

**Impacto de la recuperación de las coberturas vegetales sobre la anfibiofauna en el
sector norte de la Serranía de los Yariguíes**

Juan Camilo Remolina Ayala

Trabajo de Grado para Optar al Título de Biólogo

Director

Björn Reu

PhD en Ciencias Naturales

Codirector

Martha Patricia Ramírez Pinilla

PhD en Ciencias Biológicas

Tutor

José Luis Pinzón Pinzón

Biólogo

Universidad Industrial de Santander

Facultad de Ciencias

Escuela de Biología

Bucaramanga

2024

Dedicatoria

A *Maye*, quien ha sido mi compañera inseparable en cada paso que he dado a lo largo de mi vida académica, que ha sido mi apoyo, y mi mano derecha en cada una de las decisiones que hemos
tomado.

Y a *Dante*, mi peludo, al que le agradezco por los 4 años de infinita felicidad y amor brindado,
Aunque ya no esté físicamente a mi lado su recuerdo perdurará siempre en mi corazón.

Agradecimientos

Me gustaría expresar mi sincero agradecimiento a varias personas e instituciones que han sido fundamentales en mi trayectoria académica y en el desarrollo de mi proyecto de investigación. En primer lugar, deseo reconocer a los Profesores Bjorn Reu por brindarme la oportunidad de trabajar en su grupo de investigación, su apoyo y orientación fueron fundamentales para mi crecimiento académico y profesional en este campo. Agradezco también a la profesora Martha Patricia Ramirez Pinilla, por su constante guianza y correcciones durante el desarrollo de mi proyecto. Su experiencia y conocimientos fueron de gran ayuda para alcanzar los objetivos propuestos. A Jose Luis Pinzon, mi tutor y maestro sobre taxonomía, ecología y bioacústica de anfibios, le estoy profundamente agradecido por su dedicación y enseñanzas. Su mentoría fue invaluable para mi formación en este campo de estudio. A Mateo Jaimes, profesional en sistemas de información geográfica (SIG), le agradezco por su apoyo y asesoramiento en la aplicación de estas herramientas en mi investigación.

Agradezco a MINCIENCIAS por el apoyo brindado con los recursos necesarios para la ejecución exitosa de mi proyecto, lo que contribuyó significativamente al logro de todos los objetivos propuestos. Por último, pero no menos importante, quiero expresar mi gratitud a la Universidad Industrial de Santander y a cada uno de los profesores que conforman la Escuela de Biología. Sus conocimientos y enseñanzas han sido fundamentales en mi formación profesional, y les estoy profundamente agradecido por su constante apoyo y dedicación.

Sin el respaldo de todas estas personas e instituciones, no habría sido posible alcanzar los logros académicos y profesionales que he conseguido hasta el momento.

Tabla de Contenido

Dedicatoria	2
Agradecimientos	3
Tabla de Contenido	4
Lista de Tablas	6
Lista de Figuras	7
Resumen.....	9
Abstract.....	10
Introducción	11
1 Objetivos	14
1.1 Objetivo General.....	14
1.2 Objetivos Específicos.....	14
2 Metodología	15
2.1 Área de estudio	15
2.1.1 Determinación de las zonas de Recuperación vegetal	17
2.1.2 Tipos de usos del suelo en el área de estudio.....	19
2.1.3 Características estructurales de las coberturas vegetales.....	21
2.2 Muestreo de anfibios.....	22
<i>Bosque Conservado</i>	19
<i>Sistema de Agroforestales</i>	19
<i>Sistemas de pastos</i>	19
<i>Bosque secundario</i>	20

2.3	Análisis de datos	23
2.3.1	Diversidad alfa y Beta.....	23
2.3.2	Composición de la anfibiofauna y su relación con el ambiente.....	24
2.3.3	Especie indicadoras de asociación.....	24
3	Resultados	25
3.1	Composición y riqueza de especies	25
3.2	Diversidad alfa	26
3.3	Diversidad entre coberturas.	28
3.4	Diversidad beta	29
3.5	Composición de la anfibiofauna y su relación con factores ambientales	30
3.6	Especies indicadoras de asociación	32
4	Discusión.....	34
4.1	Patrones de diversidad y especies asociadas a las coberturas.....	34
4.2	Efectos de la transición positiva sobre la anfibiofauna.....	37
4.3	Importancia de las transiciones positivas del paisaje sobre la conservación.	38
5	Conclusiones	39
	Apéndices.....	50

Lista de Tablas

Tabla 1 <i>Tabla de características de hábitat</i>	21
Tabla 2 <i>Composición de especies del sector norte de la Serranía de los Yariguíes.</i>	25
Tabla 3 <i>Valores de disimilaridad entre coberturas.</i>	30
Tabla 4 <i>Análisis de PermMANOVA (Permutational Multivariate Analysis of Variance).</i>	31
Tabla 5 <i>Especies indicadoras de asociación de hábitat</i>	33

Lista de Figuras

Figura 1 <i>Mapa del área de estudio</i>	16
Figura 2	17
Figura 3 <i>Fotografías aéreas del sector Varsovia</i>	18
Figura 4 <i>Tipos de coberturas de muestreo</i>	20
Figura 6 <i>Curvas de rarefacción y extrapolación de especies para las coberturas muestreadas</i>	27
Figura 5 <i>Curvas de rango abundancia de especies entre las coberturas muestreadas</i>	29
Figura 7 <i>El Análisis de Coordinadas Principales (PCoA, = Escalamiento multidimensional, MDS)</i>	32

Lista de Apéndices

Apéndice A <i>Fotografías aéreas del sector Varsovia</i>	50
Apéndice B <i>Fotografías de las especies registradas en el sector norte de la serranía de los yariguies</i>	51
Apéndice C <i>Continuación de Apéndice A: Fotografías de las especies registradas en el sector norte de la serranía de los Yariguies</i>	52
Apéndice D	53
Apéndice E <i>Principales especies indicadoras de hábitat</i>	54

Resumen

Título: Impacto de la recuperación de las coberturas vegetales sobre la anfibiofauna en el sector norte de la Serranía de los Yariguíes^{1*}

Autor: Juan Camilo Remolina Ayala^{2**}

Palabras Clave: Anfibios, Agroforestales, Transición vegetal.

Descripción: En el sector norte de la serranía de los Yariguíes en Santander, factores como la violencia, el cambio en la propiedad, los cambios de los mercados y las políticas llevaron de un paisaje dominado por grandes extensiones de pastos en los 60 y 70s a tener una predominancia de sistemas agroforestales con importantes áreas exclusivas dedicadas a la conservación. A simple vista este cambio puede ser interpretado como una transición hacia la sostenibilidad, una transición positiva. Sin embargo, es válido preguntar qué tan rápido se recupera la diversidad de anfibios en sitios como éste, o, dicho de otra forma, ¿Cuál es el impacto de las transiciones positivas en la diversidad de anfibios en el sector norte de la serranía de los Yariguíes? Para responder esta pregunta, se analizaron fotografías aéreas entre 1984 y 2022, y se establecieron 4 coberturas; 2 coberturas que se mantuvieron en el tiempo (bosques conservados y pastizales) y 2 que son resultado de la transición positiva (de pastizales a agroforestales y a bosque secundario). Se definieron tres sitios donde se establecieron parcelas temporales, se realizaron muestreos diurnos y nocturnos de anfibios utilizando metodología *Acoustic Encounter Survey (AES)* y *Visual Encounter Survey (VES)*. Se registraron 738 individuos, pertenecientes a 12 familias, 16 géneros y 24 especies. La familia y género con mayor abundancia fue *Strabomantidae* y *Pristimantis*, respectivamente. Los bosques conservados presentan la mayor diversidad de especies, seguidos por los agroforestales y los bosques secundarios, y, por último, los pastos. Se evidenció que las transiciones positivas tuvieron un efecto positivo sobre las comunidades de anfibios. Los agroforestales y bosques secundarios <40 años tienden a albergar especies presentes en los bosques conservados, ya que conectan el paisaje, permitiendo el desplazamiento y anidamiento de las especies. Concluimos que las transiciones positivas aumentan la riqueza y la abundancia de las especies. Los agroforestales pueden tener un valor similar de conservación que los bosques secundarios y constituyen el equilibrio entre las personas y la biodiversidad.

^{1*} Trabajo de Grado

^{2**} Facultad de Ciencias. Escuela de Biología. Biología. Director: Bjorn Reu. Doctor en Ciencias Naturales. Codirector: Martha Patricia Ramírez Pinilla. Doctor en Ciencias Biológicas. Tutor: José Pinzón Pinzón. Biólogo.

Abstract

Title: Impact of vegetation cover recovery on amphibian fauna in the northern sector of the Yariguíes Mountain Range^{3*}

Author(s): Juan Camilo Remolina Ayala^{4**}

Key Words: Amphibians, Agroforestry, Vegetal Transition.

Description:

In the northern sector of the Yariguíes mountain range in Santander, factors such as violence, changes in land ownership, market shifts, and policies, led the landscape from being dominated by large areas of pastures in the 1960s and 1970s to having a predominance of agroforestry systems with significant areas dedicated to exclusive conservation. At first glance, this change can be interpreted as a transition towards sustainability, a positive transition. However, it is valid to ask how quickly amphibian diversity recovers in sites like this or, in other words, what is the impact of positive transitions on amphibian diversity in the northern sector of the Yariguíes mountain range? To answer this question, aerial photographs from 1984 to 2022 were analyzed, and four land cover types were established; two land covers that remained over time (conserved forests and pastures) and two that resulted from positive transition (from pastures to agroforestry and secondary forests). Three sites were defined where temporary plots were established, and diurnal and nocturnal amphibian samplings were carried out using the acoustic encounter survey (AES) and visual encounter survey (VES) methodologies. A total of 738 individuals were recorded, belonging to 12 families, 16 genera, and 24 species. The family and genus with the highest abundance were Strabomantidae and *Pristimantis*, respectively. Conserved forests present the highest species diversity, followed by agroforestry systems and secondary forests, and finally pastures. It was evidenced that positive transitions had a positive effect on amphibian communities. Agroforestry systems and secondary forests <40 years tend to harbor species present in conserved forests, as they connect the landscape, allowing for species movement and nesting. We conclude that positive transitions increase species richness and abundance. Agroforestry systems can have a conservation value like that of secondary forests and constitute a balance between people and biodiversity.

^{3*} Degree Work

^{4**} Faculty of Sciences. School of Biology. Biology. Director: Bjorn Reu. Doctor in Natural Sciences. Co-director: Martha Patricia Ramírez Pinilla. Doctor in Biological Sciences. Tutor: José Pinzón Pinzón. Biologist.

Introducción

Colombia es el segundo país más diverso en riqueza de anfibios en el mundo, con un total de 884 especies distribuidas en 816 anuros, 28 salamandras y 40 ápodos (Acosta Galvis, 2023). Desafortunadamente, un 24.3% de la anfibiofauna en Colombia se encuentra en peligro crítico, 37.2% en peligro y 37.6% catalogado como vulnerable (Acosta Galvis., 2016). Es por esto por lo que las estrategias para la conservación de anfibios en Colombia tienen relevancia a nivel global.

Las cordilleras de los Andes Colombianos representan un *hotspot* de la biodiversidad, especialmente para los anfibios, grupo que ha diversificado rápidamente sobre los Andes a diferentes escalas (Hutter et al., 2017), a razón de eventos de especiación alopátrica por aislamiento geográfico (Muñoz-Ortiz et al., 2011; Lynch, J. D., 1999). Procesos atribuidos a la marcada variación ambiental y altitudinal, la cual genera una amplia gama de ecosistemas, climas y hábitats, así como, una diversa composición en la estructura vegetal (Hutter et-al., 2017). Debido a las condiciones benevolentes que ofrecen los altiplanos y las montañas, es justamente en donde se ha dado el mayor crecimiento demográfico y transformación del paisaje (Correa Ayram et al., 2020). Lo cual ha resultado en un mosaico heterogéneo de coberturas vegetales, resultante de la interacción entre el hombre y los ecosistemas (Pablo & Agar, 2023).

En el sector noroccidental de la Cordillera Oriental del departamento de Santander, se encuentra la Serranía de los Yariguíes, una cadena montañosa separada de la Cordillera Oriental por el río Suárez y limitada por el río Magdalena hacia el occidente (Donegan et al., 2007, 2010). En el sector norte de la Serranía, se ubican los municipios de Zapatoca y San Vicente del Chucurí; allí, a mediados del siglo XX, debido a la actividad ganadera se destinan grandes extensiones de tierra para la tenencia de bovinos, cultivos de café, caña y cacao. Sin embargo, el

conflicto armado y la reforma agraria trajeron consigo el cambio de la propiedad de la tierra. Hoy en día en este paisaje predomina la agricultura familiar y cuenta con zonas exclusivas para la conservación (Buendía et al., 2023). Con ello, el cambio en el uso del suelo (Rodríguez et al., 2023; Buendía, 2023) y la transición de las coberturas vegetales, en muchas partes de pastizales para el ganado a sistemas agroforestales o bosques secundarios (Jaimes Prada, comunicación personal, 2023).

Estas transiciones en la cobertura vegetal del paisaje pueden considerarse positivas si se orientan hacia la recuperación y aumento de la diversidad en la composición vegetal (por ejemplo, de pastizales a cultivos, de monocultivos a sistemas agroforestales, o de pastizales a bosques remanentes secundarios). Sin embargo, pueden ser consideradas negativas si la transformación se dirige hacia la pérdida de áreas con alta densidad vegetal (como la conversión de bosques a cultivos o grandes áreas de pastoreo). Es importante señalar que estos cambios pueden ser el resultado tanto de procesos dirigidos por acciones humanas, como la expansión agrícola o la deforestación, como de procesos naturales, como la sucesión ecológica que transforma los pastizales en bosques secundarios." (Jaimes Prada, comunicación personal, 2023; Buendía, 2023).

Existe un consenso de que actividades productivas, el cambio del uso de la tierra, el cambio climático y factores biológicos conllevan a la pérdida de la diversidad de anfibios (Luedtke et al., 2023). En Colombia, diferentes estudios se han enfocado en medir la estructura y composición de anfibios en áreas con alta incidencia de actividades humanas (Payan-Montoya, 2022) comparando la diversidad entre coberturas y las respuesta de la diversidad funcional a los cambios del uso del suelo (Zabala & Urbina, 2021); sin embargo, son pocos los estudios realizados sobre los Andes que enmarquen contextos históricos del uso del suelo (Cortés et al.,

2008; Basham et al., 2016), en los cuales se evidencie la transición espacio temporal de la estructura vegetal hacia un estado “positivo”. Por ende, nos preguntamos, ¿cómo han impactado las transiciones positivas de las coberturas vegetales dadas por las dinámicas históricas de cambio del uso del suelo del sector norte de la Serranía de los Yariguíes, sobre las comunidades de anfibios? Para ello, evaluamos cuatro coberturas vegetales; dos representadas por sistemas de pastos y bosques conservados, y dos; determinadas como agroforestales y bosques secundarios, lo cuales han experimentado transición positiva, desde potreros a agroforestal o bosque secundario, resultantes de las dinámicas socio ecológicas en el sector norte de la Serranía de Los Yariguíes.

1 Objetivos

1.1 Objetivo General

Evaluar el impacto de la recuperación de las coberturas vegetales sobre la anfibiofauna en el sector norte de la Serranía de los Yariguíes.

1.2 Objetivos Específicos

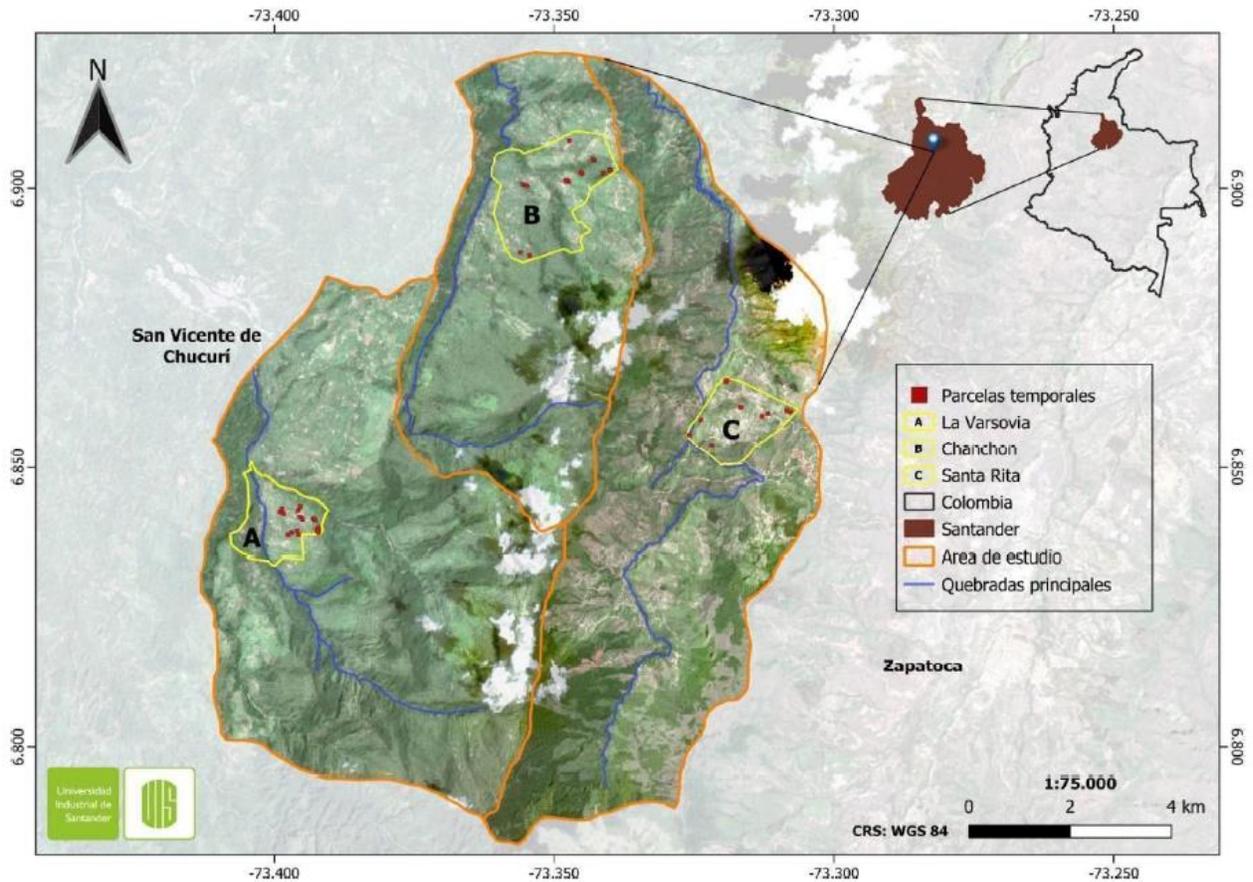
Determinar la diversidad y composición de la anfibiofauna asociada a diferentes coberturas del sector norte de la Serranía de los Yariguíes.

Analizar el impacto de la recuperación de la vegetación sobre la composición de anfibios del sector norte de la Serranía de los Yariguíes.

2 Metodología

2.1 Área de estudio

El área de estudio se ubica sobre el sector norte de la serranía de los Yarigués, en los municipios de Zapatoca (Figura 1, C) y San Vicente de Chucurí (Figura 1, A y B), en el departamento de Santander, Colombia. La parte alta de esta Serranía está protegida bajo la figura del Parque Nacional Natural Serranía de los Yarigués (PNNSY) y es el área protegida más grande sobre la vertiente occidental de la Cordillera Oriental (Donegan et al., 2010). Específicamente llevamos a cabo este estudio en las veredas, Santa Rita (Zapatoca), Chanchón y Centro, sector Varsovia (San Vicente de Chucurí) en tres microcuencas Las Cruces, Los medios y del Ramo (Figura 1.). La zona de estudio abarca un gradiente altitudinal entre los 900 msnm hasta los 1900 msnm. Allí, las dinámicas productivas de la comunidad han generado un mosaico de coberturas que consisten en diferentes fragmentos de bosques conservados, bosques secundarios, cultivos -principalmente de café y cacao- y pastizales (Rodríguez et al., 2023).

Figura 1*Mapa del área de estudio*

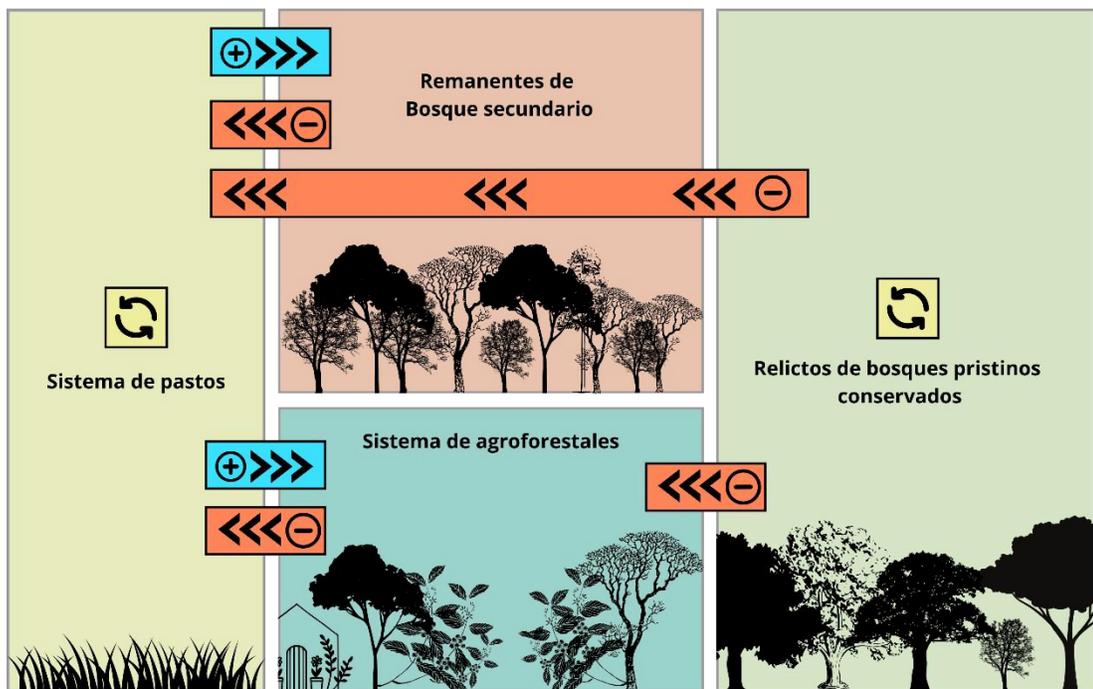
Nota. Se muestran las tres localidades de estudio del proyecto. A.) Hacienda Varsovia (San Vicente de Chucurí), B.) Hacienda Chanchón (San Vicente de Chucurí), Cortesía: Mateo Jaimés, proyecto *“Transiciones socioecológicas de los paisajes de los Andes Nororientales: Conectando conocimiento para la conservación de la biodiversidad y el desarrollo rural resiliente”*

2.1.1 Determinación de las zonas de Recuperación vegetal

El componente de sistemas de información geográfica (SIG) dentro del macroproyecto “*Transiciones socioecológicas de los paisajes de los Andes Nororientales: conectando conocimiento para la conservación de la biodiversidad y el desarrollo rural resiliente*” en el cual se enmarca este estudio, realizaron fotografías aéreas con dron, correspondientes al año 2022, las imágenes con escala constante fueron posteriormente rectificadas y transformadas en ortofotos; estos se compararon con fotografías aéreas de los años, 1966 y 1984 (Instituto Geográfico Agustín Codazzi [IGAC], 2023) y se determinaron los escenarios en donde se evidenció transición positiva de la cobertura vegetal (Pastizales a Cultivos, Pastizales a Bosque Secundario) (Figura 2) y se establecieron los sistemas de referencia, correspondientes a áreas de bosque conservado y pastizales que han permanecido en el tiempo.

Figura 2

Representación general de los tipos de transición vegetal en el paisaje.



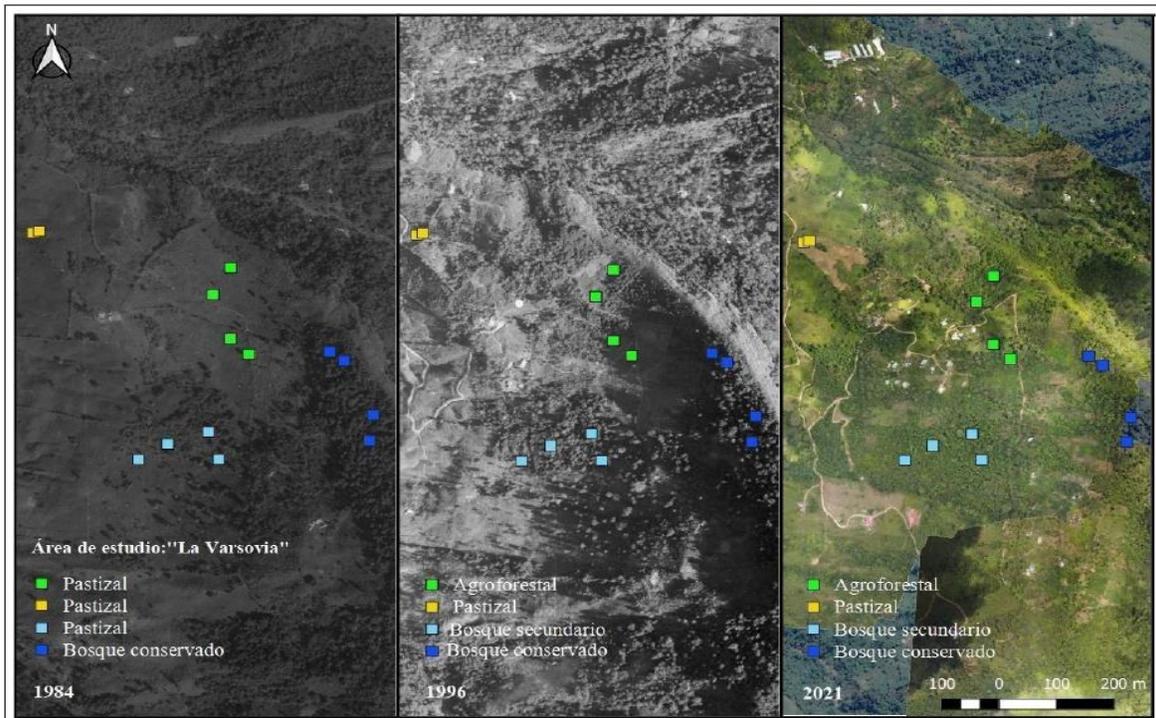
Nota: Se muestra gráficamente la idea general de las transiciones positivas de las coberturas vegetales en los paisajes, las flechas indican la dirección hacia la cobertura resultante, (sistemas de pastos a agroforestales y sistemas de pastos a remanentes de bosque secundario).

Fuente: Elaboración propia.

Para el presente estudio definimos 4 diferentes tipos de coberturas de la siguiente manera: Bosques Conservados (BC), Bosque Secundario (BS), Sistema Agroforestales (AF) y sistemas de Pastos (PA) (Figura 3).

Figura 3

Fotografías aéreas del sector Varsovia



Nota. Se detalla la transición positiva a lo largo de la historia, durante los años 1984, 1996, y 2021 en la Vereda Centro, Sector Varsovia, San Vicente del Chucurí. Cortesía de Mateo

Jaimes, proyecto “*Transiciones socioecológicas de los paisajes de los Andes Nororientales: conectando conocimiento para la conservación de la biodiversidad y el desarrollo rural resiliente*”

2.1.2 Tipos de usos del suelo en el área de estudio

Bosque Conservado

Consiste en fragmentos de vegetación de tipo selvática, con árboles de mayor DAP y una zona de alta densidad de hojarasca, con una altura de dosel de entre 25 a 30 metros; compuesto principalmente por las familias Lauraceae y Euphorbiaceae (Herrera-Pacheco, 2023). Se encuentra principalmente en las partes más altas de la zona de estudio entre los 1450 y 1900 m.s.n.m. A partir del análisis de las fotografías aéreas históricas se ha podido determinar que estos fragmentos se conservan en el tiempo sin sufrir cambios significativos, este sistema se utilizó como referencia control de la biodiversidad de anfibios de nuestra zona de estudio. Es decir, el estado natural que tendría el paisaje sin la presencia del hombre.

Sistema de Agroforestales

Comprenden extensiones de cultivos de café y cacao, que han permanecido por más de 20 a 30 años. Estas áreas de cultivo provienen de terrenos en los que anteriormente se desarrollaba actividad ganadera, información corroborada a través del análisis de fotografías aéreas históricas (Ver Figura 3) y con información proporcionada por la comunidad (Buendía, 2023; IGAC, 2023)

Sistemas de pastos

Hace referencia a zonas con coberturas vegetales bajas, primeramente, pastos, abarca un rango altitudinal entre los 900 y 1500 m.s.n.m; son sistemas que, de acuerdo con las fotografías históricas, no han sido transformados y se han mantenido por más de 40 años para su dedicación a actividades ganaderas.

Bosque secundario

Comprende remanentes de vegetación con menos de 40 años de antigüedad, su estructura está comprendida por una variedad de vegetación alta, con mayor riqueza de especies arbóreas y dosel entre los 5 a 24 metros de altura. Comprende altitudes entre los 1200 a 1900 m.s.n.m. Su composición vegetal corresponde principalmente a las familias Lauraceae, Melastomataceae, Myrtaceae y Piperaceae; la densidad de hojarasca es media. Estos fragmentos de bosque secundario derivan de zonas de pastizales que fueron abandonados y se han ido recuperando de forma natural (Figura 3); adicionalmente, la comunidad ha conservado estos fragmentos para la protección de servicios ecosistémicos, p.ej. nacimientos de agua.

Figura 4*Tipos de coberturas de muestreo*

Nota. Se muestran las diferentes coberturas muestreadas en las tres localidades. a.) Bosque conservado, b.) Bosque secundario, c.) Sistema agroforestal, d.) Sistema pastos.

2.1.3 Características estructurales de las coberturas vegetales.

Se utilizaron diferentes variables como la biomasa, densidad de árboles, índice de área foliar, cobertura de dosel, estimados por el equipo de vegetación de macroproyecto (Herrera-Pacheco, 2023; Plata-Castro, 2023) además se tuvo en cuenta la estructura del microhábitat a partir de la altura de percha y la presencia de cuerpos de agua lóticos y lénticos.

Tabla 1

Tabla de características de hábitat

Característica de hábitat	Código	Unidades	Rango	Descripción
Densidad arbórea	densTree	Individuos / hectárea	50-1050	Números de individuos con un DAP mayor a 2.5 cm
Altura	Height	Metros(m)	5.5-26.8	Altura de los individuos registrados dentro de las parcelas
Desviación estándar de la altura	SD_Height	Metros (m)	0.4-10.81	Desviación estandar de la altura
Biomasa en parcela	Biomass	Toneladas*hectarea	7.7-1102	Toneladas de materia vegetal seca por hectárea
Riqueza vegetal	Richness	Número de especies	0-43	Número de especies de plantas con un DAP mayor a 2.5 cm dentro de las parcelas
Lóticos	Lotic	Presencia/Ausencia	0-1	Presencia o Ausencia de quebradas, arroyo, etc.

Lenticos	Lentic	Presencia/Ausencia	0-1	Presencia o Ausencia de lagos, charcos y humedales.
Índice de área foliar	LAI	(m ² / m ²)	0-3.22	Superficie foliar/ área de tierra que abarca ese vegetal.

Nota: Se muestran las características estructurales de hábitat. Datos tomados por el equipo de vegetación del macro-Proyecto ““Transiciones socioecológicas de los paisajes de los Andes Nororientales: conectando conocimiento para la conservación de la biodiversidad y el desarrollo rural resiliente””

2.2 Muestreo de anfibios

Realizamos 9 salidas de campo, tres a cada localidad entre noviembre del 2021 y febrero del 2023. Durante cada salida realizamos muestreos diurnos y nocturnos en las parcelas de vegetación mencionadas anteriormente, en las cuales buscamos de forma activa la presencia de anfibios por un tiempo promedio de 360 minutos de muestreo por parcela sumando un total de 252 horas/hombre de muestreo. Para la evaluación de las comunidades de anfibios, combinamos las técnicas AES -*Acoustic Encounter Survey*-, y VES -*Visual Encounter Survey*- siguiendo la metodología propuesta por Rödel & Ernst (2004). Los datos acústicos corresponden al reconocimiento de vocalizaciones de advertencia en anuros escuchados dentro de las parcelas teniendo en cuenta un margen de 30 metros de radio y encuentros en búsqueda visual aleatoria simple, que consisten en encuentros visuales al interior de las parcelas. El uso de estas dos técnicas juntas ha mostrado alta eficacia en la documentación de riqueza y abundancia de especies (Rödel & Ernst, 2004). Para la correcta identificación taxonómica de los individuos, nos basamos en guías de campo y tuvimos en cuenta el uso del catálogo virtual de anfibios registrados para el Departamento de Santander (Meneses-Pelayo, 2023).

2.3 Análisis de datos

2.3.1 Diversidad alfa y Beta

Calculamos curvas de interpolación y extrapolación de especies usando curvas de rarefacción a partir del número de individuos registrados para cada cobertura, con el fin de evaluar la eficacia del muestreo realizado en cada cobertura. Posteriormente se estimaron los valores de diversidad para cada cobertura a través de los números de Hill, calculando el número efectivo de especies usando los órdenes $q=0$ determinado por el número de especies, $q=1$ o Diversidad de Shannon; índice que mide la diversidad de una comunidad teniendo en cuenta la riqueza y la equitatividad en la distribución de abundancias relativas. y $q=2$ o índice de Simpson (Jost, 2006; Moreno et al., 2011). Para determinar si existen diferencias significativas en la diversidad entre las coberturas muestreadas realizamos curvas de interpolación y extrapolación del número efectivo de especies, realizando la comparación mediante intervalos de confianza obtenidos para cada orden utilizando el paquete iNEXT (Hsieh et al., 2016; Hsieh & Chao, 2022) en el software para análisis estadísticos R (R Core Team, 2023). Posteriormente realizamos curvas rango abundancia con el fin de representar la distribución de abundancias de las especies entre las coberturas muestreadas, usando la función “Rankabuncomp” del paquete BiodiversityR (Kindt & Coe, 2005) en el Software R. Calculamos los dos diferentes componentes de la diversidad beta para cada una de las coberturas para explorar las diferencias o similitudes de la diversidad entre coberturas usando el paquete *betapart*, el cual divide la diversidad beta en dos componentes; anidamiento y recambio de especies, usando índice de Sorensen (Baselga et al., 2023), esto nos permite discernir si las dinámicas en la composición de especies entre sitios son

el resultado de la sustitución gradual de especies o la pérdida y ganancia de especies entre sitios resultantes de la transformación de las coberturas dados por el cambio del uso del suelo.

2.3.2 Composición de la anfibiofauna y su relación con el ambiente

Realizamos un Análisis de Coordenadas Principales (PCoA) como método de ordenación para analizar la composición de la comunidad de anfibios en las diferentes coberturas, utilizando el índice de distancia de Bray – Curtis. Evaluamos la presencia de diferencias en la composición de la comunidad de anfibios a través de un Análisis Multivariante de Varianza basado en Permutaciones (PERMANOVA) en el software estadístico R (Vicente-González & Vicente-Villardón, 2021), usando la distancia de Bray-Curtis y teniendo en cuenta como variable respuesta la matriz de disimilaridad de anfibios por parcelas, y como variable independiente el tipo de cobertura. Posteriormente realizamos un segundo análisis de PERMANOVA para determinar las características estructurales de hábitat que están relacionadas con los cambios en la composición de anfibios. Luego exploramos visualmente las características de hábitat sobre espacio de la ordenación del PCoA usando la función "envfit" del paquete "Vegan" en R (Oksanen et al., 2022).

2.3.3 Especie indicadoras de asociación.

Adicionalmente, realizamos un análisis de especies indicadoras de asociación usando el paquete *indicspecies* (De Cáceres & Legendre, 2009; De Cáceres et al., 2010) para examinar la existencia de especies asociadas estrechamente a las coberturas muestreadas. Con este análisis de busca comprender mejor cómo se estructuran las comunidades en las localidades muestreadas.

3 Resultados

3.1 Composición y riqueza de especies

En general, se obtuvieron 738 registros en el muestreo, pertenecientes a 24 especies, 16 géneros, 12 familias y dos órdenes. De estos registros, documentamos 14 especies las cuales son endémicas para Colombia, 9 especies de estas están restringidas para el departamento de Santander. Además, siguiendo la clasificación de las especies en la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN, 2023), 3 de las especies registradas se encuentran en la categoría de “En Peligro” (EN), 5 “Vulnerable” (VU), 15 en la categoría de “Preocupación Menor” (LC), y una especie sin trabajos previos o “No evaluado” (NE) (ver Tabla 2).

Tabla 2

Composición de especies del sector norte de la Serranía de los Yarigués.

Orden	Familia	Especie	Cobertura				Total	IUCN	End.
			BC	BS	AF	PA			
Anura	Aromobatidae	<i>Rheobates palmatus</i>	3	4	6	-	13	LC	X
	Bufonidae	<i>Rhinella alata</i>	-	-	-	1	1		
		<i>Rhinella horribilis</i>	-	-	-	3	3	LC	
	Centrolenidae	<i>Espadarana prosoblepon</i>	-	4	4	-	8	LC	
	Craugastoridae	<i>Craugastor metriosistus</i>	-	-	8	6	14	LC	X
	Dendrobatidae	<i>Andinobates virolinensis</i>	10	-	-	-	10	VU	X ¹
	Euterodactylidae	<i>Diasporus anthrax</i>	14	1	1	-	16	VU	X
	Hemiphractidae	<i>Gastrotheca nicefori</i>	5	-	-	-	5	LC	
		<i>Boana platanera</i>	-	1	6	30	37	LC	
	Hylidae	<i>Dendropsophus subocularis</i>	-	-	-	1	1	LC	
		<i>Scinax caprarius</i>	-	-	-	2	2	NE	X
	Leptodactylidae	<i>Engystomops pustulosus</i>	-	-	-	3	3	LC	
		<i>Leptodactylus</i>	-	-	-	1	1	LC	X

		<i>colombiensis</i>							
Phyllomedusidae	<i>Agalychnis buckleyi</i>	-	1	-	-	1	LC		
	<i>Pristimantis bacchus</i>	209	94	7	-	310	VU	X	
	<i>Pristimantis gagei</i>	-	-	3	-	3	LC		
	<i>Pristimantis grandiceps</i>	1	-	-	-	1	EN	X^L	
	<i>Pristimantis lutitus</i>	1	-	-	-	1	EN	X^L	
Strabomantidae	<i>Pristimantis miyatai</i>	11	4	18	25	58	LC	X^L	
	<i>Pristimantis penelopus</i>	-	19	49	9	77	LC	X	
	<i>Pristimantis aff. taeniatus</i>	7	28	76	31	142	LC		
	<i>Strabomantis ingeri</i>	19	-	-	-	19	VU	X	
	<i>Bolitoglossa nicefori</i>	8	1	-	-	9	VU	X^L	
Caudata	Plethodontidae	<i>Bolitoglossa yariguiensis</i>	3	-	-	-	3	EN	X^L

Nota. Se muestran las abundancias por cobertura de las especies registradas teniendo en cuenta la categoría de amenaza según la IUCN. BC: Bosque Conservado, BS: Bosque secundario, AF: Sistema agroforestal, PA: Sistema de pastos. LC: Preocupación menor, VU: Vulnerable, EN: En peligro, NE: No evaluado. End: Endémico, donde X: endémico para Colombia.

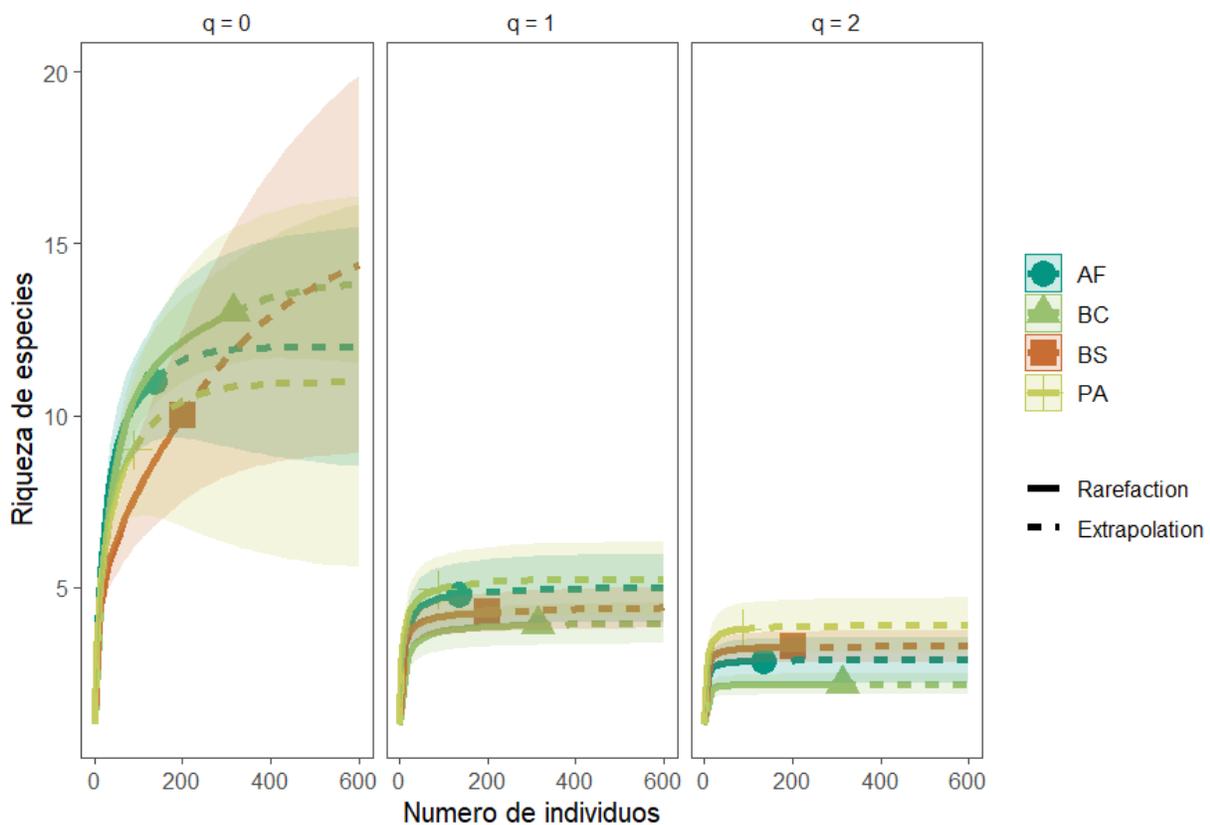
3.2 Diversidad alfa

Encontramos que los valores en riqueza entre las coberturas de las tres localidades muestreadas, teniendo en cuenta los números de Hill, no eran significativamente diferentes. Dentro del componente de riqueza específica -orden $q=0$ (Figura 6) el bosque conservado (BC) tuvo mayor número de especies registradas con una representatividad de 13 especies, seguido de bosque secundario y sistemas agroforestales con 11 y 10 especies documentadas respectivamente, por último, la riqueza más baja fue obtenida para la cobertura de sistemas de pastizales (PA) con 9 especies. Para el orden $q=1$, los sistemas PA y CUL, obtuvieron la mayor

diversidad de especies comunes, con respecto a los sistemas de BS y BC, mientras que la mayor equidad entre las abundancias (orden $q=2$) estuvo reflejada para los sistemas PA y BS con respecto a las coberturas de BC y AF.

Figura 5

Curvas de rarefacción y extrapolación de especies para las coberturas muestreadas



Nota. Se muestran los resultados de diversidad calculados por interpolación y extrapolación (orden $q = 0$, $q=1$ y $q=2$) para las 4 coberturas vegetales muestreadas. Donde BC: Bosque Conservado, BS: Bosque secundario, AF: Sistema agroforestal, PA: Sistema de pastos.

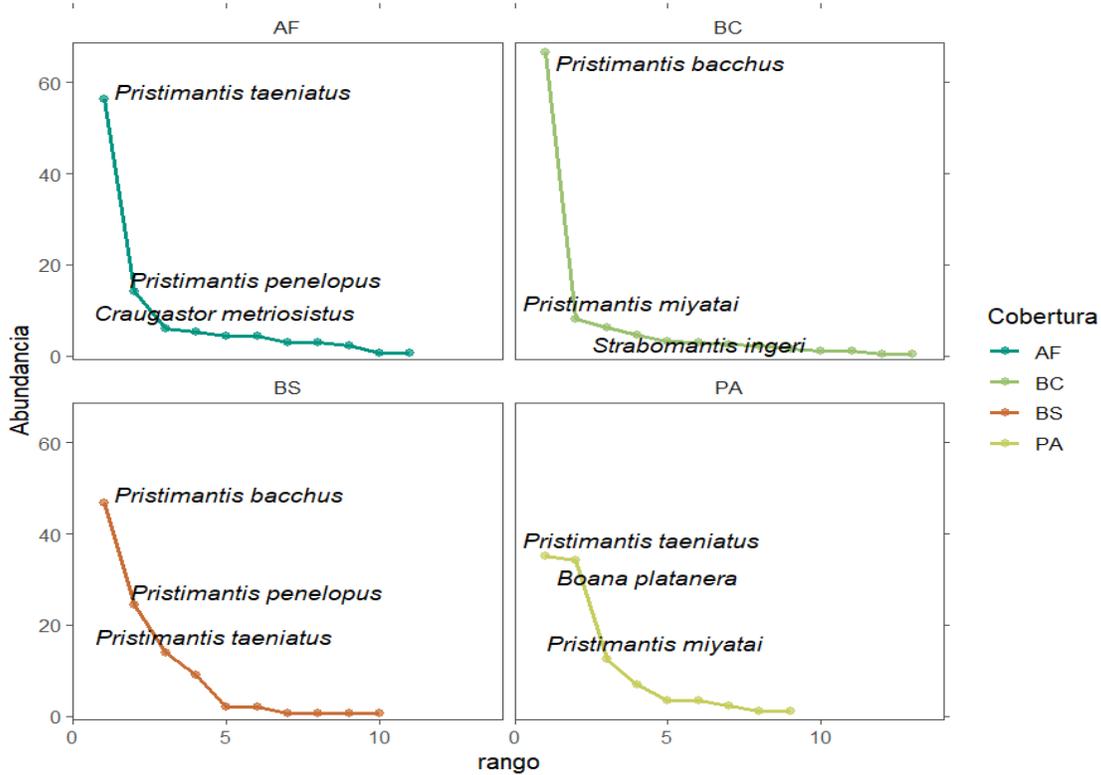
3.3 Diversidad entre coberturas.

Cada cobertura vegetal tuvo diferentes valores de composición y abundancia de especies de anfibios. Dentro del orden Anura, las especies *P. miyatai* y *P. taeniatus* estuvieron presentes en todas las coberturas muestreadas, siendo *P. taeniatus* dominante en PA y *P. miyatai* para BC. Las especies *D. anthrax*, *P. bacchus*, *P. penelopus*, se registraron para agroforestales, bosques secundarios y conservados, pero no tuvieron registro alguno en PA. La especie *Craugastor metriosistus*, se registró para sistemas de pastos y agroforestales, por último, la especie *Espadarana prosoblepon*, se observó cerca de cuerpos de agua presentes en AF y BS. Para el orden Caudata, se registraron las salamandras *Bolitoglossa nicefori* asociada BS y BC y *Bolitoglossa yariguensis*, únicamente en BC.

Dentro de los géneros documentados, el género *Pristimantis* se destaca como el más diverso, con un total de 7 especies, siendo la especie *Pristimantis bacchus* la más abundante, con un total de 561 individuos, representando el 30.47% del total de registros. Su predominancia fue notable en entornos de bosque conservado y bosque secundario (Figura 5, BC y BS). En contraste, *Pristimantis taeniatus* presentó un recuento de 315 individuos, con una mayor presencia en entornos de sistemas agroforestales y sistema de pastos (Figura 5, AF y PA). Finalmente, *Pristimantis penelopus* contó con un total de 261 individuos, siendo su presencia más acentuada en áreas de bosque secundario (Figura 5, BS). Las coberturas de referencia BC y PA registraron el mayor número de especies únicas asociadas a estas coberturas con 6 y 4 especies respectivamente, mientras que para las coberturas resultantes de la transición positiva se registraron 3 especies exclusivas, 2 para AF y una especie para BS (Tabla 2).

Figura 6

Curvas de rango abundancia de especies entre las coberturas muestreadas



Nota. patrón de rango-abundancia de la anfibiafauna de 4 coberturas vegetales, donde BC: Bosque Conservado, BS: Bosque secundario, AF: Sistema agroforestal, PA: Sistema de pastos.

3.4 Diversidad beta

En los análisis de diversidad beta hallamos diferencias significativas en la composición de las coberturas muestreadas, el análisis de betapart arrojaron una disimilaridad entre las coberturas del 75.12%, explicada en un 60.9% por el recambio de especies y 14.1% por la

abundancia encontrada. La disimilaridad entre coberturas está mayormente relacionada al recambio de especies (Tabla 3, β_{sim}), encontramos que la mayor disimilitud fue entre los dos estados de referencia, bosques conservados (BC) y sistemas de pastizales (POT), mientras que las coberturas resultantes de las transiciones positivas de la vegetación (AF) y (BS), presentaron menor disimilitud con valores de $\beta_{sor} = 0.24\%$, recambio $\beta_{sim} = 0.2$ y anidamiento, $\beta_{sne} = 0.38$ (Tabla 3).

Tabla 3

Valores de disimilaridad entre coberturas.

β_{sim}	AF	BC	BS	β_{sne}	AF	BC	BS	β_{sor}	AF	BC	BS
BC	0.77			BC	0.091			BC	0.861		
BS	0.49	0.338		BS	0.098	0.145		BS	0.595	0.483	
PA	0.465	0.795	0.545	PA	0.112	0.114	0.018	PA	0.578	0.910	0.723

Nota: Índices de disimilaridad entre coberturas vegetales calculados usando el método de Sorensen-Dice, proporcionando una medida de diferencias entre comunidades en función de la presencia o ausencia de especies. Donde β_{sor} : es la disimilitud de Sørensen, β_{sim} : es la similitud de Simpson (= componente de recambio de la disimilitud de Sørensen), β_{sne} : es el componente de anidamiento de la disimilitud de Sørensen. BC: Bosque Conservado, BS: Bosque secundario, AF: Sistema agroforestal de cultivos, PA: Sistema de cobertura pastoril.

3.5 Composición de la anfibiofauna y su relación con factores ambientales

En general, la composición de las comunidades de anfibios en cada una de las coberturas muestreadas difirió significativamente entre sí (Figura 7). El análisis de PERMANOVA sobre la

composición arroja diferencias significativas ($R^2 = 0.345043$, $F = 6.67302$, $P < 0.001$ ***, $Df = 3$). Del mismo modo, los análisis de PERMANOVA sobre las variables estructurales mostraron que las de características propias del hábitat tales como la biomasa, la cobertura de dosel, la densidad vegetal y la presencia de sistemas lénticos, inducen la variación en la composición de especies (Tabla 4). Esto puede ser un indicador de que el tipo de cobertura está relacionado con la riqueza y la abundancia de la anfibiofauna en la región estudiada.

Tabla 4

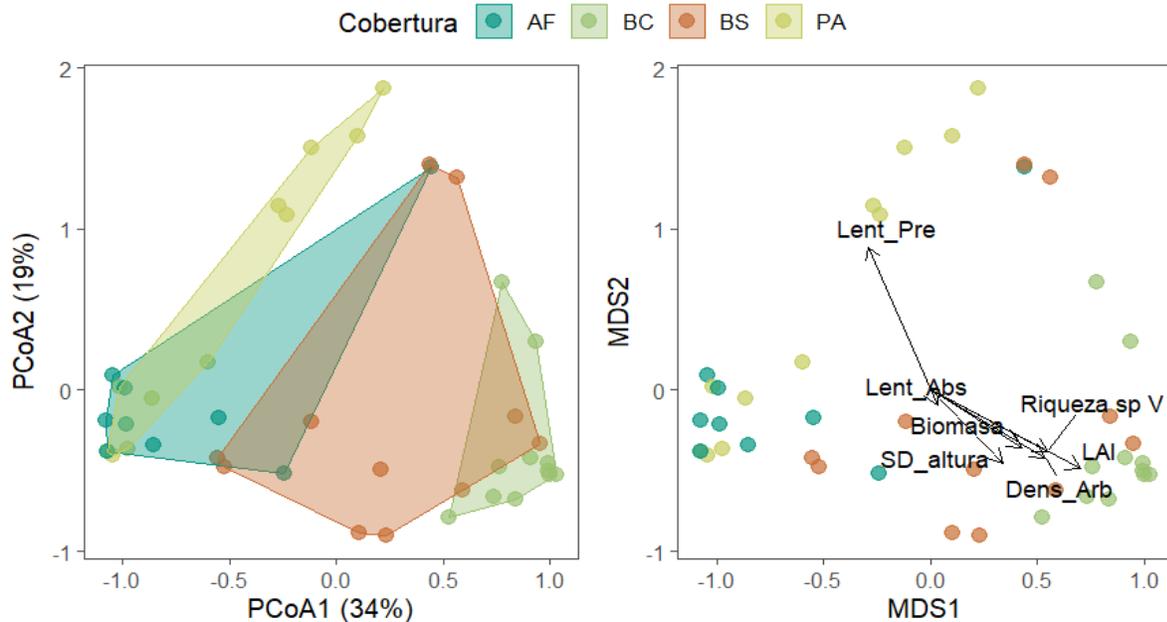
Análisis de PermMANOVA (Permutational Multivariate Analysis of Variance).

Característica de hábitat	df	R²	F	P-valor	Significancia
Biomasa	1	0.092	5.114	0.0001	***
DAP	1	0.032	1.77	0.0981	.
Densidad vegetal	1	0.0714	3.9724	0.0028	**
Altura	1	0.0015	0.838	0.6045	
Riqueza vegetal	1	0.017	0.939	0.4519	
Lóticos	1	0.02	1.133	0.3268	
Lénticos	1	0.082	4.546	0.0007	***
Cobertura dosel	1	0.077	4.321	0.0013	**

Nota: Se muestran las variables estructurales que impulsan la variación significativa de la composición de anfibios registrada en las parcelas de muestreo que difieren en cobertura vegetal respectivamente. Las variables predictoras se asocian a características específicas de hábitat. “.” sin significancia, “*” Baja significancia, “**” significativa, “***” altamente significativa.

Figura 7

El Análisis de Coordenadas Principales (PCoA, = Escalamiento multidimensional, MDS)



Nota: Gráfico de ordenación del análisis de coordenadas principales construido con base en análisis multivariados de diferencias en la varianza de la composición de la comunidad de anfibios asociados a diferentes coberturas vegetales. Donde BC: Bosque Conservado, BS: Bosque secundario, AF: Sistema agroforestal, PA: Sistema de pastos. Lent_Pre: Presencia de cuerpos lénticos, Lent_Abs: Ausencia de cuerpos lénticos, SD_altura: Dens_Arb: Densidad arbórea, LAI: Índice de área foliar.

3.6 Especies indicadoras de asociación

Identificamos que 8 especies de anfibios se encuentran estrechamente asociados a diferentes tipos de uso del suelo, tanto como bosque conservado o zonas donde se ha evidenciado transición positiva de las coberturas vegetales. Para el sistema de bosque conservado se encontraron tres (3) especies como indicadoras de asociación de hábitat (Tabla 5), *Andinobates virolinensis*, *Diasporus anthrax*, *Strabomantis ingeri* (Apéndice E). Estas tres especies son endémicas para

Colombia, además, están catalogadas por la IUCN como “Vulnerable” (VU). Para los remanentes de bosques conservados y bosques secundarios productos de la transición positiva de la cobertura vegetal, encontramos a la especie *Pristimantis bacchus* como indicadora de hábitat, esta es una especie endémica para el departamento de Santander y está categorizada como Vulnerable (VU) según la IUCN.

Tabla 5

Especies indicadoras de asociación de hábitat

Sistema	Especie	IUCN	END	Stat	p-Valor
BC	<i>Andinobates virolinensis</i>	VU	x	0.674	0.003
	<i>Diasporus anthrax</i>	VU	x	0.626	0.01
	<i>Strabomantis ingeri</i>	VV	x	0.522	0.46
BC + BS	<i>Pristimantis bacchus</i>	VU	x	0.986	0.001
AF+PA	<i>Craugastor metriosistus</i>	LC	x	0.592	0.009
	<i>Boana platanera</i>	LC		0.624	0.026
BC+BS+ AF	<i>Pristimantis penelopus</i>	LC	x	0.672	0.036
BS+AF+PA	<i>Pristimantis aff. taeniatus</i>	LC		0.824	0.02

Nota. Muestra la lista de especies indicadoras de hábitat, se muestra el estadístico y qué tanto está relacionado con la cobertura. BC: Bosque Conservado, BS: Bosque secundario, AF: Sistema agroforestal de cultivos, PA: Sistema de cobertura pastoril.

Por otra parte, para los sistemas que han experimentado una transición positiva (BS y AF) establecimos solo una especie como indicadora de asociación de hábitat, *Pristimantis penelopus*,

la cual es endémica de Colombia y está categorizada según la IUCN en “preocupación menor” (LC) (Restrepo et al., 2017). Por último, las especies *Craugastor metriosistus* y *Boana platanera*, *Pristimantis taeniatus* las cuales están altamente asociadas con AF y PA, se categorizan como de “preocupación menor” (LC).

4 Discusión

En este trabajo evaluamos la respuesta de la diversidad de especies de anfibios sobre las transiciones en el uso del suelo, teniendo en cuenta la transición positiva de las coberturas vegetales a través del tiempo en el sector norte de la Serranía de los Yariguíes. Nuestros resultados muestran que un paisaje compuesto de diversos tipos de coberturas vegetales maximiza la diversidad de anfibios, ya que cada tipo de cobertura contiene un conjunto de especies específicas para cada cobertura. Las transiciones positivas de la cobertura vegetal pueden tener un impacto positivo en la diversidad de anfibios, diversidad alfa y beta, ya que estas coberturas contienen una proporción significativa de la diversidad total del paisaje. El manejo e implementación de sistemas agroforestales podrían mantener un equilibrio entre la biodiversidad y los agricultores.

4.1 Patrones de diversidad y especies asociadas a las coberturas

Nuestros resultados no arrojaron diferencias significativas en la riqueza absoluta registrada para cada una de las coberturas vegetales muestreadas, ya que observamos que los intervalos de confianza se solapan. El BC y AF presentaron el mayor número de especies, seguido de BS y por último PA. Cada cobertura presentó una composición particular y diferente entre coberturas, patrón concordante con los resultados obtenidos por Carvajal-Cogollo &

Urbina-Cardona (2008) y Bruning et al. (2018). atribuido a razón del tipo de uso del suelo (Basham et al., 2016) y características específicas de hábitat e historia de vida de cada especie (Hilje & Mitchell Aide, 2012; Hopkins, 2007). BC y PA se caracterizaron por tener en su composición el mayor número de especies únicas (Tabla 2). Estos tipos de cobertura pueden ofrecer variedad de características del hábitat, recursos alimenticios, refugio, regulación de los ciclos de nutrientes y del agua (Acuña et al., 2023; Beer et al., 2003). En nuestro estudio, los BC mantienen una mayor biomasa, mayor cobertura de dosel, alta riqueza de especies vegetales (Herrera-Pacheco, 2023), aspectos que benefician las especies con desarrollo directo (*P. bacchus*, *P. miyatai*, *P. lutitus*, *P. grandiceps*, *P. taeneatus*, *P. penelopus*, *S. ingeri*), y que perchan en lo alto como *G. nicefori* y *D. anthrax* para reproducción y escape de eventos predatorios (Lynch, 2001).

En un estudio anterior, Chinchilla et al. (2020), determinaron que los juveniles de *P. bacchus* usaban la alta densidad de hojarasca para evitar la desecación y los depredadores, además para la búsqueda de alimento y salvaguardar las posturas en época reproductiva; comportamiento similar en salamandras (Ortega et al., 2009). Mientras que, *A. virolinensis*; usa las bromelias como refugio y desarrollo larval (Ramos-Pallares et al., 2018; Ruiz-Carranza & Ramírez-Pinilla, 1992; Valderrama-Vernaza et al., 2009). Dentro de los PA, encontramos sistemas de humedales, sistemas lénticos que tiene un efecto positivo en la diversidad de anfibios en esta cobertura, resultado similar observado por Bruning et al. (2018), en donde los humedales registraron mayor riqueza de especies en comparación con otras coberturas. En nuestro estudio registramos para los PA especies que exhiben un ciclo de vida bifásico, generalmente asociados con hábitats abiertos y altamente intervenidos (*R. alata*, *R. horribilis* y *E. postulosus*) (Acuña-Vargas, 2016; Brand & Snodgrass, 2010), debido a que los humedales presentes en la cobertura

PA ofrecen refugio, alimento y condiciones favorables para la oviposición (Román et al., 2016). Los PA, al constituirse como el sistema más alterado, ofrece limitaciones para el desplazamiento de especies de anfibios específicos de zonas con mayor cobertura vegetal (Thompson & Donnelly, 2018); sin embargo, nuestras observaciones sugieren que pueden proveer hábitat adecuado para especies endémicas como; *L. colombiensis*, *S. caprarius* y *C. metriosistus* y también albergan especies generalistas (*R. horribilis*, *R. alata*, *E. pustulosus*) siempre y cuando los PA contengan sistemas lénticos como humedales (Brand & Snodgrass, 2010 ; Moreira et al., 2020).

Los AF y los BS, tienen aproximadamente 40 años de transición (Figura 3 & Apéndice A), y han formado microhábitats con características específicas tales como, caños de agua, diversidad vegetal, aumento de la biomasa y cobertura de dosel, lo que los ha llevado a albergar un número de especies cercanos a la riqueza registrada para los BC (Tabla 2); esto implica que la formación espacio temporal de nuevas coberturas como lo AF y BS pueden alojar especies presentes en BC (*D. anthrax*, *P. bacchus*, *P. penelopus*, *R. palmatus*) y PA (*Boana platanera*, *Craugastor metriosistus*). Como es el caso de la ganancia de BS de la especie (*Agalychnis buckleyi*), debido a que esta se asocia a bosques montano primario, secundario y a cuerpos lénticos de agua (Cannatella, D. C. 1980; Faivovich et al., 2010). Mientras que el establecimiento de AF permitió la ganancia de 2 especies registradas únicas para este tipo de cobertura (*P. gagei* y *D. subocularis*). En conjunto, BF y AF, compartieron los registros de la especie *Espadarana prosoblepon*. Esto implica que las transiciones positivas de las coberturas vegetales no solo permiten el desplazamiento de las especies, sino que también permiten la llegada especies no registradas para las coberturas de referencia (PA) y (BS).

Cabe resaltar que ninguna de las coberturas muestreadas alberga la totalidad de especies que posee el conjunto de coberturas que forman el paisaje, esto sugiere que la heterogeneidad de las coberturas vegetales puede maximizar la diversidad y por ello, se requiere un enfoque a nivel del paisaje en cuando la conservación de anfibios. Adicionalmente, estudios han encontrado que el tiempo que toma la formación de nuevos ensamblajes está influenciado por las características de cada especie (Ernst et al., 2012), por lo tanto, diversificación del uso de la tierra, puede aportar a las estrategias de conservación y ser un modelo de equilibrio entre las actividades humanas y la biodiversidad (Wanger et al., 2010)

4.2 Efectos de la transición positiva sobre la anfibiofauna

En general los análisis de patrones de diversidad usando a los anfibios como indicadores de recuperación de ecosistema, han sido ideales para comprender la respuesta de las comunidades de anfibios hacia las transiciones positivas vegetales y pueden contribuir en el potencial de conservación fuera de las áreas protegidas y el uso sostenible. Esto es esencial para comprender cómo se impulsan los patrones de la biodiversidad y puede proveer una orientación efectiva en la aplicabilidad de estrategias de conservación.

La formación de AF y BS en el área de estudio son resultantes de una dinámica de cambio en el uso del suelo, dadas principalmente por diversos eventos históricos (Rodriguez et al., 2023), que conllevó el cambio de grandes extensiones de pastos para el establecimiento de sistemas productivos diversificados y áreas de conservación de bosque dentro de áreas altamente alteradas (Figura 3, Apéndice), generando mejores condiciones de hábitat que pueden mantener temporal o permanentemente comunidades de anfibios y provee servicios ecosistémicos, tales como, mejor calidad de agua, captación de carbono y prevención de la erosión de los suelos (Beer et al., 2003).

En el presente estudio observamos que la formación de AF y BS, conlleva a la dispersión de la riqueza y dinamismo del recambio de especies entre coberturas; especies registradas en BC y PA, se trasladaron a las coberturas AF y BS, lo que incrementó la abundancia de las especies en el paisaje (Tabla 1). Esto puede ser un resultado de la conectividad existente entre las coberturas, que puede llevar a albergar especies endémicas y con algún grado de amenaza (Forero & Urbina-Cardona, 2021). Los BS y AF albergaron en conjunto cinco especies endémicas asociadas a BC, de las cuales, dos están categorizadas como vulnerables según la IUCN (*D. anthrax* y *P. bacchus*). Nuestros resultados sugieren que los AF aquí estudiados pueden tener un potencial de conservación similar a los BS, difiriendo de los resultados reportados por Duarte-Marín et al., (2018), que establece que los BS tiene mayor potencial de conservación que los hábitats alterados ya que alojan especies vulnerables.

4.3 Importancia de las transiciones positivas del paisaje sobre la conservación.

Los bosques secundarios han sido identificados como importantes para la conservación de anfibios (Basham et al., 2016), sin embargo, los agroforestales pueden cumplir una función similar en la conservación de especies (Haggar et al., 2019), además, reconcilia la necesidad de producir alimentos y la conservación de la biodiversidad ya que contribuyen servicios ecosistémicos y la seguridad alimentaria (Palacios-Bucheli & Bokelmann, 2017), Encontramos que los BS contenían una composición similar a la de los BC, aunque la recuperación de la composición en una nueva cobertura vegetal puede tomar menos tiempo (Basham et al., 2016), existen dependencias ecológicas y biológicas que determinan estos tiempos de colonización de los anfibios hacia nuevas coberturas (Aide et al., 2000).

Nuestros resultados tienen implicaciones notables para el desarrollo sostenible de los paisajes en los Andes Colombianos, al permitir la regeneración natural de la vegetación, se crean hábitats adecuados para los anfibios (Haggar et al., 2019); esto es remarcable ya que los Andes ha sido la región más transformada del País, transformaciones que han pasado por muchos ciclos en el uso y manejo de la tierra (Correa Ayram et al., 2020), es decir, existe un potencial para la conservación en los paisajes dinámicos y heterogéneos. Los sistemas agroforestales ofrecen una mayor diversidad de estructuras y microhábitats, mejorando la conectividad del paisaje y promoviendo el desplazamiento de las especies de anfibios (Götz, 2004). Además, contribuyen a proteger la calidad del agua y a reducir la fragmentación del hábitat al promover la continuidad del paisaje (Gómez-Martínez, 2007). Estas acciones no solo benefician a los anfibios, sino que también pueden marcar un camino a las transiciones hacia la sostenibilidad fomentando la conservación de la biodiversidad, el equilibrio ecológico y económico de las personas (Pearce & Mourato, 2004).

5 Conclusiones

Nuestros resultados demuestran que la transformación de potreros a sistemas agroforestales, o su abandono y sucesión natural, tienen un impacto positivo sobre las comunidades de anfibios. Demostramos que estas coberturas ofrecen condiciones de hábitat adecuadas para albergar especies asociadas a bosques conservados y conservar especies en peligro de extinción y endémicas para Colombia. Concluimos que la configuración de un paisaje con variedad de coberturas puede aumentar la riqueza y diversidad de anfibios, debido a que ninguna cobertura por sí sola alberga la totalidad de especies. Esto resalta la importancia de integrar todo el paisaje en la conservación de anfibios y no solo a alguna cobertura en particular. Además, encontramos que los bosques secundarios y los agroforestales establecidos sobre

potreros hace más de 40 años, pueden llegar a albergar una riqueza de especies similar a los bosques antiguos, y pueden ser alternativas en pro de la conservación de especies fuera de áreas protegidas y de esta manera equilibrar las necesidades de los agricultores y la conservación de la biodiversidad. Esto resalta la importancia de los paisajes de los Andes en Colombia para la conservación de anfibios, aunque experimentaron el uso de suelo más intenso con la historia de uso más larga entre las regiones de Colombia.

Referencias Bibliográficas

- Acosta-Galvis. (2016). Los anfibios en Colombia: Ranas, sapos, cecilias y salamandras. En: Gómez, M.F., Moreno, L.A., Andrade, G.I. y Rueda, C. (Eds). Biodiversidad 2015. Estado y Tendencias de la Biodiversidad Continental de Colombia. Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá D. C.
- Acosta-Galvis. (2023). Lista de los Anfibios de Colombia. *Batrachia*. <https://www.batrachia.com/>
- Acuña-Vargas, J. C. (2016). Anfibios y reptiles asociados a cinco coberturas de la tierra, municipio de Dibulla, La Guajira, Colombia. *Acta Zoológica Mexicana*, 32(2), 133-146. 10.21829/azm.2016.322940
- Acuña-Vargas, J. C., Camargo-González, L. T., & Bastidas-Molina, B. (2023). Identificación y repartición de hábitats utilizados por anfibios en cinco coberturas asociadas a bosque seco tropical, Dibulla, La Guajira. *Boletín Científico Centro de Museos Museo de Historia Natural*, 27(2), 139-161.

- Aide, T. M., Zimmerman, J. K., Pascarella, J. B., Rivera, L., & Marcano-Vega, H. (2000). Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration ecology. *Restoration Ecology*, 8(4), 328-338.
- Baselga A, Orme D, Villegger S, De Bortoli J, Leprieur F, Logez M, Martinez-Santalla S, Martin-Devasa R, Gomez-Rodriguez C, Crujeiras R (2023). *betapart: Partitioning Beta Diversity into Turnover and Nestedness Components*. R package version 1.6, <<https://CRAN.R-project.org/package=betapart>>.
- Basham, E. W., González del Pliego, P., Acosta-Galvis, A. R., Woodcock, P., Medina Uribe, C. A., Hugaasen, T., ... & Edwards, D. P. (2016). Quantifying carbon and amphibian co-benefits from secondary forest regeneration in the Tropical Andes. *Animal Conservation*, 19(6), 548-560.
- Beer, J., Harvey, C. A., Ibrahim, M. A., Harmand, J. M., Somarriba, E., & Jiménez Otárola, F. (2003). *Servicios ambientales de los sistemas agroforestales*. <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/6806>
- Brand, A. B., & Snodgrass, J. W. (2010). Value of artificial habitats for amphibian reproduction in altered landscapes. *Conservation Biology*, 24(1), 295–301. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01301.x>
- Brüning, L. Z., Krieger, M., Meneses-Pelayo, E., Eisenhauer, N., Ramírez-Pinilla, M. P., Reu, B., & Ernst, R. (2018). Land-use heterogeneity by small-scale agriculture promotes amphibian diversity in montane agroforestry systems of northeast Colombia. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 264, 15–23. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.05.011>

- Buendía, C., Garces, E., & Aceros, J. C. (2023). FiNCO farms for knowledge exchange: A Colombian seed for a good Anthropocene. *Ambio*, 52(5), 963–975. <https://doi.org/10.1007/s13280-022-01821-0>
- Buendía, C., Fincas de Intercambio de Conocimiento. (2023). Transiciones hacia la sostenibilidad. Recuperado de https://www.youtube.com/watch?v=PA4udcsuygQ&t=1s&ab_channel=FincasdeIntercambiodeConocimiento
- Cannatella, D. C. 1980. A review of the *Phyllomedusa buckleyi* group (Anura: Hylidae). *Occasional Papers of the Museum of Natural History*. The University of Kansas:14611.
- Carvajal-Cogollo, J. E., & Urbina-Cardona, J. N. (2008). Patrones de diversidad y composición de reptiles en fragmentos de bosque seco tropical en Córdoba, Colombia. *Tropical Conservation Science*, 1(4), 397-416.
- Chinchilla-Lemus, W., Serrano-Cardozo, V. H., & Ramírez-Pinilla, M. P. (2020). Reproductive activity, microhabitat use, and calling sites of *Pristimantis bacchus* (Anura: Craugastoridae). *Amphibia-Reptilia*, 41(1), 1–11. <https://doi.org/10.1163/15685381-20191200>
- Correa-Ayram, C. A., Etter, A., Díaz-Timoté, J., Rodríguez-Buriticá, S., Ramírez, W., & Corzo, G. (2020). Spatiotemporal evaluation of the human footprint in Colombia: Four decades of anthropic impact in highly biodiverse ecosystems. *Ecological Indicators*, 117, 106630. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106630>
- Cortés, A. M., Ramírez-Pinilla, M. P., Suárez, H. A., & Tovar, E. (2008). Edge effects richness, abundance, and diversity of frogs in Andean cloud forest fragments. *South American Journal of Herpetology*, 3(3), 213-222.

- De Cáceres M, Legendre P (2009). Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology*, **90**, 3566-3574. doi:10.1890/08-1823.1 <<https://doi.org/10.1890/08-1823.1>>.
- De Cáceres, M., Legendre, P., & Moretti, M. (2010). Improving indicator species analysis by combining groups of sites. *Oikos*, 119(10), 1674-1684.
- Donegan, T., Avendaño, J., Briceño, E., & Huertas, B. (2007). Range extensions, taxonomic and ecological notes from Serranía de los Yariguíes, Colombia's new national park. *Bulletin of the British Ornithologists' Club*, 127, 172–213.
- Donegan, T., Avendaño, J., Briceño-L, 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, 72–89.
- Duarte-Marín, S., González-Acosta, C., & Vargas-Salinas, F. (2018). Estructura y composición de ensambles de anfibios en tres tipos de hábitat en el Parque Nacional Natural Selva de Florencia, Cordillera Central de Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 42(163), 227-236. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.631>
- Ernst, R., Keller, A., Landburg, G., Grafe, T. U., Linsenmair, K. E., Rödel, M. O., & Dziöck, F. (2012). Common ancestry or environmental trait filters: cross-continental comparisons of trait–habitat relationships in tropical anuran amphibian assemblages. *Global Ecology and Biogeography*, 21(7), 704-715.
- Faivovich, J., Haddad, C. F., Baêta, D., Jungfer, K., Alvarez, G. F., Brandao, R. A., Sheil, C. A., Barrientos, L. S., Barrio-Amoros, C. L., Cruz, C. A. y Wheeler, W. C. 2010. The

- phylogenetic relationships of the charismatic poster frogs, Phyllomedusinae (Anura, Hylidae). *Cladistics*, 26:227–261.
- Forero, F. Z., & Urbina-Cardona, J. N. (2021). Respuestas de la diversidad taxonómica y funcional a la transformación del paisaje: relación de los ensamblajes de anfibios con cambios en el uso y cobertura del suelo. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 92(3), 11.
- Gómez Martínez, M. J. (2007). *Relación entre la diversidad de Herpetofauna en sistemas silvopastoriles, la calidad del agua y el bienestar de los productores en el municipio de Matiguás*, [Tesis de Maestría, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE)]. Repositorio institucional, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/549>
- Schroth, G., Harvey, C.A., Vincent, G. A. (2004). Complex Agroforests: Their Structure, Diversity, and Potential Role in Landscape Conservation. En A. Schroth, G., Da Fonseca, G., Harvey, C., Gascon, C., Vasconcelos, H., & Izac, A-M. (Eds.), *Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes* (pp. 227-260). Island Press.
- Haggar, J., Pons, D., Saenz, L., & Vides, M. (2019). Contribution of agroforestry systems to sustaining biodiversity in fragmented forest landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 283, 106567.
- Herrera-Pacheco, M. (2023). *Estructura y Composición Florística de Diferentes Coberturas Vegetales en el Sector Norte de la Serranía de Los Yarigués (Santander)* [Tesis de grado]. Universidad Industrial de Santander.
- Hilje, B., & Aide, T. M. (2012). Recovery of amphibian species richness and composition in a chronosequence of secondary forests, northeastern Costa Rica. *Biological Conservation*, 146(1), 170-176.

- Hopkins, W. A. (2007). Amphibians as models for studying environmental change. *ILAR journal*, 48(3), 270-277.
- Hsieh, T. C., & Chao, K. H. M., (2022). *iNEXT: Interpolation and Extrapolation for Species Diversity* (3.0.0) [Software]. <https://CRAN.R-project.org/package=iNEXT>
- Hsieh, T. C., Ma, K. H., & Chao, A. (2016). iNEXT: An R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, 7(12), 1451–1456. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>
- Hutter, C. R., Lambert, S. M., & Wiens, J. J. (2017). Rapid diversification and time explain amphibian richness at different scales in the Tropical Andes, earth's most biodiverse hotspot. *The American Naturalist*, 190(6), 828–843. <https://doi.org/10.1086/694319>
- C. (2023). *Colombia en Mapas*. Colombia en mapas. Recuperado el día 29 marzo 2023 de <https://www.colombiaenmapas.gov.co>
- Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, 113(2), 363–375. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>
- Kindt, R., & Coe, R. (2005). *Tree diversity analysis: a manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies*. World Agroforestry Centre.
- Luedtke, J. A., Chanson, J., Neam, K., Hobin, L., Maciel, A. O., Catenazzi, A., Borzée, A., Hamidy, A., Aowphol, A., Jean, A., Sosa-Bartuano, Á., Fong G., A., de Silva, A., Fouquet, A., Angulo, A., Kidov, A. A., Muñoz Saravia, A., Diesmos, A. C., Tominaga, A., ... Stuart, S. N. (2023). Ongoing declines for the world's amphibians in the face of emerging threats. *Nature*, 622(7982), Article 7982. <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06578-4>

- Lynch, J. D. (1999). Ranas pequeñas, la geometría de evolución, y la especiación en los Andes colombianos. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 23(86), 143-160.
- Lynch, J. D. (2001). Three new rainfrogs of the *Eleutherodactylus diastema* group from Colombia and Panamá. *Revista de La Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 25,(287-298).
- Meneses-Pelayo, E. 2023. Una guía para los anfibios y reptiles de Santander: Referencia en línea V.07.2023 (Junio 23 -2023). Página web accesible en <http://www.santanderherps.com>.
- Moreira, L. F. B., de Castilhos, H. Z., & Castroviejo-Fisher, S. (2020). Something is not quite right: Effects of two land uses on anuran diversity in subtropical grasslands. *Biotropica*, 52(6), 1286-1297.
- Moreno, C. E., Barragán, F., Pineda, E., & Pavón, N. P. (2011). Reanálisis de la diversidad alfa: Alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82(4), 1249–1261.
- Muñoz-Ortiz, A., Velásquez-Álvarez, Á. A., Guarnizo, C. E., & Crawford, A. J. (2015). Of peaks and valleys: testing the roles of orogeny and habitat heterogeneity in driving allopatry in mid-elevation frogs (Aromobatidae: *Rheobates*) of the northern Andes. *Journal of Biogeography*, 42(1), 193-205.
- Oksanen, J., Simpson, G. L., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., Caceres, M. D., Durand, S., ...

- Weedon, J. (2022). *vegan: Community Ecology Package* (2.6-4) [Software]. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Ortega, J. E., Monares-Riaño, J. M., & Ramírez-Pinilla, M. P. (2009). Reproductive activity, diet, and microhabitat use in *Bolitoglossa nicefori* (Caudata: Plethodontidae). *Journal of Herpetology*, 43(1), 1-10.
- De Pablo, C. L., & Martín de Agar, P. (2023). Los mosaicos del paisaje: interacción entre sociedad y naturaleza. *Ecosistemas*, 32(especial), 2471. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2471>
- Palacios-Bucheli, V. J., & Bokelmann, W. (2017). Agroforestry systems for biodiversity and ecosystem services: the case of the Sibundoy Valley in the Colombian province of Putumayo. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 13(1), 380-397.
- Payán-Montoya, J. E. (2022): Diversidad de anfibios en tres coberturas vegetales y su relación con actividades antrópicas (amenazas) presentes en el Parque Nacional Natural Tatamá y su área de influencia. v1.1. *Parques Nacionales Naturales de Colombia*. Dataset/Occurrence. <https://doi.org/10.15472/cyjvzf>
- Pearce, D. & Mourato, S. (2004). The Economic Valuation of Agroforestry's Environmental Services. En A. Götz Schroth, Gustavo A. B. da Fonseca, Celia A. Harvey, Claude Gascon, Heraldo L. Vasconcelos, and Anne-Marie N. Izac (Eds.), *Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes* (pp. 67-86). Island Press.
- Plata-Castro, A. (2023). *Efecto de las condiciones climáticas en la composición Coberturas Vegetales en el Sector Norte de la Serranía de Los Yariquíes (Santander)* [Tesis de grado]. Universidad Industrial de Santander.

R Core Team. (2023). *R: The R Project for Statistical Computing*. <https://www.r-project.org/>

Ramos-Pallares, E., Meza-Joya, F., & Hernández-Jaimes, C. A. (2018). Distribution and conservation status of *Andinobates virolinensis* (Dendrobatidae), a threatened Andean poison frog endemic to Colombia. *Herpetological Conservation and Biology*, *13*(1), 58–69.

Restrepo, A., Velasco, J. A., & Daza, J. M. (2017). Extinction risk or lack of sampling in a threatened species: Genetic structure and environmental suitability of the Neotropical frog *Pristimantis penelopus* (Anura: Craugastoridae). *Papeis Avulsos de Zoologia*, *57*, 1–15.

Rödel, M. O., & Ernst, R. (2004). Measuring and monitoring amphibian diversity in tropical forests. I. An evaluation of methods with recommendations for standardization. *Ecotropica*, *10*(1), 1–14.

Rodríguez, T., Reu, B., Bolívar-Santamaría, S., Cortés-Aguilar, A., & Buendía, C. (2023). A framework for participatory scenario planning to guide transitions towards sustainability in mountain social-ecological systems: A case study from the Colombian Andes. *Land Use Policy*, *132*, 106817. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2023.106817>

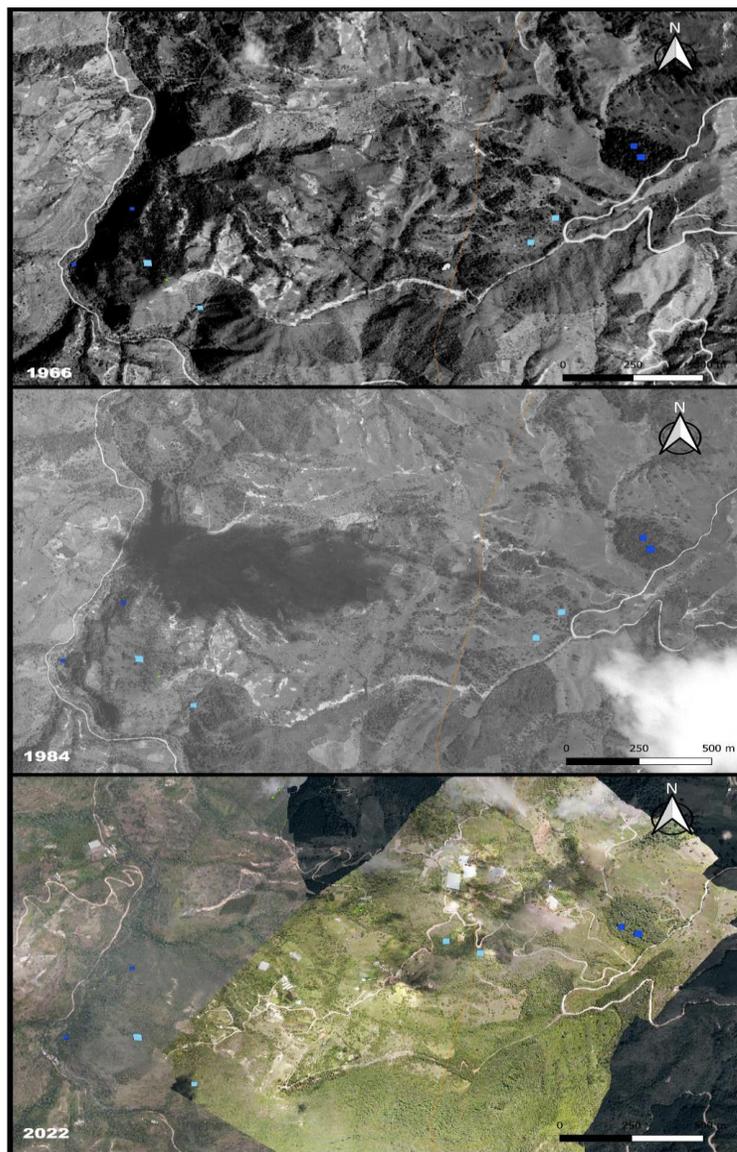
Román-Palacios, C., Fernández-Garzón, S., Hernández, M., Ishida-Castañeda, J., Gallo-Franco, J. J., Bolívar-García, W., & Giraldo, A. (2016). Uso de microhábitat por anuros en un fragmento de bosque seco intervenido del Magdalena Medio, Caldas. *Boletín Científico. Centro de Museos. Museo de Historia Natural*, *20*(2), 181–196.

Ruiz-Carranza, P. M., & Ramírez-Pinilla, M. P. (1992). Una nueva especie de *Minyobates* (Anura: Dendrobatidae) de Colombia. *Lozania*, *61*, 1–16.

- Thompson, M. E., & Donnelly, M. A. (2018). Effects of secondary forest succession on amphibians and reptiles: A review and meta-analysis. *Copeia*, 106(1), 10-19.
- Valderrama Vernaza, M., Ramírez Pinilla, M. P., & Serrano-Cardozo, V. (2009). Diet of the Andean Frog *Ranitomeya virolinensis* (Athesphatanura: Dendrobatidae). *Journal of Herpetology*, 43, 114–123. <https://doi.org/10.1670/07-247R1.1>
- Vicente-Gonzalez, L., & Vicente-Villardón, J. L. (2021). *PERMANOVA: Multivariate Analysis of Variance Based on Distances and Permutations* (0.2.0) [Software]. <https://CRAN.R-project.org/package=PERMANOVA>
- Wanger, T. C., Iskandar, D. T., Motzke, I., Brook, B. W., Sodhi, N. S., Clough, Y., & Tschardtke, T. (2010). Effects of land-use change on community composition of tropical amphibians and reptiles in Sulawesi, Indonesia. *Conservation Biology*, 24(3), 795-802.
- Zabala-Forero, F., & Urbina-Cardona, N. (2021). Respuestas de la diversidad taxonómica y funcional a la transformación del paisaje: relación de los ensamblajes de anfibios con cambios en el uso y cobertura del suelo. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 92(2021), e923443. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2021.92.3443>

Apéndices

Apéndice A Fotografías aéreas del sector Varsovia



Nota. Nota. Se detalla la transición positiva a lo largo de la historia, durante los años 1984, 1996, y 2021 en la Vereda Santa Rita, Zapatoca. Cortesía de Mateo Jaimes, proyecto “*Transiciones socioecológicas de los paisajes de los Andes Nororientales: conectando conocimiento para la conservación de la biodiversidad y el desarrollo rural resiliente*”

Apéndice B *Fotografías de las especies registradas en el sector norte de la Serranía de los Yarigués*



Nota. Se muestra la diversidad de anfibios hallados dentro de las parcelas en el transcurso del presente trabajo. Donde: A: *P. gagei*, B: *P. aff taeniatus*, C: *C. metriocistus*, D: *R. alata*, F: *S. caprarius*, G: *A. bucleyi*, E: *A. virolinensis*, H: *P. bacchus*, I: *R. horribilis*, J: *B. platanera*, K: *P. miyatai*, L: *B. nicefori*, M: *P. grandiceps*, N: *B. yariguensis*, O: *P. lutitus*.

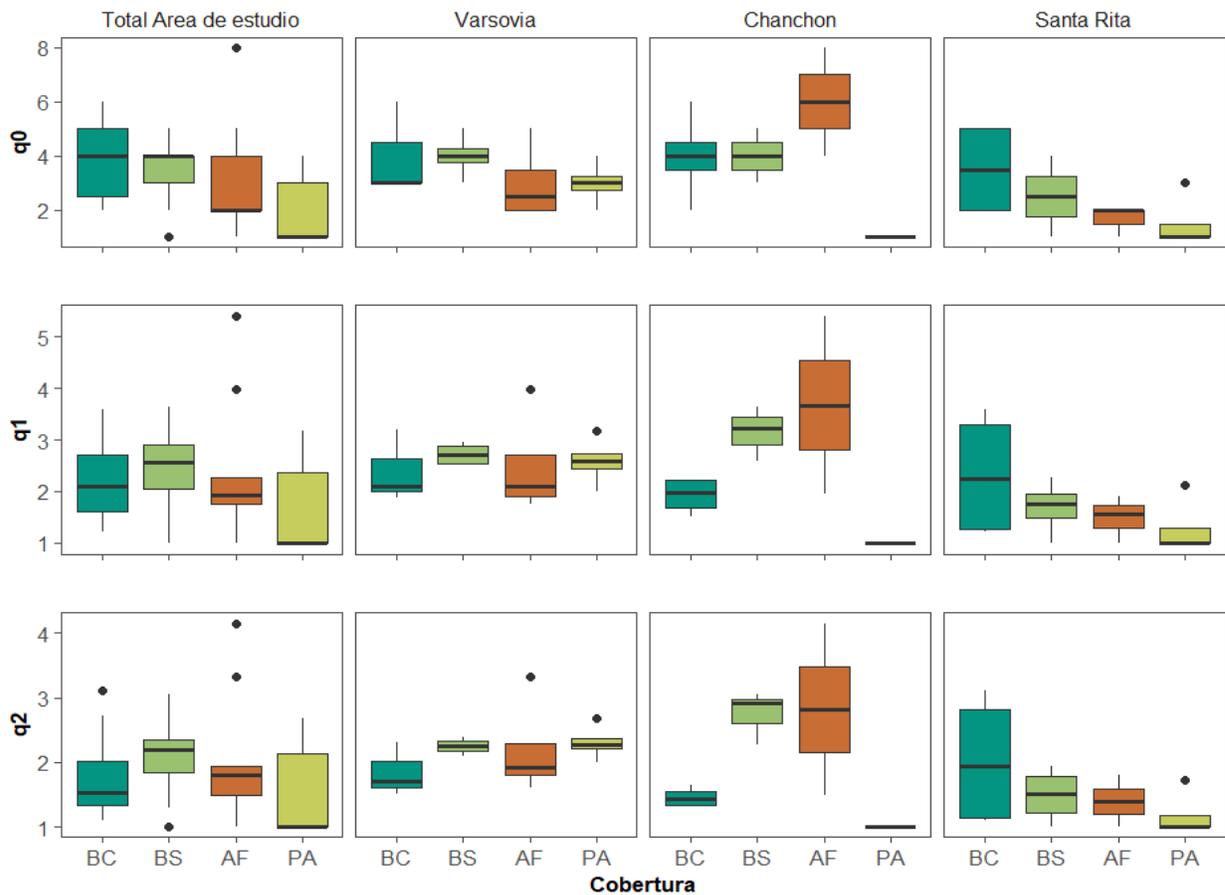
Apéndice C Continuación de Apéndice A: Fotografías de las especies registradas en el sector norte de la Serranía de los Yarigués



Nota. Se muestra la continuación de el apéndice B de la diversidad de anfibios hallados dentro de las parcelas en el transcurso del presente trabajo. Donde: P: *G. nicefori*, Q: *S. ingeri*, R: *E. postulosus*, S: *P. penelopus*, S: *D. anthrax.*, U: *E. prosoblepon*, V: *D. subocularis*, W: *R. palmatus*, X: *L. colombiensis*.

Apéndice D

Boxplots de números de Hill por localidades



Nota. Se muestran los resultados de números de Hill (orden $q = 0, q=1$ y $q=2$) de las coberturas vegetales calculados para el área de estudio y para cada localidad muestreada. Donde

BC: Bosque Conservado, BS: Bosque secundario, AF: Sistema agroforestal, PA: Sistema de pastos.

Apéndice E

Principales especies indicadoras de hábitat



Nota. Registro fotográfico de las especies indicadoras de hábitat altamente asociadas a bosques conservados y bosques secundarios producto de la transformación del paisaje (D). A. *Andinobates virolinensis*, B. *Diasporus anthrax*, C. *Strabomantis ingeri*, D. *Pristimantis bacchus*