plan Nacional para la Prevención, el Control y Manejo de las Especies Introducidas, Trasplantadas e Invasoras: diagnóstico y listado preliminar de especies introducidas, trasplantadas e invasoras en Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt-IAvH, The Nature Conservancy Colombia-TNC, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.
- Norma Técnica Colombiana 5167. (2004). *Norma para abonos orgánicos y fertilizantes. Productos para la industria agrícola productos orgánicos usados como abonos o fertilizantes y enmiendas de suelo*. Segunda actualización. <https://www.cali.gov.co/dagma/loader.php?IServicio=Tools2&ITipo=descargas&IFuncion=descargar&idFile=31838#:~:text=Esta%2Onorma%2Oestablece%2Olos%2Orequisitos,enmiendas%2Oo%2Oacondicionadores%2Ode%2Osuelo>.
- Parques Nacionales Naturales de Colombia. Dirección Territorial Andes Occidentales. (2019). *Plan de Manejo Santuario de Flora Isla de la Corota*. Versión en consulta previa. Noviembre 2019.
- Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (2008, 23 de mayo). Resolución 0848. *Por el cual se declaran unas especies exóticas como invasoras y se señalan las especies introducidas irregularmente al país que pueden ser objeto de cría en ciclo cerrado y se adoptan otras determinaciones*. Diario oficial. http://www.parquesnacionales.gov.co/portal/wp-content/uploads/2013/08/res_0848.pdf
- Simberloff, D. (2010). *Invasive species*. Conservation Biology fo All, Sodhi & Ehrlich (eds). Oxford University Press
- Villarreal, M. F. (2020). *Portafolio de Proyectos de Investigación del Santuario de Flora Isla de La Corota*. Documento Anexo del Plan de Manejo 2020-2024 del Santuario de Flora Isla de La Corota. Dirección Territorial Andes Occidentales. Parques Nacionales Naturales de Colombia.
- Villarreal, M. F. (2020). *Protocolo de prevención, manejo y control de especie invasora Crocasmia x crocosmiiflora en el Santuario de Flora Isla de la Corota*. Dirección Territorial Andes Occidentales. Parques Nacionales Naturales de Colombia. Pasto, Nariño.
- Zalba, S. & Ziller, S. (2007). *Herramientas de prevención de invasiones biológicas de i3n*. Invasives Information Network (i3n), Grupo de Estudios en Conservación y Manejo. Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental y The Nature Conservancy.



Foto: Jorge Castro



Foto: Luis Lasso

Monitoreo de aves en el Santuario de Flora y Fauna Galeras: una estrategia de conservación de sus ecosistemas



Foto: Luis Lasso

Luis Gonzalo Lasso Lasso

Biólogo, profesional de monitoreo. Santuario de Fauna y Flora Galeras. Parques Nacionales Naturales de Colombia.
luislasso@gmail.com

Andrés Rodríguez

Operario. Santuario de Fauna y Flora Galeras. Parques Nacionales Naturales de Colombia.
andrezr122@gmail.com

Jesús Cabrera

Operario. Santuario de Fauna y Flora Galeras. Parques Nacionales Naturales de Colombia.
lagunanegra191@gmail.com

Monitoring of Birds in the “Santuario de Flora y Fauna Galeras”: a Strategy to Conserve its Ecosystems

RESUMEN

El Santuario de Flora y Fauna Galeras cuenta con 8.829,7 ha, donde alberga gran diversidad de aves, por lo que es considerado un Área de Importancia para la Conservación de las Aves, que, junto con la protección de ecosistemas como los páramos y bosques de alta montaña, garantiza la viabilidad a largo plazo de las poblaciones naturales. El Santuario ha realizado un constante esfuerzo por conocer las dinámicas del ensamblaje de aves como un Valor Objeto de Conservación priorizado en su plan de manejo, donde se han realizado seis temporadas de muestreo a través de puntos de conteo en sitios estratégicos del área protegida. En estos, se han registrado 202 especies de aves, donde la riqueza está altamente representada en

los ecosistemas de bosque andino y bosque altoandino. Predominan las especies frugívoras e insectívoras y en especial, se albergan especies indicadoras del estado de conservación, algunas dentro de alguna categoría de amenaza, así como migratorias boreales y australes, o enlistadas en los diferentes criterios de las áreas de importancia para la conservación. Los resultados aportan en este ciclo de plan de manejo, al análisis de integridad ecológica del área protegida y en conocer las actuales condiciones de conservación del Santuario.

Palabras clave: Bosque Andino, bosque alto andino, paramo, riqueza de especies, VOC.

ABSTRACT

The Santuario de Flora y Fauna Galeras has 8,829,7 ha, where safeguards a great diversity of birds, by this reason is considered an Important Bird Areas, that, together with the protection of ecosystems such as paramo and high mountain forests, guarantees the long-term viability of natural populations. The Sanctuary has made a constant effort to know the dynamics of bird assemblage as a priority Conservation Object Value of its management plan, since then six sampling seasons have been carried out through points of counting, in strategic sites of the protected area. In this points, 202 species of birds have been registered, this richness is highly represented in the Andean forest and high Andean forest ecosystems. Frugivorous and insectivorous species predominate in them, and in particular, species that are indicative of the conservation status are housed, some with a threat category, boreal and southern migratory species or listed in the different criteria of the areas of importance for conservation. The results contribute in this management plan cycle, to the analysis of the ecological integrity of the protected area and to know the current conservation conditions of the Sanctuary.

Key words: Andean Forest, high Andean Forest, paramo, species richness, VOC.

Introducción

Las áreas protegidas buscan proteger la biodiversidad y proporcionar servicios ecosistémicos de regulación, control y recreación. La efectividad de las estrategias de conservación en estos sitios y su representación taxonómica se han evaluado a diferentes escalas nacionales, regionales y globales (Ceballos, 2007; Rodríguez et al., 2009). Sin embargo, para todas estas escalas la efectividad de las acciones de conservación es limitada, en parte porque la línea de base dentro de cada área es aún muy escasa, y en muchos casos es basada en información secundaria de trabajos anteriores. Es por esto que la generación de conocimiento biológico en estas zonas, incluyendo las zonas de influencia, es de especial relevancia para incrementar su comprensión y por ende aportar al análisis de efectividad de manejo de las áreas protegidas (Bruner et al., 2001). En la región andina de Colombia existen 29 áreas protegidas (Rodríguez et al., 2009), en las cuales están presentes la mayoría de las aves endémicas, y, aproximadamente 50 especies se encuentran amenazadas (Renjifo et al., 2014).

Bajo el contexto anterior se encuentra el Santuario de Flora y Fauna Galeras (SFF Galeras), declarado como Área de Importancia para la Conservación de las Aves (AICA), localizado en la cordillera occidental de Colombia, con un área de 8.829,7 ha, entre vegetación de bosque andino, alto-andino y páramo, y en donde, por su ubicación estratégica garantiza la viabilidad a largo plazo de las poblaciones naturales de aves, las cuales son Valores Objeto de Conservación (VOC), para el área protegida.

En consecuencia, desde el año 2015 se ha realizado el monitoreo de este VOC, mediante el análisis de indicadores como la densidad (ind/km²) de las especies de aves, permitiendo evaluar su estructura y composición dentro del Santuario. De esta manera, en este artículo se consolida la información de los resultados de monitoreo realizado durante cinco años al interior del área protegida, con el propósito de aportar al análisis de integridad ecológica y conocer las condiciones de conservación actuales, que permitirán orientar la toma de decisiones en las diferentes estrategias de manejo que se priorizan en el Santuario.

Métodos

Área de estudio

El Santuario de Flora y Fauna 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, ubicado entre los 1° 9' 09.21" y 1° 15' 41.16" de latitud norte y 77° 19' 37.10" y 77° 26' 28.73" de longitud oeste. El Santuario está conformado por territorios de siete municipios: Nariño, La Florida, Sandoná, Consacá, Yacuanquer, Tangua y Pasto. Cuenta con un área de 5.416,34 ha de ecosistemas de bosque altoandino y andino y 2.813,36 ha de páramos, que contribuyen de manera importante

y exclusiva al proceso de almacenamiento y regulación hídrica; principalmente el ecosistema de páramo que hace parte de dos cuencas, Güaitara y Juanambú y al mismo tiempo de la Subcuenca del río Pasto.

Listado de aves del área protegida

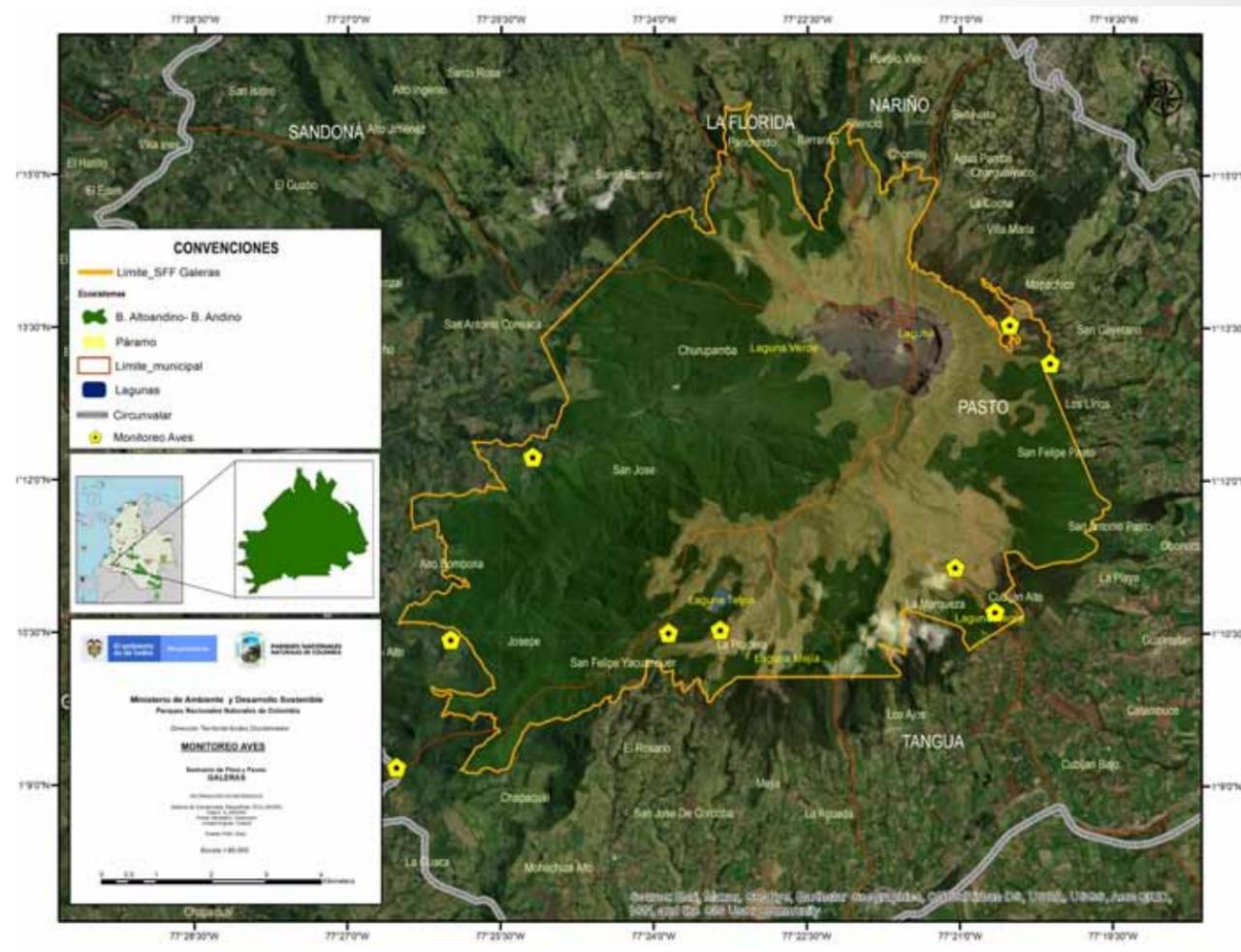
La lista de aves se consolidó con base en los registros anuales, obtenidos de la implementación del programa de monitoreo del SFF Galeras, y se encuentra recopilada y sistematizada en bases de datos estandarizadas en el Sistema de Información de Investigación y

Monitoreo de Parques Nacionales Naturales, el cual está articulado al Sistema de Información sobre Biodiversidad de Colombia (SIB), coordinado por el Instituto Alexander

von Humboldt. Estos resultados fueron comparados con la lista de aves del departamento de Nariño propuesto por Calderón, et al. (2011).

Figura 1

Localización de los puntos de conteo del monitoreo de aves en el SFF Galeras



Ubicación de los puntos de conteo

Para el monitoreo de aves se priorizaron los sectores Urcunina Laguna Negra, Laguna de Telpis, Zaragoza, Josepe y San José de Bomboná, abarcando los tres ecosistemas presentes en el Santuario: Páramo (3.314 – 3.681 m de altitud), Bosque Alto andino (3.100 – 3.520 m de altitud) y Bosque Andino (2.040 – 2.270 m de altitud) al interior del área protegida y su zona de influencia (Figura 1).

Método de muestreo por distancias con puntos de conteo

Se utilizó el método de muestreo por distancias con puntos de conteo, el cual se considera como uno de las principales técnicas de monitoreo de aves terrestres por su eficacia en todo tipo de terrenos y hábitats, y a la utilidad de los datos obtenidos. Este método permite obtener información sobre composición, abundancia relativa y densidad de especies detectadas visual

y auditivamente, lo cual implica contar los animales vistos por un observador que está ubicado en un punto de conteo, midiendo la distancia radial, hasta el punto donde se observó el animal o hasta el centro geográfico del grupo observado (Ralph et al., 1996).

Se tuvo en cuenta las siguientes condiciones: a) los puntos de conteo se ubicaron aleatoriamente con respecto a los animales; b) los animales encontrados a cero metros de distancia radial siempre fueron detectados, es decir, la probabilidad de detección a 0 m fue igual a 1 (100 %); c) los datos de los animales detectados fueron registrados en la posición inicial en que fueron observados por primera vez, de esta manera se evitó que los individuos fueran contados dos o más veces durante una misma repetición; d) las distancias se midieron con precisión; e) las observaciones fueron eventos independientes (Buckland et al. 2001).

Los muestreos fueron visuales usando binoculares de 10 x 42. El tiempo de permanencia en cada punto de conteo fue de 10 minutos. Para cada punto de conteo se registró fecha y hora, nombre del punto, coordenada, repetición y observadores. Se registró en formatos de campo para cada detección la fecha, hora, especie, nombre del punto, distancia radial en metros y número de individuos; y en observaciones se registró el tipo de actividad realizada por el ave en el momento de su visualización inicial. Adicionalmente se realizó el registro fotográfico de algunas especies de aves.

En cada año de monitoreo (periodo 2015-2020) se establecieron un total de 131 puntos de conteo, ubicados a una distancia entre cada punto de aproximadamente 150 m: En cada ecosistema se ubicaron de 13 a 15 puntos de conteo, con tres repeticiones por punto, y dos personas realizando las observaciones.

Para la identificación de las aves y la asignación del rango altitudinal se utilizaron las guías de Hilty & Brown (1986); Restall et al. (2006) y Ayerbe- Quiñonez (2018). El estatus de amenaza se estableció de acuerdo a la lista roja de especies amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN), así como la resolución 0192 de 2014 (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2014) y el libro rojo de aves de Colombia (Renjifo et al., 2002) para la categoría de amenaza a nivel nacional.

Análisis de datos

La riqueza de especies de aves representa el total de especies encontrada cada punto de conteo, y en general del área protegida. Por otra parte, la abundancia refleja el número de individuos de cada una de las especies encontradas. Para realizar el cálculo se utilizó la metodología presentada por Villareal et al. (2004). La abundancia relativa se estimó como la frecuencia de cada especie, donde se dividió el número de individuos de la especie 1 entre el número total de individuos y se multiplicó por 100 para obtener el porcentaje de frecuencia ($P1 = \frac{ns}{\sum n} \times 100$), donde P1 representa la abundancia relativa de la especie 1, ns el número de individuos de la especie 1, $\sum n$ el número total de individuos

Se calculó el índice de dominancia de Simpson (1-D). Los índices basados en la dominancia son parámetros inversos al concepto de uniformidad o equidad de la comunidad, tienen en cuenta la representatividad de las especies con mayor valor de importancia, sin evaluar la contribución del resto de las especies (Moreno, 2001). Los rangos establecidos para los umbrales de cada uno de los indicadores priorizados en el programa de monitoreo del Santuario se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1

Rangos de gestión de los indicadores evaluados en el programa de monitoreo del SFF Galeras (periodo 2015-2020)

Indicadores	Rangos de gestión	
Riqueza, Densidad, Diversidad	Nivel crítico	-10%
	Nivel aceptable	0
	Nivel satisfactorio	> 0

Para la identificación de las aves y la asignación del rango altitudinal se utilizaron las guías de Hilty & Brown (1986); Restall et al. (2006) y Ayerbe- Quiñonez (2018). El estatus de amenaza se estableció de acuerdo con la lista roja de especies amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, 2021), así como la resolución 0192 de 2014 (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2014) y el libro rojo de aves de Colombia (Renjifo et al., 2016) para la categoría de amenaza a nivel nacional.

Resultados y discusión

Riqueza y abundancia

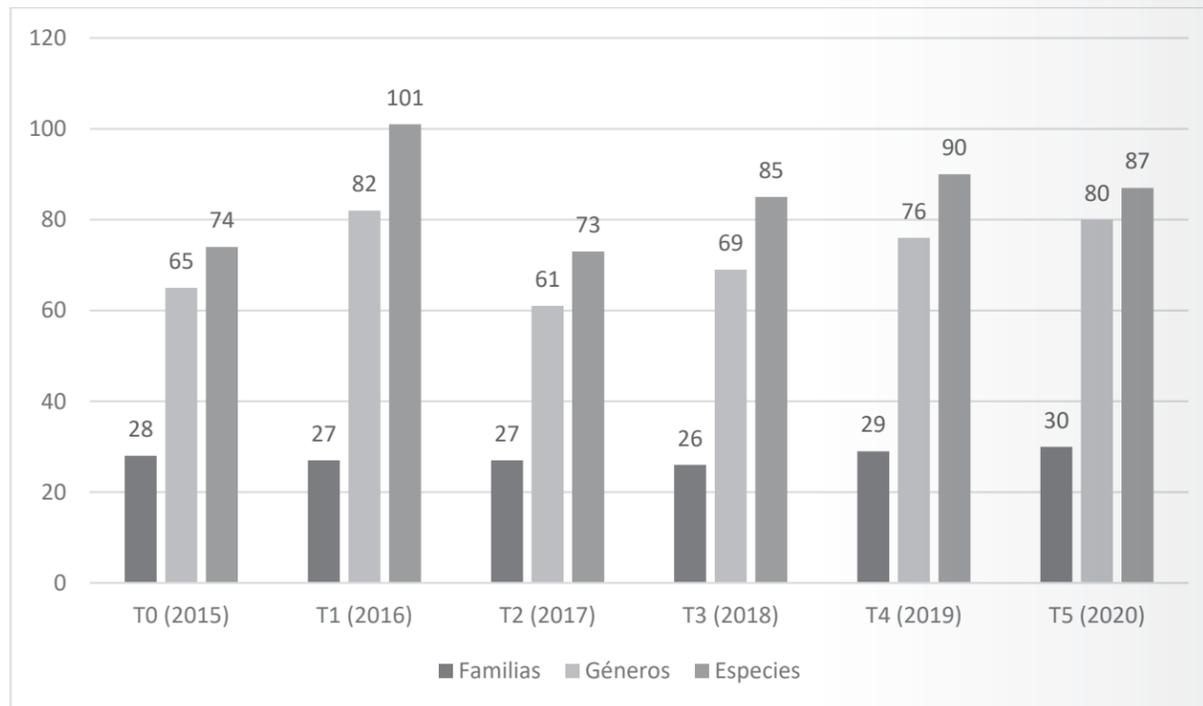
Con base en todos los estudios realizados en el área protegida, para el Santuario se registró un total de 202 especies, 150 géneros, 44 familias y 20 órdenes, que representan el 19,2 % de las aves del departamento de Nariño, para el cual se han reportado un total de 1048 especies, y el 30,2 % de las aves registradas para la zona andina del departamento de Nariño (668 especies) (Calderón et al., 2011). Estos resultados indican que, aunque se encuentra el Santuario en una zona aislada y sin conectividad con otras áreas de conservación, presenta una buena representatividad y riqueza de especies de aves. Es importante resaltar que el departamento de

Nariño cuenta con un 2,9 % de la extensión del total del país (3.326.506 ha), y alberga cerca del 59% de la avifauna nacional y un 32 % del total de la avifauna de Suramérica, convirtiéndose en uno de los departamentos más ricos en aves en el país (Calderón et al., 2011).

En cuanto a la riqueza, en la Figura 2 se muestra el número de familias, géneros y especies de aves registradas en los diferentes ecosistemas presentes en el SFF Galeras durante el periodo 2015-2020. Como se puede observar, en el año T1 (2016) existió un mayor reporte de aves que en los otros años (101 especies), seguido por los años T4 (2019), T5 (2020), T3 (2018), T0 (2015) y T2 (2017).

Figura 2

Comparativo de la riqueza de aves durante el periodo 2015 a 2020



Estas diferencias pueden estar fundamentadas por diversos factores: a) climáticos (precipitaciones, temperaturas, humedad); b) ecológicos (migraciones altitudinales/latitudinales, disponibilidad de recurso, competitividad interespecífica y/o intraespecífica, etc.); c) metodológicos (diferencias en esfuerzos de muestreo, capacidades o habilidades de observación del investigador, entre otras). Todos estos factores influyen positiva o negativamente en el registro de la presencia o ausencia de aves en el Santuario.

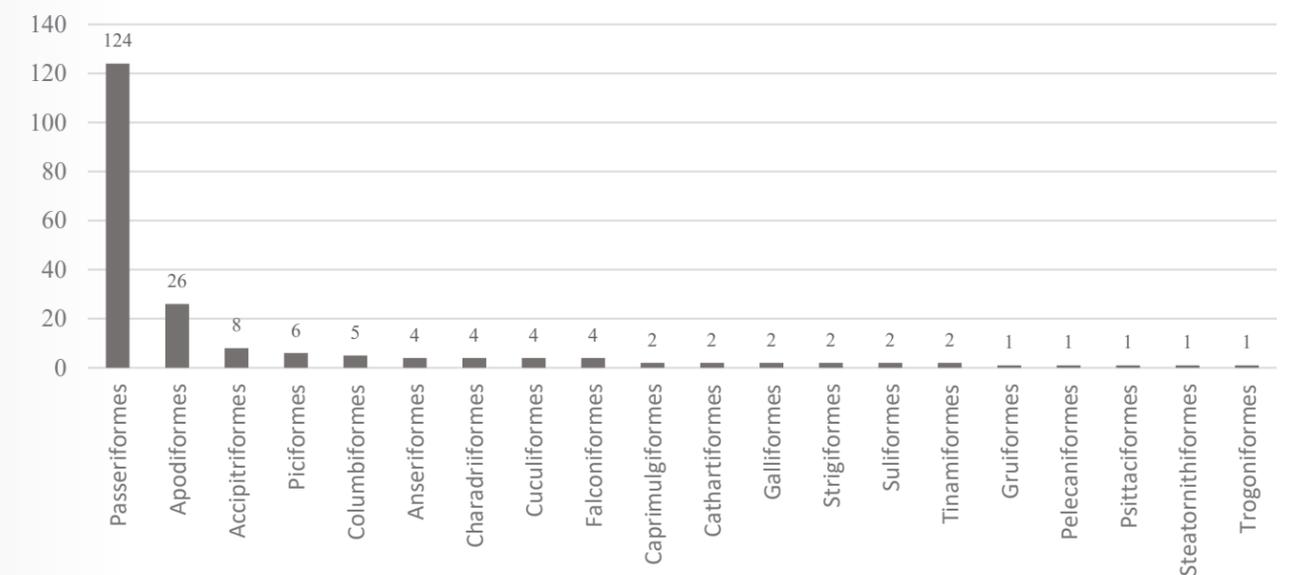
Con estos resultados, para la riqueza, se concluye que el VOC poblaciones de aves, como indicadores del estado de conservación de los

ecosistemas, presenta niveles satisfactorios de conservación de acuerdo con los rangos de gestión definidos, dado que en todos los ecosistemas se presenta un aumento de registros de especies durante los años de monitoreo, reportando nuevos registros para el Santuario en todas las temporadas de muestreo.

Así mismo, para la riqueza de especies por cada uno de los órdenes presentes, se tiene que el orden Passeriformes cuenta con la mayor representatividad, con 124 especies, seguido por Apodiformes y Accipitriformes con 26 y ocho especies respectivamente, los demás órdenes tienen menos de siete especies (Figura 3).

Figura 3

Número de especies registradas por orden en el SFF Galeras



Las familias con mayor número de especies registradas, tanto en el muestreo general como en cada ecosistema, fueron Thraupidae, Tyrannidae y Trochilidae, con 14, 10 y 9 especies respectivamente, lo cual representa el 40 % del total del muestreo. Otras familias que se destacaron, aunque en menor proporción, fueron Emberizidae, Accipitridae, Parulidae y Furnariidae (cinco especies cada una). Las familias restantes estuvieron representadas por cuatro especies o menos (Figura 4). Las familias Thraupidae, Trochilidae y Tyrannidae son las más diversas en el país, y las

especies que las conforman pueden ser encontradas en todos los tipos de hábitats y altitudes (McMullan et al., 2014), lo que ayuda a entender su alta representatividad en este estudio.

Algunas de las especies destacadas dentro de estas familias incluyen: *Catamenia inornata*, *Buthraupis montana* (Thraupidae), *Pyrrhomyias cinnamomeus*, *Ochthoeca cinnamomeiventris*, (Tyrannidae), *Chalcostigma herrani* y *Coeligena coeligena* (Trochilidae) (Figura 5).

Figura 4

Número de especies registradas por familia en el SFF Galeras

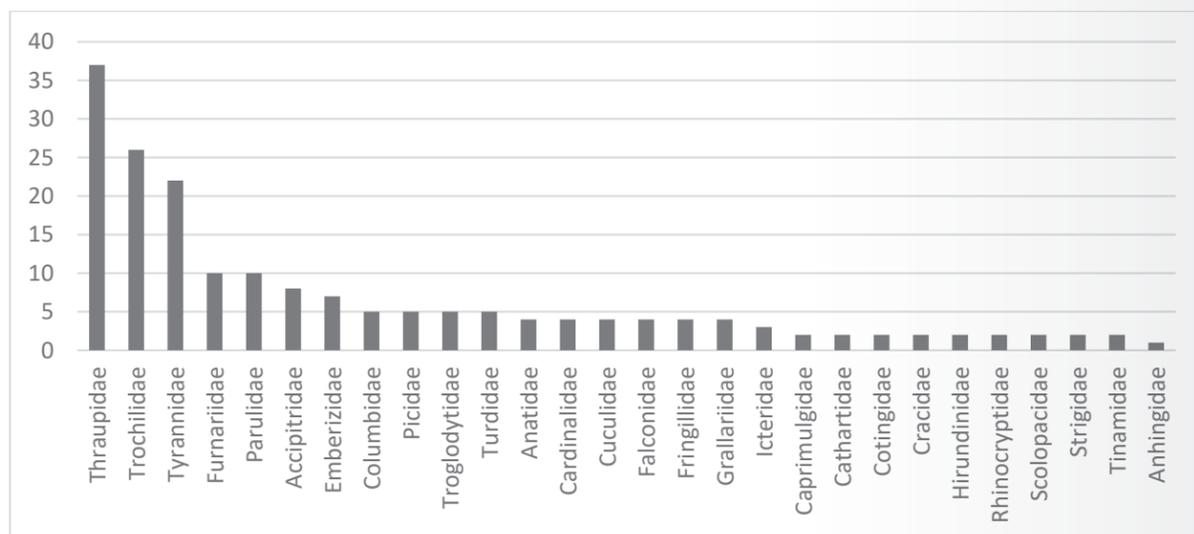


Figura 5

Especies de aves de las familias Thraupidae, Tyrannidae y Trochilidae registradas en el SFF Galeras



Nota. De arriba abajo y de izquierda a derecha: *Buthraupis montana*, *Pyrrhomyias cinnamomeus*, *Ochthoeca cinnamomeiventris* y *Coeligena coeligena*. Fotos Lasso-L.G. 2020.

En cuanto a las familias con mayor número de individuos, se tiene que las más abundantes fueron: Thraupidae, Columbidae, Emberizidae, Turdidae, Trochilidae y Tyrannidae. Las especies más abundantes fueron *Turdus fuscater*, *Patagioenas fasciata*, *Diglossa humeralis*, *Psittacara wagleri*, *Anisognathus igniventris*, *Zonotrichia capensis*, *Pygochelidon cyanoleuca*, *Icterus chrysater* y *Catamenia inornata*. En estos casos, el alto número de individuos registrados de *Turdus fuscater* está relacionado con su comportamiento y adaptabilidad a una diversidad de ambientes y ecosistemas, en el caso del Santuario se la ha registrado en los tres ecosistemas y en un gran porcentaje de puntos de observación. Las otras especies son muy comunes y fáciles de observar por lo que su registro aumenta con los muestreos en los tres ecosistemas monitoreados.

un rango altitudinal de distribución entre estos dos ecosistemas. A así mismo, la diversidad de especies vegetales es similar, siendo un fácil acceso y disponibilidad de recursos alimenticios que tienen las poblaciones de aves (Córdoba, 2016). En el caso del bosque andino, este presenta características de composición y estructura vegetal diferentes, encontrándose representado por una alta diversidad de especies de aves pero también una alta diversidad de plantas y con unas condiciones ambientales muy favorables para las poblaciones, por lo cual presenta una similitud baja entre los ecosistemas de bosque alto andino y páramo, que se encuentran por encima de los 3.400 m y ha sido uno de los ecosistemas más afectados y presionados por encontrarse cerca de centros poblados, lo cual ha generado mayor intervención para el desarrollo de actividades agropecuarias.

Índice de diversidad de Simpson

La diversidad de especies en general, medida como el grado de heterogeneidad en base al índice de diversidad inversa de Simpson (1-D), mostró que el SFF Galeras presenta una alta diversidad (1-D= 0,91) con una baja dominancia (D= 0,09). Para cada ecosistema, se presenta el mismo comportamiento, donde el bosque andino presentó una mayor diversidad de especies, seguido del bosque altoandino y finalmente el páramo.

Se encontró que la mayor similitud se da entre el bosque alto andino y páramo, por compartir un mayor número de especies de aves, esto se reafirma teniendo en cuenta que el páramo se encuentra en la parte alta del área protegida y presenta una mayor conexión con el bosque alto andino, donde muchas especies de aves tienen

En la Tabla 2 se observa un comparativo del índice de diversidad inverso de Simpson para todos los periodos de monitoreo y ecosistemas de las poblaciones de aves para el SFF Galeras, mostrando que en relación al T0 (2015), en donde se obtuvo un valor de 1-D de 0,87, en la mayoría de los años se obtuvieron valores más altos de diversidad, concluyendo de esta manera que el Santuario presenta niveles satisfactorios para este indicador (>0), corroborando de esta manera la importancia del área protegida para el mantenimiento del ensamblaje de aves. El único año que presentaron valores menores de este indicador con respecto a T0 fue el 2017, en donde pasó a un valor de 1-D de 0,84, que muy probablemente se relaciona con un menor registro de especies y abundancias relativas. Aun así, este valor no es lo suficientemente bajo para pasar a un nivel aceptable o crítico de gestión.

Tabla 2

Índice de diversidad de aves en el programa de monitoreo del SFF Galeras (periodo 2015-2020)

Índice de diversidad	Temporadas de monitoreo					
	T0 (2015)	T1 (2016)	T2 (2017)	T3 (2018)	T4 (2019)	T5 (2020)
Número de especies	74	101	73	85	90	87
Número de familias	28	27	27	26	29	30
Índice Simpson (1-D)	0,87	0,92	0,84	0,91	0,94	0,91

Nuevos registros, especies amenazadas y criterios AICA

Durante los muestreos y observaciones directas por el equipo del área protegida en los sectores fue posible detectar cuatro especies que no habían sido reportadas anteriormente en el SFF Galeras: 1) Tinamú de pico curvo (*Nothoprocta curvirostris*); 2) Guácharo (*Steatornis caripensis*); 3) Aguililla blanca (*Elanus leucurus*); 4) Trepatroncos montañoso (*Lepidocolaptes lacrymiger*).

El Tinamú de pico curvo (*Nothoprocta curvirostris*), es un registro destacado, no solo porque no se tenían reportes en el Santuario, sino porque también se tienen escasos registros en Colombia, en donde Nariño es el único departamento con reportes de esta especie (Gutiérrez et al., 2016). Su observación se realizó en el ecosistema de páramo a una altitud de 3.760 m, atravesando la vía que conduce a la cima del volcán Galeras y refugiándose entre el pajonal. Para el caso del Guácharo (*Steatornis caripensis*), la presencia de esta especie fue corroborada mediante una observación directa de un individuo que se encontraba perchado sobre una rama de un árbol durante los recorridos de

monitoreo en la vereda Josepe del municipio de Consacá en la zona de influencia del santuario. El Aguililla blanca (*Elanus leucurus*) fue observado un individuo en la zona de influencia, en la vereda San José de Córdoba, municipio de Yacuanquer en una cobertura de Mosaico de pastos con espacios naturales, con un comportamiento de forrajeo en búsqueda de presas, a una altura de 30 m del suelo. Y, el Gavilán gorgiblanco (*Buteo albigula*), un ave rapaz de la familia Accipitridae, esta ave se distribuye en los Andes desde Venezuela y Colombia al sur hasta el centro de Chile y el occidente-centro de Argentina (del Hoyo et al. 1994). Se considera un registro notable debido a los escasos avistamientos que se han realizado y los pocos, casi nulos estudios o investigaciones realizadas sobre esta especie a nivel mundial. Inclusive no se encuentra incluida en el listado de las aves del departamento de Nariño realizada por Calderón et al., en el 2011. De esta manera este corresponde a un nuevo registro no solo para el Santuario, sino también para el departamento de Nariño. En la Tabla 3 se resalta el reporte las especies de aves que se encuentran dentro de la lista de especies silvestres amenazadas de Colombia, migratorias y con algún criterio AICA.

Tabla 3

Especies de aves con categoría de amenaza, migratorias y con criterio AICAs en el SFF Galeras

Especie	Migración		Categoría de amenaza*	Criterio AICAs
	Boreal	Austral		
<i>Spatula discors</i>	x			CO4
<i>Anas georgica</i>			VU	CO4
<i>Oxyura jamaicensis</i>			EN	CO4
<i>Eriocnemis derbyi</i>			NT	A2, CO2a, NEO 10
<i>Eriocnemis mosquera</i>				CO2a, NEO 10
<i>Gallinago nobilis</i>				NEO 10, CO4
<i>Circus cinereus</i>			EN	
<i>Buteo platypterus</i>	x			CO4
<i>Buteo albigula</i>		x		
<i>Phalcoboenus carunculatus</i>				A2, CO2a, NEO 10

Especie	Migración		Categoría de amenaza*	Criterio AICAs
	Boreal	Austral		
<i>Thamnophilus multistriatus</i>				CO2a, NEO 10
<i>Grallaricula lineifrons</i>			NT	A2, CO2a, NEO 10
<i>Margarornis squamiger</i>				A2
<i>Doliornis remseni</i>			EN	A2
<i>Catharus ustulatus</i>	x			
<i>Setophaga fusca</i>	x			
<i>Cardellina canadensis</i>	x			
<i>Piranga rubra</i>	x			
<i>Pheucticus ludovicianus</i>	x			
<i>Catamenia homochroa</i>				A2
<i>Thlypopsis ornata</i>			NT	
<i>Urothraupis stolzmanni</i>				A2, CO2a, NEO 10
<i>Stilpnia vitriolina</i>				CO2a, NEO 10
<i>Tangara vassorii</i>				A2

Nota: * Categoría de amenaza según el libro rojo de las aves de Colombia (Renjifo et al., 2016). NT: casi amenazada, VU: vulnerable y EN: en peligro.

Conclusiones

En este estudio se generó una buena representatividad de las especies de aves andinas del departamento de que están presentes en el SFF Galeras. Aun así, los estimadores de riqueza de especies sugieren que es necesario aumentar el esfuerzo de muestreo, con el objetivo de tener un conocimiento más completo de la avifauna, sobre todo en aquellos sitios donde no se ha realizado muestreos. A partir de los resultados obtenidos, es posible concluir que el ensamblaje de aves en la zona es de tipo generalista en cuanto a las necesidades de hábitat. Sin embargo, se logró detectar algunas especialistas, asociadas principalmente a los bosques andino y altoandino.

La riqueza de especies observadas, así como la diversidad de gremios tróficos a los que pertenecen, sugieren que la oferta de recursos tanto de hábitat como de recursos alimenticios, es favorable para las aves en el área protegida del SFF Galeras. La transición entre las temporadas

seca y lluviosa parece ser un factor importante en la oferta de estos para las aves que habitan el Santuario.

Se realizaron nuevos registros de especies de aves para el SFF Galeras, tanto en los puntos de conteo dentro del monitoreo, o por observaciones directas durante los recorridos de prevención y vigilancia. Esto demuestra que los ecosistemas presentes en el SFF Galeras ofrecen variedad de hábitats para el ensamblaje de aves en donde pueden realizar todos sus requerimientos ecológicos. Asimismo, todos los años se reportan nuevas especies de aves para el Santuario, demostrando de esta manera la efectividad del método aplicado y el esfuerzo de muestreo en las diferentes localidades priorizadas para el monitoreo de aves, así como la importancia de los recorridos de prevención y vigilancia realizados por el equipo del SFF Galeras, donde se incluye el reporte de avistamientos de fauna.

Agradecimientos

Agradecemos a Carola Lucía Lara, anterior profesional de monitoreo del SFF Galeras, quien

consolidó la información del monitoreo de aves entre los años 2015-2017.

Referencias

- Ayerbe-Quiñones, F. (2018). *Guía ilustrada de la avifauna colombiana* - WildlifeConservation Society, Colombian Programme.
- Bruner, A. G., Gullison, R. E., Rice, R. E. & da Fonseca, A. B. (2001). Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science*, 291(5501), 125-8. 10.1126/science.291.5501.125.
- Calderón-Leytón, J. J., Flórez-Paí, C., Cabrera- Finley, A. & Rosero-Mora, Y. (2011). Aves del departamento de Nariño, Colombia. *Biota Colombiana*, 12(1), 31-42.
- Ceballos, G. (2007). Conservation priorities for mammals in megadiverse Mexico: the efficiency of reserve networks. *Ecological Applications*, 17(2), 569-78. 10.1890/06-0134.
- Córdoba-Córdoba, S. (2016). Aves en páramos de Colombia: características ecológicas de acuerdo a grupos de dieta y peso corporal. *Biota Colombiana*, 17(1), 77-102. 10.21068/C2016v17s02a05.
- Del Hoyo, J., Elliot, A., Sargatal, J. & Jutglar, A. (1994). *Handbook of the birds of the world, Volume II: New world vultures to Guineafowl*. Lynx Edicions.
- Gutiérrez-Zamora, E. Loaiza, J. & Silva, M. (2016, 7 de noviembre). Una nueva especie de Tinamú para Colombia y ampliación de la distribución de *Nothoprocta curvirostris*. [Ponencia]. Libro de resúmenes del V Congreso colombiano de ornitología.
- Hilty, S. L. & Brown, W. L. (1986). *A Guide to the Birds of Colombia*. Princeton University Press.
- IUCN. (2021). *The IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2021-1. <http://www.iucnredlist.org/search>.
- Kattan, H.G., Serrano, V.H., Aparicio, A. (1996). Aves de Escarlete: diversidad, estructura trófica y organización social. *Cespedesia*, 21(68), 9-17.
- Machado M., & Peña G. (2000). Estructura numérica de la comunidad de aves del orden passeriformes en dos bosques con diferentes grados de intervención antrópica en los corregimientos de Salero y San Francisco de Icho, Chocó, Colombia. [Trabajo de grado Programa de Biología, Universidad Tecnológica del Chocó]. Repositorio.
- McMullan, M. & Donegan, T. M. (2014). *Field guide to the birds of Colombia*. 2nd edition. Fundación ProAves.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2014). Resolución 0192 "Por la cual se establece el listado de las especies silvestres amenazadas de la diversidad biológica colombiana que se encuentran en el territorio nacional, y se dictan otras disposiciones." Recuperado de <https://www.minambiente.gov.co>
- Moreno, C. E. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad*. M&T-Manuales y Tesis SEA.
- Ralph, C. J., Geupel, G. R., Pyle, P., Martin, T. E., DeSante, D. F., Milá, B. (1996). *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres*. Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture. doi: <https://doi.org/10.2737/PSW-GTR-159>.
- Remsen, J. V., Cadena, C. D., Jaramillo, A., Nores, M., Pacheco, J. F., Pérez-Emén, J., Robbins, M. B., Stiles, F. C., Stotz, D. F. & Zimmer, K. J. (2016). *A classification of the bird species of South America*. American Ornithologists Union.
- Renjifo, L. M., Franco-Maya, J. D., Amaya-Espinel, J. D., Kattan, G. H. y López-Lanús, B. (2016). *Libro Rojo de Aves de Colombia*. Serie de Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Ministerio del Medio Ambiente.
- Restall, R., Rodner, C. & Lentino, M. (2006). *Birds of northern South America: an identification guide*. Volume I: species accounts. Yale University Press.
- Rodríguez, O. A., Moya, H. & Matta, N. E. (2009). Avian blood parasites in the National Natural Park Chingaza: high Andes of Colombia. *Hornero*, 24(2), 1-6.
- Villarreal, H., Álvarez, M., Córdoba, S., Escobar, F., Fagua, G., Gast, F., Umaña, A. M. (2006). *Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad* (2° ed.). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.



Foto: Luis Lasso

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 referencias).

Formato de texto: la fuente de los manuscritos debe ser Times New Roman, tamaño 12 puntos. Los artículos deben tener una extensión máxima de 14 páginas incluyendo tablas, figuras y anexos. Los niveles de títulos y subtítulos, así como las tablas y figuras deben venir acordes a lo establecido en las normas APA 2020 (Manual de Publicaciones de la American Psychological Association, Séptima Edición). Evitar el uso de negritas, subrayados y viñetas en el texto.

Figuras y tablas: entiéndase figuras como gráficas, fotografías, diagramas e ilustraciones. Las figuras que corresponden a gráficos en Excel deben venir en escala de grises. Tanto las figuras como las tablas deberán ser insertadas en el texto y venir en un archivo independiente en formato editable. Todas las figuras deben aparecer sin abreviación (p.ej., Figura 3 o Tabla 1) siguiendo un estricto orden ascendente.

Adicionalmente, estas deberán ser enviadas en un archivo editable aparte cuyo nombre corresponda con el nombre asignado en el texto (p.ej., Figura 3 o Tabla 1). Si las figuras corresponden a fotografías, estas deben estar en formato 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). Igualmente con los términos en otros idiomas.

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 destinados únicamente para el desarrollo adicional de ideas o para efectos de clarificar información contenida en el cuerpo de texto. No deben 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. En el resumen no usar siglas.

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 (p. ej., 450 km, 17 °C).

Usar un punto para separar los millares, millones, etc. (por ejemplo 650.000). 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 tener una extensión de máximo ocho páginas de texto (excluyendo tablas y figuras) y 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, profesión, 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 y discusión: presentar los hallazgos de manera organizada y destacar los aspectos más relevantes o novedosos del trabajo, explicando 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 2020, Séptima 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.

La investigación y su aporte al manejo de las áreas protegidas de Parques Nacionales Naturales de Colombia

Fundamentado en el Plan Estratégico Institucional 2020-2023, Parques Nacionales Naturales considera la investigación, junto con el monitoreo, como un insumo fundamental para orientar la toma de decisiones y el manejo de las áreas protegidas. Puntualmente, dentro de este Plan, el eje estratégico 1, Mejorar la efectividad del manejo del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia, establece que para la toma de decisiones y para Incrementar el porcentaje de Efectividad de Manejo es importante desarrollar investigación y monitoreo, para una adecuada generación de información sobre las presiones y los servicios ecosistémicos. Por otro lado, en el eje estratégico 6, Fortalecimiento institucional del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia, que tiene como propósito "Fortalecer y mejorar la gestión institucional, por medio de la implementación de Modelo Integrado de Planeación y Gestión", requiere de la investigación para aportar información para monitorear o evaluar una situación específica, que permita tomar decisiones acertadas para la generación de conocimiento e innovación.

Teniendo en cuenta lo anterior, cada área protegida cuenta con un Plan de Manejo correspondiente al instrumento de planificación, el cual orienta el manejo de estas áreas hacia el cumplimiento de sus objetivos de conservación. Como parte fundamental de este instrumento, se identifican las necesidades de información y vacíos de conocimiento requeridos en un Portafolio de Investigaciones, acorde con sus particularidades e intereses, sus vacíos de conocimiento sobre el estado actual, las presiones específicas y situaciones de manejo específica, con base en el Lineamiento Institucional de Investigaciones de Parques Nacionales Naturales, donde se definen seis líneas estratégicas de investigación: Línea 1.

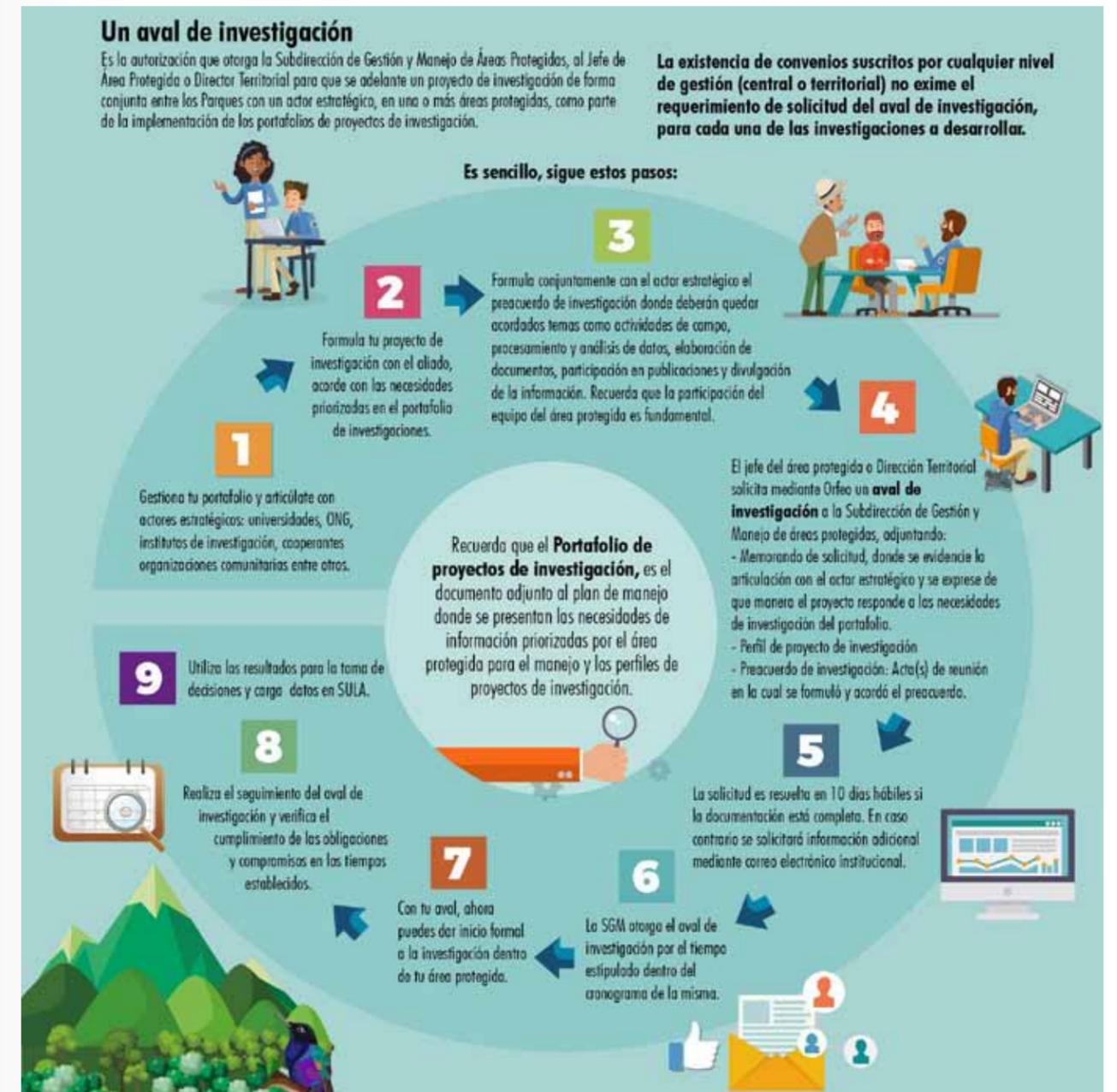
Caracterización de los componentes bióticos y abióticos de PNN; Línea 2. Caracterización e incidencia de las presiones en los PNN; Línea 3. Usos y valoración de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en PNN; Línea 4. Restauración de los ecosistemas en PNN; Línea 5. Dinámica social, cultural y económica de las comunidades asociadas a PNN en su contexto local y regional; y Línea 6. Actividades sectoriales.

Bajo este escenario, la investigación en Parques Nacionales Naturales puede ser desarrollada en conjunto con actores estratégicos (academia, ONG, institutos de investigación, comunidades étnicas, comunidades locales, etc.) de tal forma que se articulen las diferentes fortalezas y experticias de estos actores a fin de producir conocimiento para el manejo de las áreas protegidas. Para promover dicha articulación, desde el año 2015 la entidad promueve los avales de investigación como una de las vías para formalizar y autorizar las investigaciones llevadas a cabo en conjunto entre las áreas protegidas y actores estratégicos.

De este modo, Parques Nacionales Naturales de Colombia reitera la invitación a la academia, entidades e instituciones para que desarrollen proyectos de investigación en las 62 áreas protegidas del Sistema, y de esta manera se aporte a la conservación de la biodiversidad, cultura y servicios ecosistémicos del país a través de la generación del conocimiento que aporte al manejo y toma de decisiones de las áreas protegidas del Sistema.

Para mayor información, comunicarse con los siguientes correos:

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





PARQUES NACIONALES NATURALES DE COLOMBIA

La revista In Situ rinde un homenaje a los guardaparques de Parques Nacionales Naturales de Colombia, quienes han convertido su labor en su estilo de vida, ratificando su compromiso con la conservación de las áreas protegidas, y por ende, el patrimonio natural y cultural de los Colombianos.

