

Impacto de las transiciones del uso del suelo en la diversidad y composición de anfibios en
los paisajes socioecológicos de la Serranía de los Yariguíes

José Luis Pinzón Pinzón

Trabajo de Grado para Optar el título de Magíster en Biología

Director:

Björn Reu

PhD en Ciencias Naturales

Codirectora:

Martha Patricia Ramírez Pinilla

Dra Ciencias Naturales

Universidad Industrial de Santander

Facultad de Ciencias

Escuela de Biología

Maestría en Biología

Bucaramanga

2025

Agradecimientos

A los profesores Björn Reu y Martha Patricia Ramírez Pinilla, por darme la oportunidad de trabajar a su lado durante todo este tiempo.

A Juan Camilo Remolina, por ser mi compañero en este proyecto y durante este proceso de aprendizaje para ambos.

Al equipo del proyecto de Transiciones, por todos sus aportes en las diferentes áreas para llevar a cabo este trabajo.

A los compañeros del laboratorio de Geoecología, por hacer de ese lugar el mejor espacio de trabajo posible.

A las familias de la zona de estudio, por permitirnos el acceso a sus predios y acogernos durante el desarrollo de este proyecto. A William Hernandez y Brayan Monsalve, por su compañía durante el monitoreo en las veredas Varsovia y Chanchón.

A mi familia por su constante apoyo.

A Juana, la cantidad de cosas por las que quisiera agradecer sería mucho más extensa que este documento. Así que solo diré gracias por escucharme, por las risas, por la confianza que he podido depositar. Por todo su apoyo durante este tiempo.

Tabla de Contenido

| | Pág |
|--|------------|
| Introducción | 10 |
| 1. Objetivos | 14 |
| 1.1 Objetivo general | 14 |
| 1.2 Objetivos específicos | 14 |
| 2. Metodología | 14 |
| 2.1 Área de estudio | 14 |
| 2.2 Diseño experimental | 17 |
| 2.2.1 Selección de sitios de muestreo | 17 |
| 2.3 Muestreo de la comunidad de anfibios | 18 |
| 2.3.1 Búsqueda activa | 18 |
| 2.3.2 Monitoreo acústico pasivo | 19 |
| 2.4 Estructura del hábitat | 21 |
| 2.5 Análisis de datos: | 21 |
| 2.5.1 Evaluación de la Diversidad de Anfibios | 21 |
| 2.5.2 Evaluación de la composición de anfibios | 23 |
| 2.5.3 Relación de la estructura del hábitat en la diversidad, composición y abundancia | 24 |
| 3 Resultados | 26 |
| 3.1 Cobertura de Muestreo y aporte metodológico | 26 |
| 3.2 Caracterización general de la comunidad de anfibios | 28 |
| 3.3 Diferencias en diversidad entre coberturas | 31 |

RESPUESTA DE ANFIBIOS A TRANSICIONES SOCIO-ECOLÓGICAS4

| | |
|---|----|
| 3.4 Diferencias en composición entre coberturas | 33 |
| 3.5 Recuperación de la comunidad de anfibios | 37 |
| 4 Discusión | 38 |
| 4.1 Diversidad de anfibios en un paisaje producto de las transiciones en el uso del suelo | 39 |
| 4.2 Factores ecológicos que influyen sobre la riqueza y composición de anfibios | 40 |
| 4.2.1 Riqueza | 40 |
| 4.2.2 Composición | 40 |
| 4.3 Recuperación de los ensamblajes de anfibios en paisajes socio-ecológicos | 41 |
| 4.4 Implicaciones para la conservación | 42 |
| 5 Conclusiones | 45 |
| Referencias | 47 |
| Apéndices | 62 |

Lista de Tablas

| | Pág |
|--|------------|
| Tabla 1. Especies registradas para cada cobertura durante el estudio. | 26 |
| Tabla 2. Cobertura de muestreo para los diferentes tipos de uso del suelo | 28 |
| Tabla 3. Comparaciones post-hoc evidenciando las diferencias en la composición de anfibios entre cada par de coberturas. | 34 |
| Tabla 4. Importancia de las variables de hábitat en las diferencias en la composición de anfibios. | 35 |
| Tabla 5. Respuesta individual de especies de anfibios a las variables de estructura del hábitat | 36 |

Lista de Figuras

| | Pág |
|--|------------|
| Figura 1. Mapa del área de estudio | 17 |
| Figura 2. Curvas rango abundancia por cobertura. | 29 |
| Figura 3. Comparación de cobertura de muestreo y aporte metodológico de BA y MAP en la estimación de la riqueza de anfibios. | 30 |
| Figura 4. Curvas de diversidad para los diferentes órdenes de números de Hills por cobertura | 31 |
| Figura 5. Variación en los índices de diversidad de anfibios en las diferentes coberturas del área de estudio. | 33 |
| Figura 6. Ordenamiento (PCoA) mostrando la variación en la composición de anfibios y su relación con la estructura del hábitat. | 35 |
| Figura 7. Regresión lineal entre la edad desde la recuperación de la cobertura vegetal y la recuperación del ensamblaje de anfibios. | 38 |

Lista de Apéndices

| | Pág |
|--|------------|
| Apéndices | 62 |
| Apéndice A. Descripción de las variables de estructura de hábitat y su obtención. | 62 |
| Apéndice B. Ordenamiento de las variables de estructura de hábitat. | 65 |
| Apéndice C. Ordenamiento de las variables de estructura de hábitat | 66 |
| Apéndice D. Variación de la estructura vegetal en las diferentes coberturas del área de estudio. | 67 |
| Apéndice E. Comparación de curvas de acumulación de riqueza de anuros por método de monitoreo usando datos de incidencia. | 68 |
| Apéndice F. Lista de especímenes colectados durante el desarrollo del proyecto. | 69 |
| Apéndice G. Comparaciones post-hoc mostrando las diferencias en la composición de anfibios entre coberturas usando los datos de monitoreo acústico pasivo. | 70 |
| Apéndice H. Regresiones individuales entre la edad y las diferencias en la composición para agroforestales y bosques secundarios. | 71 |

Resumen

Título: Impacto de las transiciones del uso del suelo en la diversidad y composición de anfibios en los paisajes socioecológicos de la Serranía de los Yariguíes

Autor: José Luis Pinzón Pinzón

Palabras Clave: Anfibios, Uso del suelo, Conservación de biodiversidad, Monitoreo acústico pasivo

Descripción: Los anfibios, uno de los grupos de vertebrados más amenazados globalmente, requieren una comprensión profunda de su respuesta a los cambios en el uso del suelo para una conservación efectiva. En este estudio, analizamos cómo las transiciones en el uso del suelo, desde prácticas intensivas a sistemas menos intensivos como los agroforestales, impactan la diversidad de anfibios en un paisaje socio-ecológico en el sector norte de la Serranía de los Yariguíes, Santander, Colombia. Durante las últimas cuatro décadas, este paisaje ha experimentado transiciones positivas en el uso del suelo debido al abandono o regeneración, pasando de antiguos pastizales a sistemas agroforestales y fragmentos de bosque secundario. Nuestros análisis comparativos de riqueza y composición de especies, utilizando muestreo en campo y monitoreo acústico pasivo, revelaron que, si bien la riqueza de anfibios difiere significativamente sólo entre bosques conservados y pastizales, la composición de los ensamblajes muestra diferencias notables entre todas las coberturas. Registramos 26 especies de anfibios, y encontramos que la riqueza estuvo positivamente correlacionada con la riqueza de especies vegetales y la presencia de arroyos, mientras que las variaciones en la composición se asociaron fuertemente con la cobertura del dosel y la presencia de cuerpos de agua lénticos. Estos hallazgos resaltan el impacto de la transformación del hábitat y el alto recambio de especies, sugiriendo que las transiciones positivas en el uso del suelo han beneficiado a los anfibios al ofrecer hábitats más propicios. Concluimos que la diversidad y composición de anfibios reflejan significativamente los cambios en la cobertura vegetal del área de estudio, y que es crucial implementar estrategias de conservación que integren la gestión del paisaje y la biodiversidad, dado que la variedad de coberturas es esencial para sostener la rica biodiversidad del área, lo que subraya la importancia de estrategias de conservación a escala de paisaje.

*Trabajo de Grado

**Facultad de Ciencias. Escuela de Biología. Biología. Director: Bjorn Reu. Doctor en Ciencias Naturales. Codirectora: Martha Patricia Ramírez Pinilla. Doctor en Ciencias Biológicas.

Abstract

Title: Effects of Land-Use Change on Amphibian Diversity and Composition in the Socio-Ecological Landscapes of the Serranía de los Yariguíes

Author: José Luis Pinzón Pinzón

Key Words: Amphibians, Land use, Biodiversity conservation, Passive acoustic monitoring

Description: Amphibians, one of the most globally threatened vertebrate groups, require a deep understanding of their response to land-use changes for effective conservation. In this study, we analyzed how land-use transitions, from intensive practices to less intensive systems like agroforestry, impact amphibian diversity in a socio-ecological landscape in the northern sector of the Serranía de los Yariguíes, Santander, Colombia. Over the last four decades, this landscape has experienced positive land-use transitions due to abandonment or regeneration, shifting from former pastures to agroforestry systems and secondary forest fragments. Our comparative analyses of species richness and composition, using field sampling and passive acoustic monitoring, revealed that, while amphibian richness differs significantly only between conserved forests and pastures, the composition of assemblages shows notable differences across all cover types. We recorded 26 amphibian species, and found that richness was positively correlated with plant species richness and the presence of streams, while variations in composition were strongly associated with canopy cover and the presence of lentic water bodies. These findings highlight the impact of habitat transformation and high species turnover, suggesting that positive land-use transitions have benefited amphibians by providing more suitable habitats. We conclude that amphibian diversity and composition significantly reflect changes in the study area's vegetation cover, and that it is crucial to implement conservation strategies that integrate landscape management and biodiversity, given that the variety of cover types is essential to sustain the rich biodiversity of the area, thus underscoring the importance of landscape-scale conservation strategies.

*Graduate Thesis.

** Faculty of Sciences, School of Biology, Biology Program. Directed by: Bjorn Reu, PhD in Natural Sciences. Co-directed by: Martha Patricia Ramírez Pinilla, PhD in Biological Sciences

Introducción

La pérdida de biodiversidad a nivel global afecta a numerosas especies causando su extinción o la disminución de sus poblaciones, representando una de las crisis ambientales más apremiantes (Pimm et al., 2014). Esta crisis es impulsada principalmente por la pérdida y degradación del hábitat, intensificada por la expansión e intensificación de las actividades humanas, especialmente la frontera agrícola (Gallant et al., 2007; IPBES et al., 2019; Newbold et al., 2015). A pesar de los crecientes esfuerzos para establecer y expandir áreas protegidas, estas por sí solas han demostrado ser insuficientes para frenar esta tendencia y garantizar la conservación efectiva de una vasta porción de la biodiversidad (Acevedo et al., 2017; Mora & Sale, 2011). Este desafío es particularmente marcado en los trópicos, regiones que albergan la mayor diversidad biológica del planeta, pero donde también se registran las tasas más elevadas de deforestación y transformación del paisaje (Elsen et al., 2020; Wiens, 2016). En este contexto, la atención se ha volcado hacia los paisajes más allá de las áreas protegidas, reconociendo la necesidad de integrar la conservación en los sistemas productivos y en las dinámicas humanas (De Alban et al., 2021; Sharma et al., 2021; Zabala et al., 2024).

Dentro de los grupos taxonómicos afectados, los anfibios son particularmente vulnerables, con aproximadamente el 41% de sus especies clasificadas bajo alguna categoría de amenaza (Luedtke et al., 2023). Su piel permeable y sus complejos ciclos de vida (a menudo dependientes de ambientes terrestres y acuáticos) los hacen extremadamente sensibles a los cambios ambientales, como excelentes bioindicadores de la salud del ecosistema (Blaustein et al., 2011). La alteración de la cobertura y estructura del hábitat, como la reducción de la cobertura del dosel, puede provocar cambios micro climáticos drásticos que impactan severamente sus comunidades, alterando su composición y abundancia (Nowakowski et al., 2017a). Por ejemplo, la baja disponibilidad de hojarasca y

sombra en potreros o monocultivos puede limitar su movilidad (Zabala-Forero & Urbina-Cardona, 2021). Su limitada capacidad de dispersión (Cushman, 2006), la hace aún más vulnerable al cambio climático y la desecación (Fisher & Garner, 2020), sumado a enfermedades emergentes como la quitridiomycosis han afectado sus poblaciones, especialmente durante las últimas tres décadas (Kilpatrick et al., 2010).

Colombia, con cerca de 900 especies, es el segundo país con mayor biodiversidad de anfibios en todo el mundo (Acosta Galvis, 2025). Sin embargo, esta riqueza coexiste con un alto grado de amenaza: de 822 especies evaluadas por la IUCN, cerca de un 43% se encuentran en alguna categoría de riesgo, 97 (12%) son catalogadas como vulnerables, 130 especies (16%) se encuentran en peligro, 77 (9%) se encuentran en peligro crítico, mientras 53 (6%) no cuentan con datos suficientes (Moreno et al., 2016, IUCN 2022). La región Andina colombiana es de especial relevancia en este contexto, albergando la mayor diversidad y endemismo de anfibios del país (Tobar-Suárez et al., 2022). No obstante, esta región también presenta una alta huella humana, caracterizada por una alta densidad poblacional y un intenso desarrollo económico y agrícola con una larga historia de uso del suelo (Armesto & Señaris, 2017; Correa Ayram et al., 2020). Esta superposición de alta riqueza biológica y fuerte presión antropogénica acelera la transformación de hábitats naturales, poniendo en riesgo a los anfibios andinos (Armenteras et al., 2013).

Frente a este escenario de amenazas, surge el interés por comprender las dinámicas de conservación en los paisajes socio-ecológicos, donde la interacción intrínseca entre los sistemas humanos y naturales configura el entorno. Dentro de estos paisajes, las transiciones socio-ecológicas refieren a los cambios fundamentales en la relación entre dichos sistemas a lo largo del tiempo, impulsados por interacciones complejas entre factores biofísicos, económicos, políticos y culturales (Harrington et al., 2010; Olsson et al., 2006). Estas

transiciones pueden implicar cambios en el uso del suelo hacia estados menos intensivos y con mayor cobertura vegetal, como el abandono de tierras agrícolas o procesos activos de restauración y rehabilitación de ecosistemas (Corlett, 2016; Haberl et al., 2011). A estos escenarios que resultan en una mejora del hábitat para la biodiversidad, los definimos como una “transición positiva”. El estudio de estas dinámicas es crucial para identificar estrategias de conservación que operen eficazmente fuera de las áreas protegidas (Thompson et al., 2020; Thompson, 2018).

El Norte de la Serranía de los Yariguíes (Santander, Colombia) es un ejemplo ilustrativo de un paisaje que ha experimentado profundas transiciones socio-ecológicas. En las últimas seis décadas, un conjunto de factores históricos como el conflicto armado, reformas rurales y dinámicas socioeconómicas ligadas a la agricultura familiar, junto con la declaración del Parque Nacional Natural Serranía de los Yariguíes, han reconfigurado el uso del suelo generando cambios en todo el paisaje (Rodríguez et al., 2022, 2023). Este proceso ha llevado a una transición de un paisaje dominado por la ganadería extensiva a un mosaico heterogéneo donde predominan la agricultura familiar con sistemas agroforestales y la regeneración de bosques secundarios (Bolívar-Santamaría & Reu, 2021; Buendía et al., 2023). Esta es una transición positiva dado que los bosques secundarios y los sistemas agroforestales resultantes son estructuralmente más complejos y albergan mayor biomasa en comparación con los potreros de los que se originaron (Bolívar-Santamaría & Reu, 2021; Jaimes-Prada et al., 2025). De hecho, se ha documentado un aumento significativo en la cobertura arbórea y la biomasa vegetal en todo el sector norte de la Serranía de los Yariguíes desde 1985 (Jaimes-Prada et al., 2025). Sin embargo, se desconoce si esta transición ha sido positiva o no también para los anfibios.

El objetivo principal de este trabajo es evaluar cómo responde la comunidad de

anfibios a la transición positiva del uso del suelo en el sector norte de la Serranía de los Yariguíes. Con este fin, comparamos la diversidad y composición de los ensamblajes de anfibios en bosques secundarios y sistemas agroforestales (ambos originados a partir de antiguos potreros) con los de bosques conservados y los pastizales actuales. Para esto, evaluamos la diversidad y composición de anfibios de esta región mediante una combinación de muestreo en campo y monitoreo acústico pasivo. Adicionalmente, investigamos cuáles son las variables de hábitat más importantes relacionadas con la diversidad y composición de anfibios en este paisaje heterogéneo. Finalmente, abordamos la pregunta sobre si existe una recuperación del ensamblaje de anfibios en respuesta a la transición positiva en el uso del suelo, en términos de su similaridad con los bosques conservados.

1. Objetivos

1.1 Objetivo general

Determinar el impacto de las transiciones en el uso del suelo en la diversidad y composición de anfibios en el sector norte de la Serranía de los Yariguíes

1.2 Objetivos específicos

- Caracterizar la comunidad de anfibios del área de estudio a través de búsqueda activa y monitoreo acústico pasivo.
- Identificar el impacto de las transiciones en el uso del suelo en la diversidad y composición de los anfibios.
- Evaluar la eficacia del monitoreo acústico pasivo como alternativa para la caracterización de las comunidades de anfibios en escenarios de cambios de uso del suelo.

2. Metodología

2.1 Área de estudio

El área de estudio comprende el sector norte de la Serranía de los Yariguíes, abarcando porciones de los municipios San Vicente de Chucurí y Zapatoca en Santander, Colombia (ver Figura 1). El diseño de muestreo incluyó tres sitios, correspondiendo a las antiguas haciendas Varsovia y Chanchón en San Vicente de Chucurí y la vereda Santa Rita en Zapatoca. Estas localidades han experimentado cambios significativos en el uso de suelo desde los años 60 como parte de procesos de transición socio-ecológica en la región. Estos sitios abarcan un gradiente altitudinal desde los 1000 hasta los 2200 msnm. La temperatura

media varía desde los 18.5 a los 24.0°C (Hijmans et al., 2005). La precipitación presenta un régimen bimodal con dos temporadas lluviosas, la primera entre marzo y mayo y la segunda entre septiembre y noviembre y una precipitación anual media que oscila entre los 1500 y 1900 mm (Guzmán et al., 2014). Durante el periodo de desarrollo del proyecto, la precipitación se caracterizó por estar por encima de los niveles normales, como lo indican los informes de seguimiento al ciclo ENOS (IDEAM, 2023, boletines 163 a 175), este patrón estuvo asociado al fenómeno de La Niña que se extendió de 2020 a 2023 (Johnson & Lumpkin, 2023). Las dinámicas socioeconómicas y productivas del área están dominadas por la agricultura familiar, lo que ha generado un mosaico de coberturas y usos del suelo. La caracterización y clasificación de estas coberturas, así como las cronosecuencias de su establecimiento, provienen de datos e interpretaciones de trabajos previos realizados en el marco del macroproyecto "Transiciones socioecológicas de los paisajes de los Andes Nororientales: conectando conocimiento para la conservación de la biodiversidad y el desarrollo rural resiliente" (Ardila-Hurtado et al., 2024; Díaz-Rueda et al., 2025; Jaimes-Prada et al., 2025; Plata-Castro, 2023,), las cuales se describen a continuación:

i) **Bosques conservados (BC)**: Son fragmentos de bosque maduro en la zona corresponden al tipo de bosque húmedo subandino (Moreno & Tinjacá, 2018). La composición vegetal de estos fragmentos está dominada por especies de las familias Lauraceae, Euphorbiaceae y Fagaceae, esta última representada por la presencia de algunos fragmentos de robledales (*Quercus humboldtii*) en dos de las localidades. La altura del dosel varía entre los 20 y 35 metros. Estos fragmentos de bosque han permanecido inalterados por más de 60 años de acuerdo con información obtenida a través de aerofotografías históricas y se encuentran a elevaciones que van desde los 1350 a los 2200 msnm.

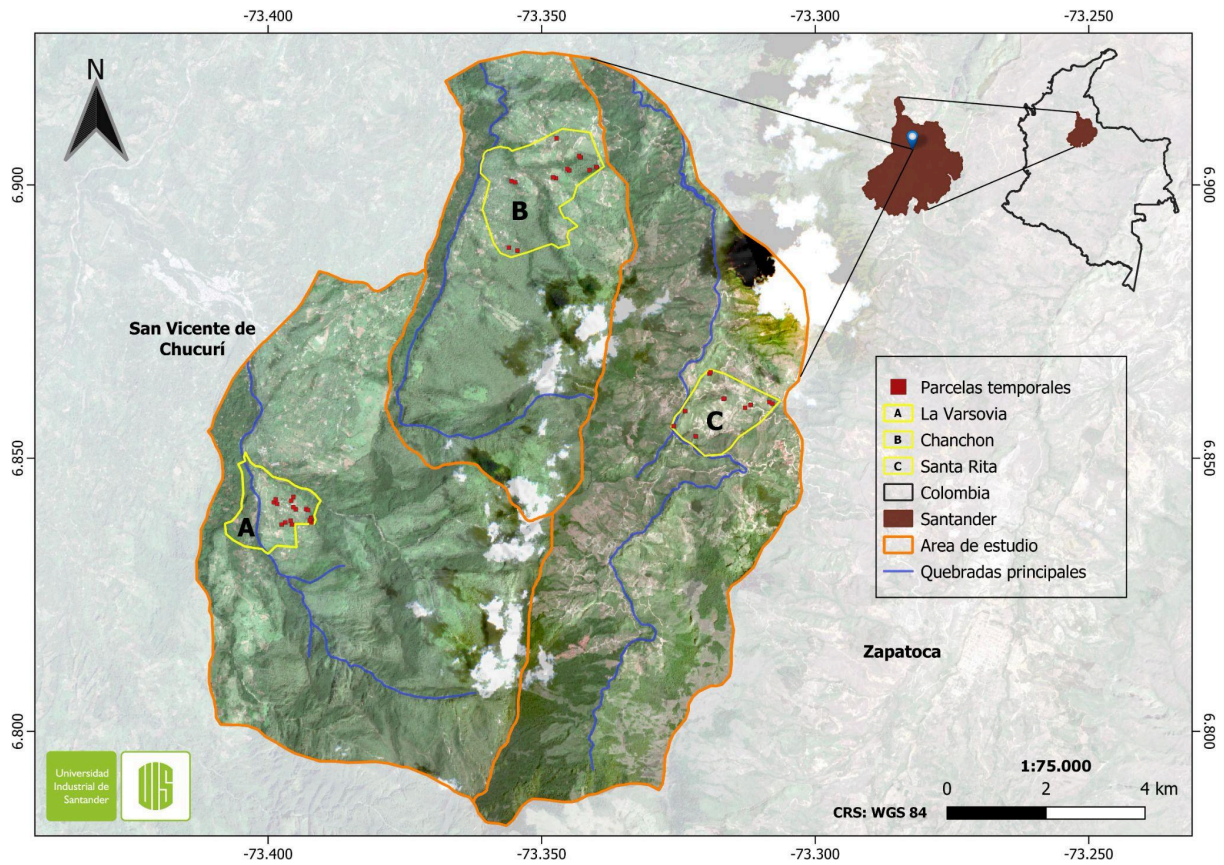
ii) **Bosques secundarios (BS)**: Corresponden a fragmentos de bosque secundario que se han venido regenerando tras el abandono de la actividad ganadera y presentan diferentes etapas sucesionales con edades de recuperación que oscilan entre 25 y 40 años. Hay abundante presencia de plantas de las familias Melastomataceae, Myrtaceae y Piperaceae. La elevación de los fragmentos de bosque secundario oscila desde los 1200 a los 1900 msnm y presentan una altura del dosel variable entre los 5 y los 25 m.

iii) **Agroforestería (AF)**: Este tipo de uso está representado por una matriz de cultivos bajo sombra conformado por sistemas agroforestales con café (*Coffea arabica*) o cacao (*Theobroma cacao*) que contienen también cítricos y aguacate (*Persea americana*), entre otros. Estas plantaciones corresponden a áreas donde anteriormente se desarrollaba actividad ganadera pero que han venido siendo reemplazadas en los últimos 40 años de acuerdo con información obtenida a través de aerofotografías históricas. Estos sistemas abarcan un rango altitudinal desde los 1100 a los 1800 msnm.

iv) **Pastizales (P)**: Este tipo de cobertura está representado principalmente por zonas de pastizales arbolados destinados a la producción ganadera con una antigüedad mayor a 60 años y en los cuales se presentan algunos cuerpos de agua lénticos dedicados al suministro de agua para el ganado, adicionalmente, en algunos de los potreros también se produce la aparición de cuerpos de agua por inundación durante la temporada de lluvias. La altitud de los predios dedicados a la ganadería va desde los 1000 a los 1800 msnm.

Figura 1

Mapa del área de estudio.



Nota: Se señalan en amarillo las tres localidades. A.) Hacienda Varsovia (San Vicente de Chucurí), B.) Hacienda Chanchón (San Vicente de Chucurí), C.) Vereda Santa Rita (Zapatoca). Elaboración 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”

2.2 Diseño experimental

2.2.1 Selección de sitios de muestreo

Los sitios de muestreo incluyen vegetación secundaria y cultivos agroforestales que antes de los años de 90 habían sido potreros dedicados a la ganadería extensiva. Las edades de estos fragmentos de bosque secundario fueron determinadas a partir de aerofotografías

históricas de las localidades correspondientes a las décadas de 1960, 1980 y 1990 obtenidas de la plataforma del Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC, <https://www.colombiainmapas.gov.co/>). Para los agroforestales las edades corresponden a información suministrada mediante entrevistas a los habitantes del área de estudio. Estas cronosecuencias fueron establecidas en el marco del macroproyecto anteriormente mencionado. En total, seleccionamos 36 parcelas de 400 m² (20X20 m): para el caso de los bosques conservados y secundarios visitamos 10 parcelas en cada uno de estos hábitats, mientras que para los pastizales y sistemas agroforestales realizamos el muestreo en 8 para cada uno. Aunque en el estudio original de Díaz-Rueda et al., (2025), se evaluó la vegetación en 48 parcelas temporales, para nuestro caso el menor número de parcelas se debe a que elegimos solo aquellas que cumplieran con una separación mínima de 100 metros para el muestreo de anfibios. En cada uno de los tres sitios seleccionamos 12 parcelas quedando finalmente distribuidas de la siguiente forma: en La Varsovia: 3 AF, 3 BC, 3 BS y 3 P; en Chanchón: 2 AF, 4 BC, 3 BS y 3 P; y en Santa Rita: 3 AF, 3 BC, 4 BS y 2 P.

2.3 Muestreo de la comunidad de anfibios

Para caracterizar la comunidad de anfibios, implementamos dos metodologías complementarias, búsqueda activa y monitoreo acústico pasivo.

2.3.1 Búsqueda activa

Realizamos un total de 9 salidas de campo, con 3 visitas a cada uno de los tres sitios de estudio (Varsovia, Chanchón y Santa Rita). Durante cada una de estas visitas realizamos el muestreo de anfibios al interior de cada una de las 36 parcelas de 400 m² mencionadas anteriormente. Para esto utilizamos una combinación de inspección por encuentro visual y auditivo delimitado por tiempo (Crump & Scott, 1994). Los recorridos se realizaron

caminando a una velocidad constante en jornadas tanto diurnas (entre las 8:00 y 11:00) como nocturnas (entre las 18:00 y 23:00), con el objetivo de cubrir todos los posibles microhábitats presentes. La duración del muestreo en cada parcela fue de una hora por horario (una hora diurna y una hora nocturna en cada visita), para asegurar el registro de especies con diferentes patrones de actividad.

Para las detecciones acústicas, restringimos el rango de percepción a un máximo aproximado de 10 m desde el borde de las parcelas (según Rödel y Ernst, 2003) tomando precauciones para evitar registrar un mismo individuo más de una vez. Dado que no realizamos colecta sistemática ni marcación de individuos, a lo largo del texto nos referimos al número de registros como una aproximación a la abundancia relativa. Los individuos detectados fueron identificados en el sitio de encuentro basándose en sus características morfológicas. Registramos datos sobre su identidad taxonómica, sexo y tomamos fotografías. Se realizó la colecta de un número limitado de individuos para ser utilizados como especímenes de referencia (*vouchers*), los cuales fueron ingresados a la Colección Herpetológica de la Universidad Industrial de Santander (Ver Apéndice F). Para la clasificación taxonómica, usamos la propuesta de *Amphibian Species of the World 6.2* (Frost, 2024).

2.3.2 Monitoreo acústico pasivo

Con el fin de complementar la búsqueda activa y detectar especies cuya identificación visual resulta difícil debido a su comportamiento críptico o actividad en horarios específicos, implementamos también Monitoreo Acústico Pasivo (MAP) en cada una de las 36 parcelas. Para esto, instalamos grabadoras automáticas Audiomoth 1.2.0 (Hill et al., 2018) en las diferentes parcelas durante cada visita a la zona de estudio. Las grabadoras estuvieron desplegadas por un mínimo de 4 días y un máximo de 8 días por salida, procurando que al

final de la fase de campo tuvieron tiempos de exposición similares entre parcelas. Programamos las grabadoras para grabar a una tasa de muestreo de 48KHz y en ciclos de grabación de 10 minutos (un minuto de grabación y nueve minutos de pausa) a lo largo de las 24 horas con el fin de obtener registros de las vocalizaciones de anuros con diferente patrón de actividad.

La determinación de la identidad de los cantos se realizó mediante el método de clasificación semiautomática disponible en la plataforma en línea Arbimon (<https://arbimon.rfcx.org/>). Este proceso involucra la selección de regiones de interés en los espectrogramas de las grabaciones (en este caso vocalizaciones) y utiliza un algoritmo de correspondencia de patrones (*Pattern Matching*) para identificar secciones de las grabaciones que pueden contener la vocalización de interés (Aide et al., 2013; Corrada Bravo et al., 2017). Este método funciona al transformar los espectrogramas producto del monitoreo acústico pasivo en matrices, posteriormente las plantillas producto de la selección manual se comparan con los audios. Utilizamos una búsqueda por *Pattern Matching* con diferentes parámetros (inicialmente un valor de coincidencia de 0.1 y posteriormente dos coincidencias con un valor de 0.2). El valor de correlación indica el umbral mínimo para un registro potencial, el cual es posteriormente validado manualmente mediante inspección visual y/o auditiva de los resultados. Además, revisamos un subconjunto aleatorio de grabaciones de cada parcela para identificar vocalizaciones que pudieran haber sido pasadas por alto durante la búsqueda semiautomática. En total, registramos aproximadamente 82.000 grabaciones, de las cuales alrededor de 7.000 reportaron registros tras la inspección manual y la búsqueda por *Pattern Matching*.

La identidad de los cantos de las especies fue verificada comparando grabaciones disponibles en la base de datos de SantanderHerps.com (Meneses-Pelayo, 2024), que contiene grabaciones de la mayor parte de especies de anuros presentes en el área de estudio.

Adicionalmente, se revisaron descripciones de vocalizaciones publicadas y realizamos grabaciones focales durante los recorridos libres para construir una biblioteca de referencia propia.

2.4 Estructura del hábitat

La flora y estructura vegetal de las 36 parcelas fueron caracterizada durante los años 2021 y 2022 por el equipo de vegetación del macroproyecto mediante el establecimiento de parcelas cuadradas de 20 m de lado (400 m²) en las cuales se registraron datos de todos aquellos individuos vegetales con un DAP (Diámetro a Altura del Pecho) superior a 2.5 cm (Ardila-Hurtado et al., 2024; Díaz-Rueda et al., 2025; Plata-Castro, 2023). A partir de los datos de este inventario de vegetación, calculamos para cada parcela diferentes variables estructurales, altura del dosel, biomasa vegetal aérea, riqueza de especies vegetales y densidad de árboles. Realizamos cálculos de la cobertura del dosel y el índice de área foliar (LAI por sus siglas en inglés) a partir de fotografías hemisféricas tomadas por el equipo del macroproyecto. Adicionalmente, medimos la proximidad de cada parcela a cuerpos de agua lénticos y lóticos. Una descripción completa de las variables medidas en cada parcela así como su forma de estimación, variación a nivel de cobertura y correlación se encuentra en los Apéndices A al D.

2.5 Análisis de datos:

2.5.1 Evaluación de la Diversidad de Anfibios

En primer lugar, construimos matrices de abundancia de especies de anfibios por cobertura a partir de los datos de BA. Adicionalmente, construimos matrices de presencia-ausencia para los anuros utilizando los datos de MAP. Para determinar si existen diferencias en la diversidad de anfibios entre las distintas coberturas, realizamos los siguientes análisis:

2.5.1.1 Evaluación de la completitud del muestreo. Calculamos estimadores de cobertura de muestreo para abundancia (datos de Búsqueda Activa) e incidencia (Monitoreo Acústico Pasivo) en el paquete iNEXT (Hsieh et al., 2016). Esto permitió evaluar la completitud del muestreo (Chao et al., 2014; Colwell & Coddington, 1994).

2.5.1.2 Cálculo y comparación de la Diversidad. Para comparar la diversidad de anfibios entre las diferentes coberturas calculamos los números de Hill correspondientes a los órdenes $q=0$, $q=1$ y $q=2$ (Chao et al., 2014) mediante curvas de rarefacción para tener en cuenta posibles diferencias en la intensidad de muestreo entre coberturas tanto para los datos de abundancia como los de incidencia (Chao et al., 2014).

La diversidad taxonómica usando los números de Hill indica el número efectivo de especies correspondientes a los órdenes $q=0$, $q=1$ y $q=2$ (Chao et al., 2014). Estos órdenes difieren en el grado de importancia otorgado a la abundancia relativa de las especies en la muestra (Jost, 2018). Cuando $q=0$ la abundancia es ignorada e indica la riqueza de especies, para $q=1$ se tiene en cuenta la abundancia relativa de las especies correspondiendo al valor exponencial del índice de entropía de Shannon y es un indicador del número de especies comunes en la muestra, por último, para el orden $q=2$ se le da un mayor peso a la abundancia de las especies más dominantes correspondiendo al inverso del índice de Simpson (Jost, 2010).

Exploramos la presencia de diferencias significativas en la diversidad de anfibios entre las coberturas mediante la comparación de los intervalos de confianza calculados a partir de 500 réplicas de bootstrap. Realizamos estos cálculos en el paquete iNEXT (Hsieh et al., 2016).

Adicionalmente, realizamos análisis a nivel de parcela para la riqueza con el fin de integrar los datos de MAP y BA, ya que estos pueden arrojar datos complementarios. Para esto ajustamos modelos lineales generalizados (GLM) con una distribución binomial negativa en donde la riqueza fue la variable de respuesta y la cobertura el predictor.

Para complementar el análisis de diversidad, elaboramos curvas de rango-abundancia para cada cobertura. Estas curvas permiten visualizar gráficamente la distribución de la abundancia de especies, complementando la información proporcionada por los números de Hill.

2.5.2 Evaluación de la composición de anfibios

Para explorar si existen diferencias en la composición de anfibios entre coberturas, y cómo esta se relaciona con la estructura del hábitat, empleamos modelos lineales generalizados multivariados (GLM). Para este tipo de análisis, usamos el paquete *mvabund* (Wang et al., 2012). Este tipo de análisis modela la relación de la abundancia de múltiples especies de manera conjunta, teniendo en cuenta su media y varianza individualmente para cada una de ellas. Esto permite identificar qué variables son las más importantes para diferenciar las comunidades entre diferentes condiciones (por ejemplo, coberturas o características del hábitat). Para este caso, implementamos un modelo con distribución binomial negativa en el que la respuesta fue la matriz de abundancia de las diferentes especies anfibios por parcela y el predictor fue la cobertura usando la función *manyglm* del paquete *mvabund*. Adicionalmente, realizamos pruebas *post-hoc* mediante la función *anova.manyglm* para identificar entre qué pares de coberturas las diferencias en composición son significativas.

2.5.3 Relación de la estructura del hábitat en la diversidad, composición y abundancia

Para evaluar si las diferencias observadas en la diversidad y composición de anfibios son causadas por la estructura del hábitat, realizamos los siguientes análisis:

2.5.3.1 Influencia de la estructura de hábitat en la riqueza y abundancia de anfibios. Ajustamos dos diferentes modelos lineales generalizados (GLM) a nivel de parcela, utilizando las variables de caracterización del hábitat (Apéndice A) como predictores y la riqueza y la abundancia como variables dependientes respectivamente. Estos análisis fueron realizados en el paquete *glmulti* (Calcagno & Mazancourt, 2010), que permite ajustar automáticamente modelos con diferentes combinaciones de predictores y seleccionar el mejor de acuerdo al criterio de selección de AKAIKE (Cavanaugh & Neath, 2019).

2.5.3.2 Influencia de la estructura de hábitat en la composición de anfibios. Implementamos un segundo modelo lineal generalizado multivariado (*mvabund*) usando las características del hábitat como predictores, lo que permitió identificar cuáles variables influyen significativamente en la composición de la comunidad. Adicionalmente, en este modelo implementamos test univariados para evaluar la respuesta individual de cada especie de anfibio a las variables de estructura del hábitat. Esto permitió identificar qué variables específicas influyen significativamente en la abundancia de cada especie en particular. Este análisis fue realizado con el argumento $p.uni = "adjusted"$ de la función *anova.manyglm*.

Con el fin de visualizar las diferencias en la composición y su relación con las variables estructurales, realizamos un análisis de coordenadas principales (PCoA). Para esto construimos matrices de disimilaridad calculando la distancia de Bray-Curtis a partir de la abundancia de anfibios registrada en cada parcela. Posteriormente, proyectamos las variables

identificadas como significativas por el análisis de *mvabund* en el ordenamiento usando la función *envfit* del paquete *vegan* (Oksanen et al., 2022).

5.2.3.3 Recuperación de la comunidad de anfibios. Para entender si la comunidad de anfibios se recuperó a causa de la transición positiva observada en el área de estudio comparamos la riqueza y la composición de los agroforestales y bosques secundarios con aquella de bosques conservados.

Ajustamos un modelo lineal generalizado (GLM) para evaluar la riqueza de anfibios en relación con la edad de los sistemas agroforestales (AF) y los bosques secundarios (BS). La edad de estas coberturas se utilizó como predictor.

Para analizar la recuperación de la composición utilizamos el enfoque implementado por Basham et al. (2016). Calculamos la similaridad de la composición de anfibios de los bosques secundarios y sistemas agroforestales a una comunidad promedio de bosque conservado (el ecosistema de referencia) de la siguiente forma: calculamos el índice de similaridad (1 - disimilaridad) de cada parcela de BS o AF contra cada una de las parcelas de BC y calculamos la media de estos valores. Utilizamos regresiones lineales para identificar la existencia de alguna relación entre el tiempo de recuperación de las coberturas y la recuperación de la composición de anfibios, tomando aquella de BC como referencia. Para esto construimos matrices de disimilaridad usando la distancia de Bray-Curtis a partir de la matriz de abundancia de anfibios por parcela.

Todos los análisis estadísticos fueron llevados a cabo en el software R versión 4.4.3 (R Core Team, 2025). Adicionalmente, usamos también los siguientes paquetes: DHARMA (Hartig & Lohse, 2022), *rstatix* (Kassambara, 2023), *ggthemes* (Arnold, 2024), *corr* (Kuhn et al., 2022) y *tidyverse* (Wickham et al., 2019).

3 Resultados

3.1 Cobertura de Muestreo y aporte metodológico

En total registramos 696 individuos pertenecientes a dos órdenes, 12 familias, 15 géneros y 25 especies (Tabla 1). La cobertura de muestreo para las diferentes coberturas fue mayor a 74% para todas las coberturas, presentando diferencias de acuerdo con la metodología de muestreo (Tabla 2). Para la búsqueda activa (abundancia) todas las coberturas tuvieron una representatividad del muestreo mayor al 98%, mientras que para los datos de monitoreo acústico pasivo (incidencia) la cobertura de muestreo varió de 76% para agroforestales a 94% para bosques conservados.

Tabla 1

Especies registradas para cada cobertura durante el estudio.

| Orden | Familia | Género | Especie | AF | BC | BS | P | IUCN |
|-------|---------------------|--------------------|---------------------------------|----|----|----|-----------------|------|
| Anura | Aromobatidae | <i>Rheobates</i> | <i>Rheobates palmatus</i> | X* | X* | X* | X* | LC |
| | Bufonidae | <i>Rhinella</i> | <i>Rhinella alata</i> | | | | X ^{BA} | LC |
| | | | <i>Rhinella horribilis</i> | X* | | | X* | LC |
| | Centrolenidae | <i>Espadarana</i> | <i>Espadarana prosoblepon</i> | X* | | X* | | LC |
| | | | <i>Rulyrana adiazeta</i> | X* | | | | VU |
| | Craugastoridae | <i>Craugastor</i> | <i>Craugastor metriosistus</i> | X* | | | X* | LC |
| | Dendrobatidae | <i>Andinobates</i> | <i>Andinobates virolinensis</i> | | X* | | | VU |
| | Eleutherodactylidae | <i>Diasporus</i> | <i>Diasporus anthrax</i> | X* | X* | X* | | VU |
| | Hemiphractidae | <i>Gastrotheca</i> | <i>Gastrotheca nicefori</i> | | X* | | | LC |
| | Hylidae | <i>Boana</i> | <i>Boana platanera</i> | X* | | | X* | LC |
| | | <i>Scinax</i> | <i>Scinax caprarius</i> | | | | X* | NE |
| | Leptodactylidae | <i>Engystomops</i> | <i>Engystomops pustulosus</i> | | | | O | LC |

RESPUESTA DE ANFIBIOS A TRANSICIONES SOCIO-ECOLÓGICAS 27

| | | | | | | | | |
|-----------------|---------------------|----------------------|-----------------------------------|------------------|-----------------|------------------|----|----|
| | | <i>Leptodactylus</i> | <i>Leptodactylus colombiensis</i> | | | X* | LC | |
| | | | <i>Leptodactylus fuscus</i> | X ^{MAP} | | X ^{MAP} | LC | |
| Phyllomedusidae | <i>Agalychnis</i> | | <i>Agalychnis buckleyi</i> | | | X ^{BA} | NE | |
| Strabomantidae | <i>Pristimantis</i> | | <i>Pristimantis bacchus</i> | X* | X* | X* | EN | |
| | | | <i>Pristimantis gaigei</i> | X ^{BA} | | | LC | |
| | | | <i>Pristimantis grandiceps</i> | | X* | | EN | |
| | | | <i>Pristimantis lutitus</i> | | X ^{BA} | | EN | |
| | | | <i>Pristimantis miyatai</i> | X* | X* | X* | X* | LC |
| | | | <i>Pristimantis penelopus</i> | X* | X* | X* | LC | |
| | | | <i>Pristimantis sp</i> | | X* | X* | NE | |
| | | | <i>Pristimantis taeniatus</i> | X* | X* | X* | X* | LC |
| | | <i>Strabomantis</i> | <i>Strabomantis ingeri</i> | | X ^{BA} | | VU | |
| Caudata | Plethodontidae | <i>Bolitoglossa</i> | <i>Bolitoglossa nicefori</i> | | X ^{BA} | X ^{BA} | LC | |
| | | | <i>Bolitoglossa yariguiensis</i> | | X ^{BA} | | EN | |
| Riqueza | | | | 13 | 14 | 10 | 10 | |
| Abundancia | | Total = 693 | | 128 | 305 | 195 | 68 | |

Nota: BA = indica especies registradas solo por Búsqueda Activa. MAP = Indica especies detectadas sólo por Monitoreo Acústico Pasivo. Los asteriscos (*) demarcan especies que fueron detectadas por ambos métodos de búsqueda. O: especies registradas de forma Ocasional, es decir, fuera del muestreo estandarizado. Estatus IUCN EN: Amenazada, LC: Preocupación menor, NE: No evaluada, VU: Vulnerable.

Tabla 2

Cobertura de muestreo para los diferentes tipos de uso del suelo

| Cobertura | Abundancia (BA) | Incidencia (MAP) |
|------------------|------------------------|-------------------------|
| AF | 0.98 | 0.74 |
| BC | 0.98 | 0.94 |
| BS | 0.99 | 0.88 |
| P | 0.98 | 0.84 |

Nota: AF: Agroforestales, BC: Bosque Conservado, BS: Bosque Secundario, P: Potreros a través de Búsqueda Activa (BA) y Monitoreo Acústico Pasivo (MAP)

En cuanto a las diferencias debidas a los métodos de muestreo, la búsqueda activa permitió registrar seis especies únicas: las salamandras *Bolitoglossa yariguiensis* y *Bolitoglossa nicefori* y los anuros *Agalychnis buckleyi*, *Pristimantis gaigei*, *Pristimantis lutitus* y *Strabomantis ingeri*. El análisis de las grabaciones del MAP aporta algunos registros adicionales o complementarios (Tabla 1 y Figura 3) como el caso de *Leptodactylus fuscus*, que solo fue detectada por este método en agroforestales y pastizales. Adicionalmente, especies como *Gastrotheca nicefori* y *Pristimantis sp* pudieron ser registradas por ambos métodos, pero el análisis de MAP agrega presencias en parcelas adicionales en las que por búsqueda activa no fueron registradas.

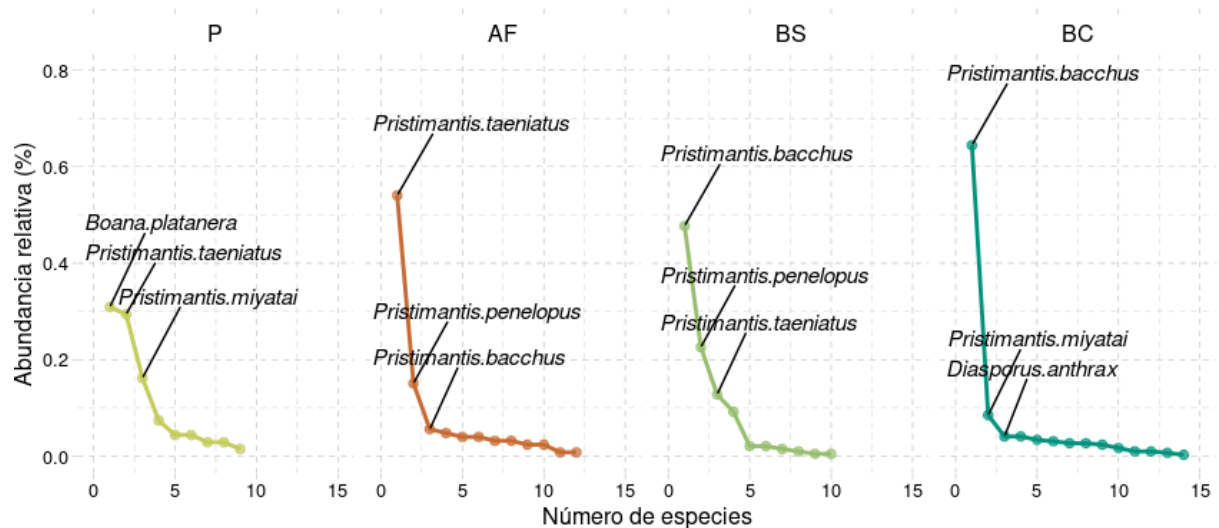
3.2 Caracterización general de la comunidad de anfibios

Las especies con mayor número de registros fueron *Pristimantis bacchus* y *Pristimantis penelopus*, representando cerca del 60% de los registros, mientras que especies como *Agalychnis buckleyi* y *Rhinella alata* representaron registros únicos.

Las curvas de rango-abundancia (Figura 2) muestran importantes diferencias entre coberturas. En el bosque conservado y el bosque secundario la especie más abundante a *P. bacchus*. En los sistemas agroforestales y pastizales, en cambio, las especies más abundantes son *Pristimantis taeniatus* y *Boana platanera* respectivamente. Otras especies que también son abundantes son *Pristimantis penelopus* y *Pristimantis miyatai*. Nueve especies de anfibios fueron registrados únicamente en un tipo de cobertura: *Andinobates virolinensis*, *Agalychnis buckleyi*, *Gastrotheca nicefori*, *Leptodactylus colombiensis*, *Pristimantis lutitus*, *Pristimantis grandiceps*, *Scinax caprarius* y *Strabomantis ingeri* (Tabla 2). Según los criterios de la IUCN, encontramos ocho especies de anfibios amenazadas que estuvieron presentes en los dos tipos de bosques y en los agroforestales.

Figura 2

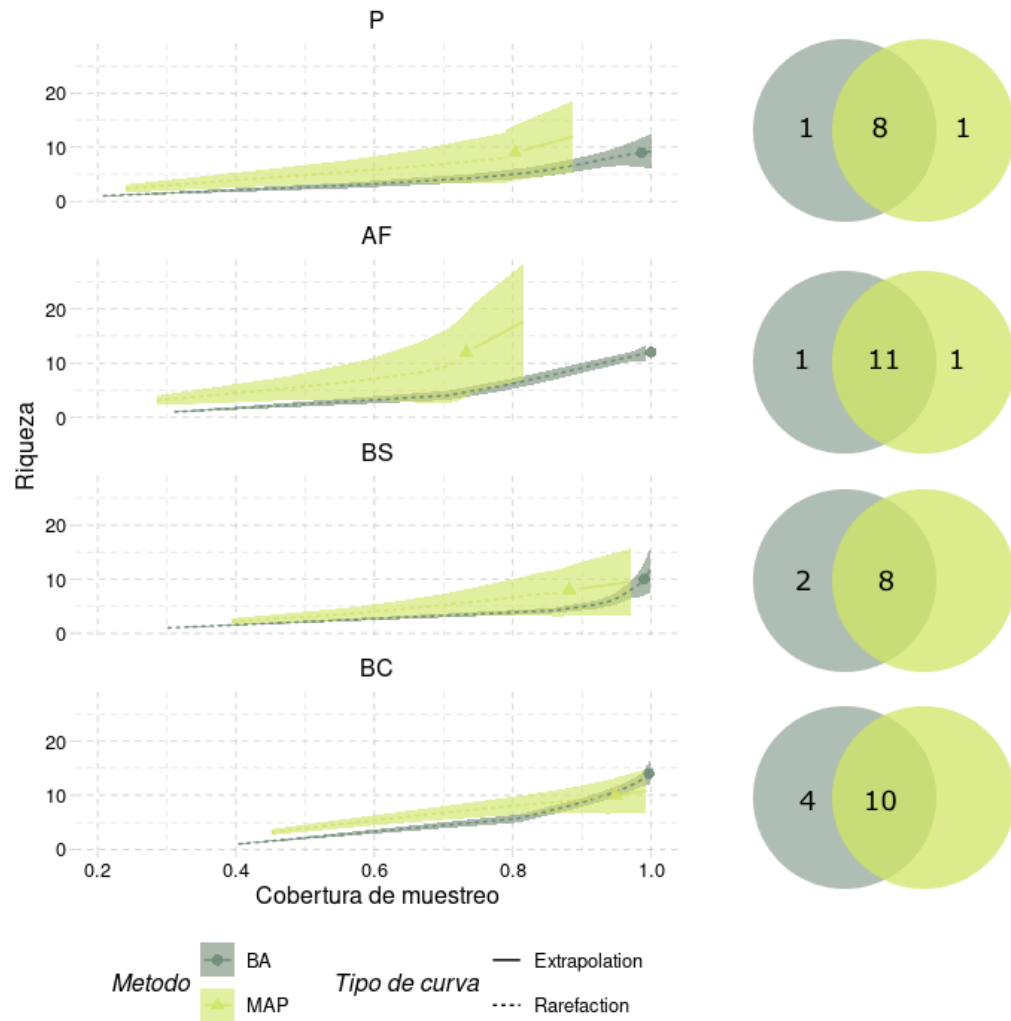
Curvas rango abundancia por cobertura.



Nota: P: Pastizales, AF: Agroforestales, BS: Bosque secundario, BC: Bosque Conservado.

Figura 3

Comparación de cobertura de muestreo y aporte metodológico de BA y MAP en la estimación de la riqueza de anfibios.



Nota: (Izquierda): Curva de acumulación mostrando la cobertura de muestreo (eje x) y riqueza para cada método (eje y). (Derecha). Diagramas de Venn mostrando la contribución de cada método en la detección de especies en las diferentes coberturas. El número indica el número de especies detectadas con ambos métodos (intersección), exclusivamente con la búsqueda activa (gris) y exclusivamente con el Monitoreo acústico pasivo (amarillo). P: Pastizales, AF: Agroforestales, BS: Bosque secundario, BC: Bosque Conservado. Se

muestran todas las especies, incluyendo salamandras. Para una comparación solo con anuros y tratando los datos de BA cómo incidencia ver apéndice E.

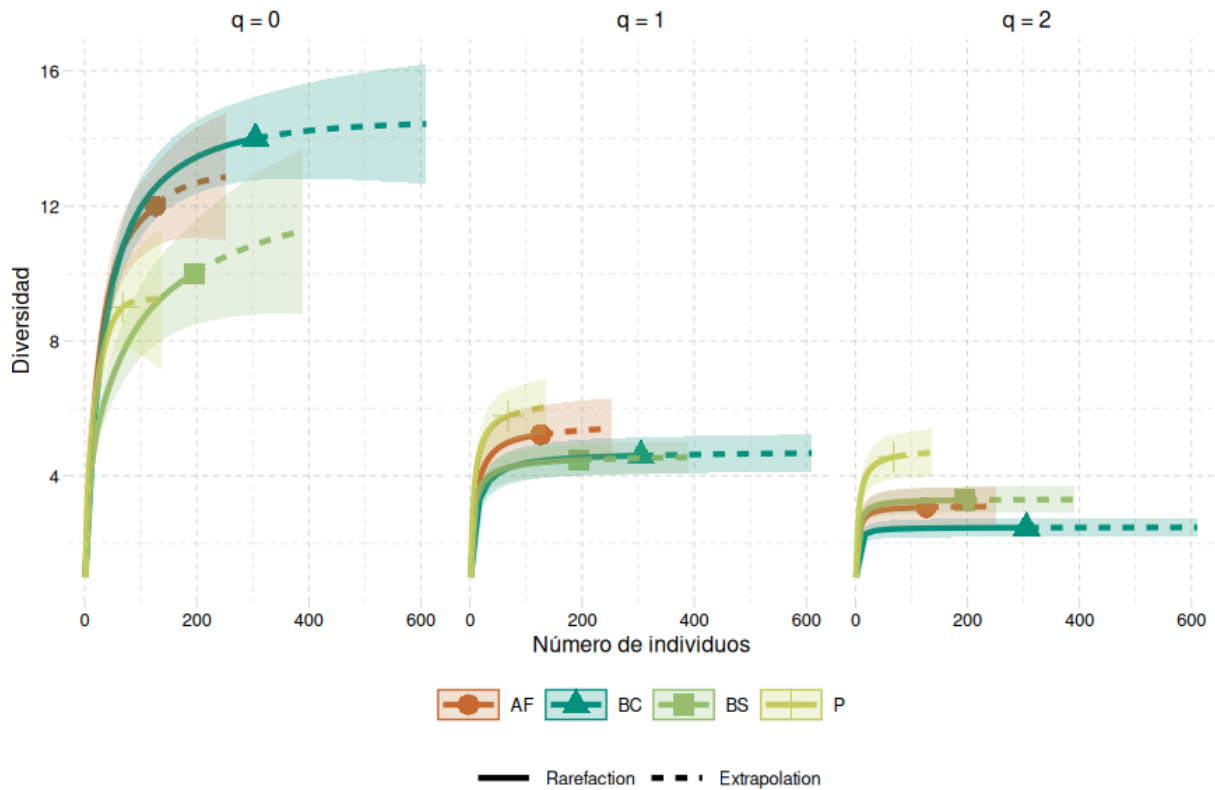
3.3 Diferencias en diversidad entre coberturas

Los análisis de diversidad usando números de Hill a través de curvas de rarefacción (Figura 4) y modelos lineales generalizados (Figura 5) muestran que los potreros tienen una riqueza de especies menor que las demás coberturas, aunque las diferencias significativas ocurren solo en comparación con los bosques conservados.

Nuestros resultados de los modelos lineales generalizados (combinando los datos de BA y MAP para cada parcela) indican un efecto significativo del tipo de cobertura en la riqueza ($\chi^2 = 9.86$, DF = 3, $p = 0.02$, prueba de razón de verosimilitud). El análisis *post-hoc* (pruebas de comparaciones múltiples de Tukey) demuestra diferencias significativas en la riqueza entre los dos sistemas de referencia: Bosque Conservado y Potreros ($z = -3.249$, $p = 0.006$) (Fig. 6). Adicionalmente, encontramos diferencias significativas en la abundancia de anfibios entre las coberturas de acuerdo al modelo lineal generalizado ($\chi^2 = 15.877$, DF = 3, $p = 0.001$, prueba de razón de verosimilitud). El análisis *post-hoc* (pruebas de comparaciones múltiples de Tukey) indica que estas diferencias se encuentran entre los pares BC-P ($z = -5.518$, $p < 0.001$) y BS-P ($z = 3.234$, $p = 0.006$).

Figura 4

Curvas de diversidad para los diferentes órdenes de números de Hills por cobertura

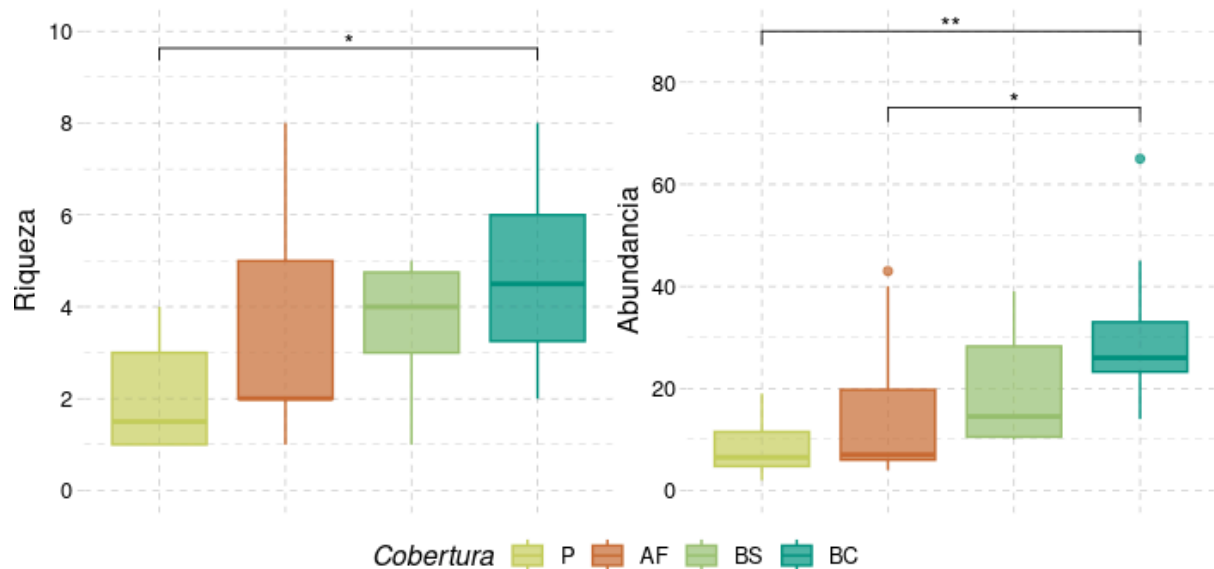


Nota: Curvas de diversidad por interpolación y extrapolación teniendo en cuenta los órdenes de números de Hill ($q=0$, $q=1$ y $q=2$). Se muestran las tendencias de diversidad para cada cobertura en función del número de individuos. Las líneas continuas representan la rarefacción, mientras que las líneas punteadas indican la extrapolación. Las áreas sombreadas corresponden a los intervalos de confianza. P: Pastizales, AF: Agroforestales, BS: Bosque secundario, BC: Bosque Conservado.

Los modelos lineales generalizados teniendo en cuenta las variables del hábitat, muestran que la riqueza de anfibios es significativamente influenciada por una mayor riqueza de especies vegetales ($z = 3.1$, $p < 0.001$) y por la proximidad a cuerpos de agua lóticos ($z = 2.953$, $p = 0.003$).

Figura 5

Variación en los índices de diversidad de anfibios en las diferentes coberturas del área de estudio



Nota: Los asteriscos denotan diferencias significativas entre los pares comparados. Valores de significancia: * < 0.05, ** < 0.01. Las líneas dentro de los boxplots representan la mediana. Los límites inferior y superior del diagrama de cajas muestran los percentiles 25-75 de los datos observados y los bigotes muestran el rango intercuartílico de 1.5. Los puntos señalan aquellos valores atípicos.

3.4 Diferencias en composición entre coberturas

El análisis multivariado basado en modelos para la composición (mvabund) indica diferencias significativas en la composición entre coberturas (Wald = 8.172, $p = 0.001$) (Tabla 3). El análisis *post-hoc* demuestra que estas diferencias existen entre los siguientes pares de coberturas: BC-P, BC-AF, BC-BS y BS-P.

Tabla 3

Comparaciones post-hoc evidenciando las diferencias en la composición de anfibios entre cada par de coberturas.

| Comparación | Estadístico observado (Wald) | Valor de p ajustado |
|--------------------|-------------------------------------|----------------------------|
| BC-P | 112.85 | 0.001* |
| BC-AF | 92.40 | 0.001* |
| BS-P | 62.20 | 0.002* |
| BC-BS | 48.05 | 0.025* |
| AF-BS | 33.79 | 0.087 |
| AF-P | 31.14 | 0.087 |

El análisis de mvabund tomando como predictores las variables de hábitat indica relaciones significativas entre la composición y algunas de estas variables (Tabla 4). Las variables estructurales más asociadas a las diferencias en la composición son la cobertura de dosel, la presencia de cuerpos de agua lénticos y la elevación. En el PCoA se observa como el gradiente de composición está relacionado con el gradiente de estructura entre las coberturas (Figura 6). A lo largo del primer eje se proyecta el gradiente en el uso de suelo, en el cual una mayor cobertura de dosel se asocia con los fragmentos de bosque conservado y secundario. La presencia de cuerpos de agua lénticos al interior de los potreros y la elevación están relacionados con el segundo eje e independiente del gradiente en el uso de suelo. Estos dos primeros ejes representan 44% de la varianza (27% y 17% respectivamente) en la composición de especies.

Tabla 4

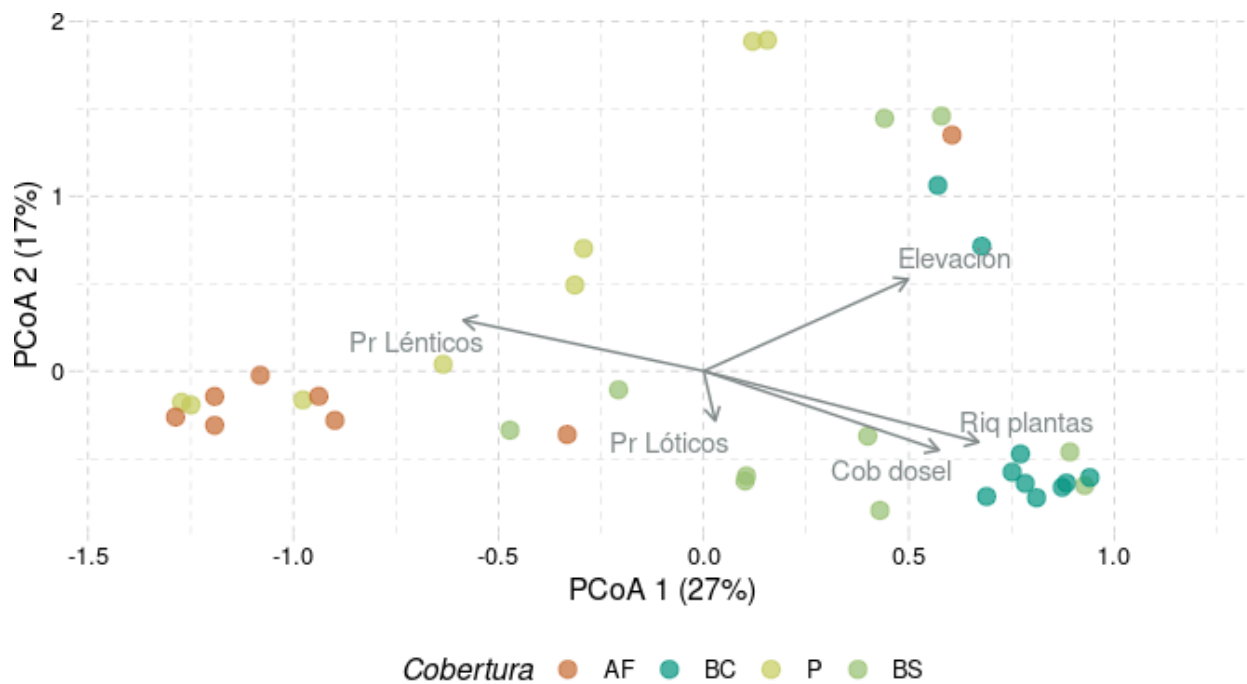
Importancia de las variables de hábitat en las diferencias en la composición de anfibios.

| Parámetro | Res G.L. | Dif G.L | Devianza | P (> Dev) |
|---------------------------------------|----------|---------|----------|----------------|
| Intercepto | 35 | | | |
| Riqueza de especies vegetales | 34 | 1 | 57.55 | 0.001** |
| Proximidad a cuerpos de agua Lóticos | 33 | 1 | 29.74 | 0.001** |
| Proximidad a cuerpos de agua Lénticos | 32 | 1 | 18.22 | 0.017** |
| Elevación | 31 | 1 | 88.58 | 0.001** |
| Cobertura de dosel | 30 | 1 | 42.84 | 0.001** |
| Densidad de árboles | 29 | 1 | 6.45 | 0.776 |

Nota: En negrita se aprecian aquellas variables cuyo valor fue estadísticamente significativo.

Figura 6

Ordenamiento (PCoA) mostrando la variación en la composición de anfibios y su relación con la estructura del hábitat.



Nota: Los vectores indican las variables de mayor influencia en las composición de anfibios de acuerdo con el análisis multivariado de composición (mvabund). AF: Agroforestales, BC = Bosque conservado, PO: Pastizales, BS: Bosque secundario. Una pequeña separación de 0.02 fue añadida para evitar el completo solapamiento de los puntos.

Tabla 5

Respuesta individual de especies de anfibios a las variables de estructura del hábitat.

| Especie | Elevación | Cobertura de dosel | Proximidad a cuerpos de agua lénticos | Proximidad a cuerpos de agua lóticos | Riqueza de plantas |
|---------------------------------|-----------|--------------------|---------------------------------------|--------------------------------------|--------------------|
| <i>Andinobates virolinensis</i> | | | | | 0.007** |
| <i>Boana platanera</i> | | | 0.035* | | |
| <i>Pristimantis bacchus</i> | | 0.018* | | | 0.001** |
| <i>Craugastor metriosistus</i> | 0.015* | | | | |
| <i>Pristimantis miyatai</i> | 0.001** | | | | |
| <i>Pristimantis penelopus</i> | 0.001** | | | | |
| <i>Rheobates palmatus</i> | | | | 0.026* | |

Nota: Se muestran sólo aquellas especies que mostraron una respuesta significativa a las variables de estructura del hábitat en los análisis univariados de *mvabund* (valores p ajustados).

Los análisis univariados de *mvabund* muestran que siete especies de anfibios tuvieron una respuesta significativa a al menos una de las variables de estructura de hábitat. *Pristimantis bacchus* estuvo asociada a lugares con alta cobertura de dosel y riqueza de plantas vasculares; *Andinobates virolinensis* estuvo asociada a altos niveles de riqueza de plantas; *Craugastor metriosistus*, *Pristimantis penelopus* y *Pristimantis miyatai* muestran una alta relación con la altitud; *Boana platanera* estuvo asociada a cuerpos de agua lénticos y *Rheobates palmatus* se caracteriza por su estrecha asociación a cuerpos de agua lóticos.

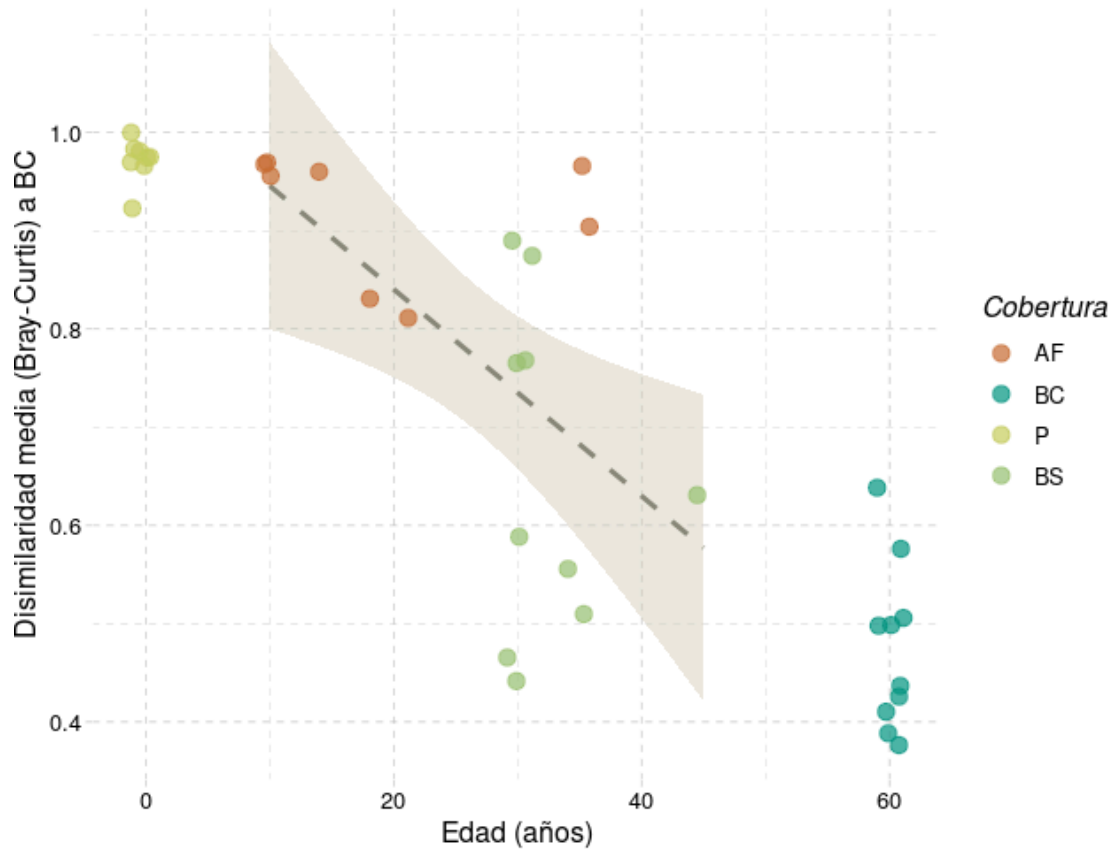
3.5 Recuperación de la comunidad de anfibios

Los resultados de la regresión muestran que la riqueza de anfibios no estuvo influenciada por la edad de los procesos de rehabilitación (para AF) y regeneración (para BS) ($z=-0.314$, $p=0.753$). Indicando que la edad de recuperación de la cobertura vegetal no tiene una influencia significativa en la riqueza de especies de anfibios en el área de estudio.

Por otro lado, los resultados de la regresión lineal indican que la edad desde el inicio de la recuperación de la cobertura vegetal (el tiempo desde el establecimiento de AF o regeneración para el caso de BS) tiene una relación significativa con la recuperación del ensamblaje de anfibios (similaridad composicional) teniendo como referencia aquellos presentes en bosques conservados ($R^2 = 0.32$, $F = 7.53$, $p = 0.014$).

Figura 7

Regresión lineal entre la edad desde la recuperación de la cobertura vegetal y la recuperación del ensamblaje de anfibios.



Nota: Relación entre la recuperación de la cobertura vegetal y la similaridad composicional media del ensamblaje de anfibios con respecto a aquella de bosques conservados (distancia de Bray-Curtis). AF: Sistemas agroforestales, BC: Bosque conservado, BS: Bosque secundario, P: Potreros. $R^2 = 0.32$, $p < 0.05$. Se agregó una pequeña separación horizontal a los puntos para evitar su completo solapamiento.

4 Discusión

En este trabajo, identificamos cómo responden los ensamblajes de anfibios a las transiciones en el uso del suelo en un paisaje andino que ha experimentado una recuperación

de la cobertura vegetal. Nuestros resultados principales se pueden resumir de la siguiente manera: los bosques secundarios (originados por el abandono de la ganadería) y los sistemas agroforestales (como actividad principal de la agricultura familiar) soportan una riqueza de especies similar a la de los bosques conservados. La composición de anfibios de las diferentes coberturas está relacionada con la estructura del hábitat, principalmente la cobertura del dosel, la cual ha permitido la recuperación de la composición debido a la rehabilitación y recuperación de la cobertura vegetal durante la transición positiva en estas coberturas.

4.1 Diversidad de anfibios en un paisaje producto de las transiciones en el uso del suelo

Nuestros hallazgos sugieren que los bosques secundarios (BS), resultado de la regeneración por abandono de la ganadería, y los sistemas agroforestales (AF), como actividad principal de la economía familiar en el área de estudio, soportan una riqueza de especies de anfibios similar a la de los bosques conservados (BC). Esto indica una capacidad de estas coberturas en recuperación para mantener un número comparable de especies.

Sin embargo, a pesar de la similitud en riqueza, la composición de anfibios entre las diferentes coberturas presenta marcadas diferencias, que están estrechamente relacionadas con la estructura del hábitat. La recuperación y rehabilitación de la cobertura vegetal durante la transición positiva en este paisaje ha permitido la recuperación de la composición, aunque de forma parcial.

4.2 Factores ecológicos que influyen sobre la riqueza y composición de anfibios

4.2.1 Riqueza

Nuestros resultados señalan que la presencia de cuerpos de agua, la cobertura del dosel, la elevación y la riqueza de la vegetación arbórea ejercen una fuerte influencia en la riqueza y composición de anfibios en este paisaje socio-ecológico:

Los análisis de modelos lineales generalizados arrojaron que las variables con mayor influencia en la riqueza de especies de anfibios fueron la riqueza de plantas leñosas y la presencia de cuerpos de agua lóticos. La riqueza de especies vegetales puede influenciar una mayor diversidad de anfibios al generar una mayor complejidad estructural y disponibilidad de recursos tróficos (Kikuchi et al., 2024; Seidel et al., 2019). La presencia de cuerpos de agua lóticos es crucial, ya que proveen un medio adecuado para el desarrollo larval de especies con renacuajos y mantienen condiciones de humedad apropiadas incluso en sistemas transformados (Hernández-Ordóñez et al., 2015).

4.2.2 Composición

La diversidad de las comunidades se comprende mejor analizando las diferencias en composición (Sankararaman & Miller, 2024; Thompson et al., 2016). En el área de estudio, se observa un patrón donde la mayoría de especies amenazadas están asociadas a coberturas con alta cobertura de dosel, mientras que los pastizales contienen especies generalistas y no amenazadas.

La estructura del hábitat estuvo asociada con un recambio de especies de anfibios. Aquellas que requieren una alta cobertura de dosel no fueron halladas fuera de las coberturas boscosas. La presencia de cuerpos de agua lóticos es un factor significativo para explicar las diferencias en composición, debido a su distribución asociada principalmente a pastizales que

se inundan estacionalmente o a la presencia de estanques para ganadería en el área de estudio y a la historia de vida de las especies que hacen uso de estos cuerpos de agua.

La elevación fue una de las variables más influyentes en los cambios en la composición de especies, incluso en un gradiente altitudinal corto (1000-2200 m). Este patrón puede ser producto de diferencias en humedad y temperatura, así como de la fisiología de las especies con nichos térmicos estrechos (Frishkoff et al., 2015; Nowakowski et al., 2017a). Adicionalmente, esto puede deberse a diferencias entre los sitios de muestreo (La Varsovia y Chanchón vs. Santa Rita) en términos de altitud y condiciones de humedad relativa entre las diferentes vertientes de la Serranía (Plata-Castro, 2023).

4.3 Recuperación de los ensamblajes de anfibios en paisajes socio-ecológicos

Los análisis univariados de *mvabund* muestran que la respuesta de las especies de anfibios a las características estructurales del hábitat es idiosincrática. El *pool* de especies del área de estudio parece estar constituido por especialistas de bosque y especies adaptadas a modificaciones antropogénicas. Por ejemplo, a diferencia de estudios anteriores (Brüning et al., 2018; Chinchilla-Lemus et al., 2019), registramos individuos de *P. bacchus* fuera de fragmentos de bosque, lo que sugiere que los agroforestales pueden ser adecuados para algunas especies si cuentan con niveles adecuados de complejidad estructural y sombra (Herrmann et al., 2005; Moorman et al., 2011). Un caso opuesto ocurre con *Andinobates virolinensis*, especie que en otros estudios fue registrada en agroforestales (Brüning et al., 2018; Meza-Joya et al., 2015), y en nuestro caso no fue encontrada fuera de bosques conservados. Este hecho puede estar asociado a una alta fragmentación del paisaje y poca conectividad entre bosques conservados y cultivos en nuestra área de estudio.

Nuestros resultados indican que, aunque la riqueza de especies de anfibios en las coberturas producto de la recuperación vegetal pueda ser similar a los bosques conservados, la composición de los ensamblajes difiere. Si bien no encontramos que el tiempo desde la recuperación influyera en la riqueza de especies, sí observamos un impacto significativo de la edad de la recuperación de las coberturas en la similaridad composicional de los ensamblajes de anfibios con respecto a los bosques conservados en línea con otros estudios del neotrópico (Basham et al., 2016; Hilje & Mitchell Aide, 2012). Esta divergencia puede deberse a que la riqueza de especies tiende a recuperarse más rápidamente, mientras que la composición puede tardar tiempos considerablemente más prolongados (Thompson & Donnelly, 2018 y referencias al interior).

En el caso de la composición, la recuperación en sistemas agroforestales ha sido menor que en los bosques secundarios (Ver Figura 7). Esto puede deberse a diferencias en la estructura del hábitat entre ambas coberturas y a la naturaleza más lenta de la recuperación composicional tras un disturbio. Sin embargo, nuestros resultados sobre la influencia de la edad del establecimiento de cultivos para el caso de AF y de la recuperación para BS en la similitud composicional deben interpretarse con cautela, ya que regresiones separadas para cada tipo de cobertura no mostraron un efecto significativo (Ver Apéndice H). Esto podría estar debido a que en el área de estudio los BS son generalmente más antiguos que los AF.

4.4 Implicaciones para la conservación

La transformación del uso del suelo es una fuerza dominante de alteración de los ecosistemas (Gomes et al., 2021; MEA, 2005). La transición hacia una mayor sostenibilidad en el Norte de la Serranía de los Yarigués, con una mejora en la cobertura, estructura del hábitat y una mayor biomasa (Bolívar-Santamaría & Reu, 2021; Jaimes-Prada et al., 2025), demuestra además ser positiva para la biodiversidad con los hallazgos de nuestro estudio.

Nuestros resultados sugieren que los sistemas agroforestales con mayor complejidad estructural pueden ser una alternativa para conservar la riqueza de anfibios de forma general. Sin embargo, su capacidad es limitada para albergar especies amenazadas (tres de ocho especies amenazadas) o restaurar la composición de los sistemas de referencia (bosque conservado). Esto subraya que los agroecosistemas deben reemplazar coberturas agrícolas menos amigables, como los pastizales, y no provenir de la transformación de fragmentos boscosos (Hending et al., 2023).

El hecho de que la mayoría de las especies con algún grado de amenaza se encuentren exclusivamente en los bosques conservados enfatiza su importancia irremplazable para la conservación de la biodiversidad. Aunque los sistemas agroforestales y bosques secundarios pueden tener una riqueza similar, su composición diferente implica que no deben ser vistos como sustitutos de remanentes boscosos no alterados, sino como auxiliares para la conservación. Preservar los fragmentos de bosque y los cuerpos de agua lóticos es esencial, ya que los organismos asociados a estos tienden a presentar mayor sensibilidad a los cambios ambientales (Nowakowski et al., 2017b, 2018; Thompson et al., 2016).

El establecimiento de sistemas agroforestales en terrenos previamente dedicados a actividades más intensivas como la ganadería puede ser una alternativa viable para la conservación de algunas especies de anfibios y contribuir a que más relictos boscosos permanezcan sin transformar, algo crítico en los Andes tropicales (Edwards et al., 2021). Estos sistemas pueden funcionar como corredores que conectan diferentes coberturas, facilitando la movilidad de anfibios (Bhagwat et al., 2008; Nair et al., 2021) y amortiguando zonas protegidas con impactos positivos para diferentes grupos de organismos (Lecina-Díaz et al., 2019; Paolino et al., 2016; Schoeman & Foord, 2021).

Adicionalmente, nuestros resultados sugieren que el Monitoreo Acústico Pasivo (MAP) es un método eficiente para el monitoreo de poblaciones de anuros (Tabla 1, Figura 3 y Apéndice E). Al comparar los valores de riqueza estimados por ambos métodos (la búsqueda activa - BA - y el MAP), se puede observar que los intervalos de confianza se solapan (Apéndice E), sugiriendo que el MAP constituye una alternativa confiable para la estimación de la riqueza de anuros en las diferentes coberturas. Hallazgos similares han sido reportados en otras regiones tropicales y subtropicales (Anunciação et al., 2022; Boullhesen et al., 2021; Melo et al., 2021). Este método complementa eficientemente la búsqueda activa y la combinación de ambos métodos debería considerarse siempre para realizar monitoreos de anuros pues ambos pueden captar diferentes aspectos de la composición de anfibios al registrar cada una especies exclusivas (Boullhesen et al., 2019, 2021; Hurley, 2023). Esta herramienta, junto con la participación comunitaria, podría ayudar a superar algunas limitaciones de métodos tradicionales de monitoreo en áreas de difícil acceso o a escalas espaciales amplias, facilitando la evaluación de la biodiversidad en diversas regiones.

El mensaje clave de este estudio es la necesidad de un enfoque a escala de paisaje que considere la importancia de conservar la matriz de coberturas y la conectividad entre fragmentos boscosos bien conservados, cultivos y bosques secundarios, evidenciado por el alto recambio de anfibios entre coberturas (nueve de 24 especies de anfibios 37% estuvieron presentes en una sola cobertura). Adicionalmente, es fundamental considerar el estado de amenaza de las especies (Isa et al., 2024; Morais et al., 2013). La conservación de la biodiversidad y el bienestar de las comunidades locales dependen de un enfoque integral que combine la gestión y participación activa de los actores locales, manteniendo un paisaje heterogéneo (Wurz et al., 2022). Iniciativas como el pago por servicios ecosistémicos (Campos et al., 2017; Montagnini & del Fierro, 2024) y la restauración (Bodin et al., 2022) pueden ser promovidas en paisajes socio-ecológicos, pues al final son la gestión y las

decisiones de los pobladores locales los factores que determinan el destino de los usos del suelo y, por lo tanto, su impacto en la biodiversidad en este tipo de paisajes.

Sin embargo, se requieren más estudios para entender cómo los cambios en la estructura del hábitat afectan a los anfibios a escalas más finas, como su condición corporal y dinámica poblacional (Li et al., 2020; Matías & Escalante, 2015; Sheridan et al., 2023), ya que incluso especies generalistas pueden verse afectadas por la degradación ambiental (Karraker et al., 2018). En un contexto global donde las actividades humanas ejercen una influencia cada vez mayor y los ideales de conservación rara vez se materializan incluso dentro de las áreas protegidas (Homyack et al., 2016; Sanderson et al., 2002), estos conocimientos son esenciales para diseñar estrategias de conservación efectivas en paisajes socio-ecológicos.

5 Conclusiones

En este estudio analizamos la respuesta de los ensamblajes de anfibios a las transiciones en el uso del suelo en un paisaje andino en recuperación, donde la restauración pasiva y la rehabilitación han permitido la regeneración de la cobertura vegetal. Nuestros resultados demuestran que, aunque los hábitats modificados (como sistemas agroforestales y bosques secundarios) pueden albergar una riqueza de anfibios similar a la de bosques conservados, su capacidad para proteger la mayor parte de especies amenazadas es limitada (solo tres especies en sistemas agroforestales y dos en bosques secundarios). Esto indica que, si bien los bosques secundarios y los sistemas agroforestales son alternativas valiosas para conservar la diversidad de anfibios en general, resultan insuficientes para proteger a las especies más vulnerables.

Mediante un enfoque multivariado basado tanto en el ensamblaje de anfibios en su conjunto como en la respuesta individual de las especies, identificamos especialmente como variables de estructura vegetal y la disponibilidad de recursos hídricos son factores clave que influyen la riqueza, abundancia y los cambios en la composición de estos organismos. Nuestros hallazgos son de especial relevancia en países megadiversos del trópico, como Colombia, donde numerosas especies de anfibios utilizan hábitats modificados antropogénicamente, incluyendo cultivos y bosques degradados

Referencias

- Acevedo, A., Espinel, M., & Cáceres-Martínez, C. (2017). Protected areas assessment for the conservation of threatened amphibians in the Cordillera Oriental of Colombia. *Herpetology Notes*, *10*, 685-696.
- Acosta Galvis, A. R. (2025). *Lista de los Anfibios de Colombia: Referencia en línea V.15.2025*. Batrachia. <http://www.batrachia.com>
- Aide, T. M., Corrada Bravo, C., Campos Cerqueira, M., Milan, C., Vega, G., & Alvarez, R. (2013). Real-time bioacoustics monitoring and automated species identification. *PeerJ*, *1*, e103. <https://doi.org/10.7717/peerj.103>
- Alvarez-Davila, E., Duque, A., Saldarriaga, J., Cabrera Torres, K., Salas, G., Valle, I., Lema, A., Moreno, F., Orrego, S., & Rodríguez, L. (2012). Tree above-ground biomass allometries for carbon stocks estimation in the natural forests of Colombia. *Forest Ecology and Management*, *267*, 308. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.12.013>
- Anunciação, P. R., Sugai, L. S. M., Martello, F., de Carvalho, L. M. T., & Ribeiro, M. C. (2022). Estimating the diversity of tropical anurans in fragmented landscapes with acoustic monitoring: Lessons from a sampling sufficiency perspective. *Biodiversity and Conservation*, *31*(12), 3055-3074. <https://doi.org/10.1007/s10531-022-02475-w>
- Ardila-Hurtado, S. F., Díaz-Rueda, D. M., Plata-Castro, A. D., Herrera-Pacheco, M. A., Vargas-Cadena, C. A., & Reu, B. (2024). *Vegetación asociada a los paisajes socioecológicos al norte de la Serranía de los Yariguíes (Santander, Colombia)* (Versión 1.0). Universidad Industrial de Santander. <https://doi.org/10.15472/bek2hb>
- Armenteras, D., Cabrera, E., Rodríguez, N., & Retana, J. (2013). National and regional determinants of tropical deforestation in Colombia. *Regional Environmental Change*, *13*(6), 1181-1193. <https://doi.org/10.1007/s10113-013-0433-7>
- Armesto, L. O., & Señaris, J. C. (2017). Anuros del norte de los Andes: Patrones de riqueza

de especies y estado de conservación. *Papéis Avulsos de Zoología*, 57, 491-526.

<https://doi.org/10.11606/0031-1049.2017.57.39>

Arnold, J. B. (2024). *ggthemes: Extra Themes, Scales and Geoms for «ggplot2»*.

<https://CRAN.R-project.org/package=ggthemes>

Basham, E. W., González del Pliego, P., Acosta-Galvis, A. R., Woodcock, P., Medina Uribe, C. A., Haugaasen, T., Gilroy, J. J., & Edwards, D. P. (2016). Quantifying carbon and amphibian co-benefits from secondary forest regeneration in the Tropical Andes.

Animal Conservation, 19(6), 548-560. <https://doi.org/10.1111/acv.12276>

Bhagwat, S. A., Willis, K. J., Birks, H. J. B., & Whittaker, R. J. (2008). Agroforestry: A refuge for tropical biodiversity? *Trends in Ecology & Evolution*, 23(5), 261-267.

<https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.01.005>

Blaustein, A. R., Han, B. A., Relyea, R. A., Johnson, P. T. J., Buck, J. C., Gervasi, S. S., & Kats, L. B. (2011). The complexity of amphibian population declines: Understanding the role of cofactors in driving amphibian losses. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1223(1), 108-119. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2010.05909.x>

Bodin, B., Garavaglia, V., Pingault, N., Ding, H., Wilson, S., Meybeck, A., Gitz, V., d'Andrea, S., & Besacier, C. (2022). A standard framework for assessing the costs and benefits of restoration: Introducing The Economics of Ecosystem Restoration. *Restoration Ecology*, 30(3), e13515. <https://doi.org/10.1111/rec.13515>

Bolívar-Santamaría, S., & Reu, B. (2021). Detection and characterization of agroforestry systems in the Colombian Andes using sentinel-2 imagery. *Agroforestry Systems*, 95(3), 499-514. <https://doi.org/10.1007/s10457-021-00597-8>

Boullhesen, M., Salica, M. J., Pereyra, L. C., & Akmentins, M. S. (2019). Actividad vocal diaria y su relación con claves ambientales en un ensamble de anuros en las Yungas de Jujuy, Argentina. *Cuadernos de Herpetología*, 33(2).

[https://doi.org/10.31017/CdH.2019.\(2019-012\)](https://doi.org/10.31017/CdH.2019.(2019-012))

- Boullhesen, M., Vaira, M., Barquez, R. M., & Akmentins, M. S. (2021). Evaluating the efficacy of visual encounter and automated acoustic survey methods in anuran assemblages of the Yungas Andean forests of Argentina. *Ecological Indicators*, *127*, 107750. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107750>
- Brüning, L. Z., Krieger, M., Meneses-Pelayo, E., Eisenhauer, N., Ramirez 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>
- Calcagno, V., & Mazancourt, C. de. (2010). glmulti: An R Package for Easy Automated Model Selection with (Generalized) Linear Models. *Journal of Statistical Software*, *34*, 1-29. <https://doi.org/10.18637/jss.v034.i12>
- Campos, F. S., Lourenço-de-Moraes, R., Llorente, G. A., & Solé, M. (2017). Cost-effective conservation of amphibian ecology and evolution. *Science Advances*, *3*(6), e1602929. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1602929>
- Cavanaugh, J. E., & Neath, A. A. (2019). The Akaike information criterion: Background, derivation, properties, application, interpretation, and refinements. *WIREs Computational Statistics*, *11*(3), e1460. <https://doi.org/10.1002/wics.1460>
- Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., Ma, K. H., Colwell, R. K., & Ellison, A. M. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, *84*(1),

45-67. <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>

Chinchilla-Lemus, W., Serrano-Cardozo, V., & Ramirez Pinilla, M. P. (2019). Reproductive activity, microhabitat use, and calling sites of *Pristimantis bacchus* (Anura:

Craugastoridae). *Amphibia-Reptilia*, *41*, 1-11.

<https://doi.org/10.1163/15685381-20191200>

Corlett, R. T. (2016). Restoration, Reintroduction, and Rewilding in a Changing World.

Trends in Ecology & Evolution, *31*(6), 453-462.

<https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.02.017>

Corrada Bravo, C. J., Álvarez Berríos, R., & Aide, T. M. (2017). Species-specific audio detection: A comparison of three template-based detection algorithms using random

forests. *PeerJ Computer Science*, *3*, e113. <https://doi.org/10.7717/peerj-cs.113>

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>

Cushman, S. A. (2006). Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biological Conservation*, *128*(2), 231-240.

<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.031>

De Alban, J. D. T., Leong, B. P. I., Venegas-Li, R., Connette, G. M., Jamaludin, J., Latt, K. T.,

Oswald, P., Reeder, C., & Webb, E. L. (2021). Conservation beyond the existing

protected area network is required to improve species and habitat representation in a global biodiversity hotspot. *Biological Conservation*, *257*, 109105.

<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109105>

Díaz-Rueda, D. M., Herrera-Pacheco, M. A., Plata-Castro, A. D., Ardila-Hurtado, S. F., &

Reu, B. (2025). Composición y diversidad florísticas de tres coberturas en la Serranía

de Los Yariquíes (Santander, Colombia). *Colombia forestal*, 28(1), Art. 1.

<https://doi.org/10.14483/2256201X.22659>

- Edwards, F. A., Massam, M. R., Cosset, C. C. P., Cannon, P. G., Haugaasen, T., Gilroy, J. J., & Edwards, D. P. (2021). Sparing land for secondary forest regeneration protects more tropical biodiversity than land sharing in cattle farming landscapes. *Current Biology*, 31(6), 1284-1293.e4. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2020.12.030>
- Elsen, P. R., Monahan, W. B., & Merenlender, A. M. (2020). Topography and human pressure in mountain ranges alter expected species responses to climate change. *Nature Communications*, 11(1), 1974. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-15881-x>
- Fisher, M. C., & Garner, T. W. J. (2020). Chytrid fungi and global amphibian declines. *Nature Reviews Microbiology*, 18(6), Art. 6. <https://doi.org/10.1038/s41579-020-0335-x>
- Frazer, G. W., Canham, C. D., & Lertzman, K. P. (1999). Gap Light Analyzer (GLA), Version 2.0: Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs, users manual and program documentation. *Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, and the Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York*, 36.
- <https://citeseerx.ist.psu.edu/document?repid=rep1&type=pdf&doi=6392a1f921f7ad748b0b016489b88d9b8355ff4b>
- Frishkoff, L. O., Hadly, E. A., & Daily, G. C. (2015). Thermal niche predicts tolerance to habitat conversion in tropical amphibians and reptiles. *Global Change Biology*, 21(11), 3901-3916. <https://doi.org/10.1111/gcb.13016>
- Frost, D. R. (2024). *Amphibian Species of the World: An Online Reference*. <https://amphibiansoftheworld.amnh.org/>
- Gallant, A. L., Klaver, R. W., Casper, G. S., & Lannoo, M. J. (2007). Global rates of habitat loss and implications for amphibian conservation. *Copeia*, 2007(4), 967-979.

[https://doi.org/10.1643/0045-8511\(2007\)7\[967:GROHLA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1643/0045-8511(2007)7[967:GROHLA]2.0.CO;2)

Gomes, E., Inácio, M., Bogdzevič, K., Kalinauskas, M., Karnauskaitė, D., & Pereira, P.

(2021). Future land-use changes and its impacts on terrestrial ecosystem services: A review. *Science of The Total Environment*, 781, 146716.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146716>

Haberl, H., Fischer-Kowalski, M., Krausmann, F., Martinez-Alier, J., & Winiwarter, V.

(2011). A socio-metabolic transition towards sustainability? Challenges for another Great Transformation. *Sustainable Development*, 19(1), 1-14.

<https://doi.org/10.1002/sd.410>

Harrington, R., Anton, C., Dawson, T. P., de Bello, F., Feld, C. K., Haslett, J. R.,

Klůvanková-Oravská, T., Kontogianni, A., Lavorel, S., Luck, G. W., Rounsevell, M.

D. A., Samways, M. J., Settele, J., Skourtos, M., Spangenberg, J. H., Vandewalle, M.,

Zobel, M., & Harrison, P. A. (2010). Ecosystem services and biodiversity

conservation: Concepts and a glossary. *Biodiversity and Conservation*, 19(10),

2773-2790. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9834-9>

Hartig, F., & Lohse, L. (2022). *DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical*

(Multi-Level / Mixed) Regression Models (Versión 0.4.6) [Software].

<https://cran.r-project.org/web/packages/DHARMA/index.html>

Hending, D., Andrianiana, A., Rakotomalala, Z., & Cotton, S. (2023). Conservation value of

vanilla agroecosystems for vertebrate diversity in north-east Madagascar. *Oryx*, 57(1),

118-128. <https://doi.org/10.1017/S0030605321001265>

Hernández-Ordóñez, O., Urbina-Cardona, N., & Martínez-Ramos, M. (2015). Recovery of

Amphibian and Reptile Assemblages During Old-Field Succession of Tropical Rain

Forests. *Biotropica*, 47(3), 377-388. <https://doi.org/10.1111/btp.12207>

Herrmann, H. L., Babbitt, K. J., Baber, M. J., & Congalton, R. G. (2005). Effects of

landscape characteristics on amphibian distribution in a forest-dominated landscape.

Biological Conservation, 123(2), 139-149.

<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.05.025>

Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G., & Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25(15), 1965-1978. <https://doi.org/10.1002/joc.1276>

Hilje, B., & Mitchell Aide, T. (2012). Recovery of amphibian species richness and composition in a chronosequence of secondary forests, northeastern Costa Rica. *Biological Conservation*, 146(1), 170-176.

<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.12.007>

Hill, A. P., Prince, P., Piña Covarrubias, E., Doncaster, C. P., Snaddon, J. L., & Rogers, A. (2018). AudioMoth: Evaluation of a smart open acoustic device for monitoring biodiversity and the environment. *Methods in Ecology and Evolution*, 9(5), 1199-1211. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12955>

Homyack, J. A., O'Bryan, C. J., Thornton, J. E., & Baldwin, R. F. (2016). Community occupancy of herpetofauna in roadside ditches in a managed pine landscape. *Forest Ecology and Management*, 361, 346-357. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.11.037>

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>

Hurley. (2023). *The amphibians of Monte Alén National Park bioacoustics, ecology and conservation*.

IDEAM. (2023). *Seguimiento al Ciclo ENOS El Niño – Oscilación del Sur (173)*. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM).

IPBES, Brondizio, E. S., Settele, J., Díaz, S., & Ngo, H. T. (2019). *Global assessment report*

on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (p. 1148). IPBES secretariat.

<https://doi.org/10.5281/zenodo.3831673>

Isa, H. R., Tapley, B., & Michaels, C. J. (2024). How many Data Deficient amphibians are threatened? IUCN Red List assessments for amphibian species previously classed as Data Deficient. *The Herpetological Bulletin*, 169, 12-17.

<https://doi.org/10.33256/hb169.1217>

Jaimes-Prada, M., Buendía, C., & Reu, B. (2025). *Transitions towards sustainability in the Colombian Andes: Historical changes in land cover and biomass in the Serrania de los Yariguíes* [Master thesis]. Universidad Industrial de Santander.

Johnson, G. C., & Lumpkin, R. (2023). Global Oceans. En J. Blunden, T. Boyer, & E. Bartow-Gillies (Eds.), *State of the Climate in 2022* (Vol. 104, pp. S146-S206). American Meteorological Society. <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-23-0076.2>

Jost, L. (2010). The Relation between Evenness and Diversity. *Diversity*, 2(2), Art. 2. <https://doi.org/10.3390/d2020207>

Jost, L. (2018). What do we mean by diversity? The path towards quantification. *Mètode Revista de difusió de la investigació*, 9. <https://doi.org/10.7203/metode.9.11472>

Karraker, N. E., Fischer, S., Aowphol, A., Sheridan, J., & Poo, S. (2018). Signals of forest degradation in the demography of common Asian amphibians. *PeerJ*, 6, e4220. <https://doi.org/10.7717/peerj.4220>

Kassambara, A. (2023). *rstatix: Pipe-Friendly Framework for Basic Statistical Tests*. <https://CRAN.R-project.org/package=rstatix>

Kikuchi, T., Seidel, D., Ehbrecht, M., Zemp, D. C., Brambach, F., Irawan, B., Sundawati, L., Hölscher, D., Kreft, H., & Paterno, G. B. (2024). Combining planting trees and natural regeneration promotes long-term structural complexity in oil palm landscapes.

Forest Ecology and Management, 569, 122182.

<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.122182>

Kilpatrick, A. M., Briggs, C. J., & Daszak, P. (2010). The ecology and impact of chytridiomycosis: An emerging disease of amphibians. *Trends in Ecology & Evolution*, 25(2), 109-118. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.07.011>

Kuhn, M., Jackson, S., & Cimentada, J. (2022). *corr: Correlations in R*.

<https://CRAN.R-project.org/package=corr>

Lecina-Diaz, J., Alvarez, A., De Cáceres, M., Herrando, S., Vayreda, J., & Retana, J. (2019).

Are protected areas preserving ecosystem services and biodiversity? Insights from Mediterranean forests and shrublands. *Landscape Ecology*, 34(10), 2307-2321.

<https://doi.org/10.1007/s10980-019-00887-8>

Li, B., Zhang, W., Wang, Z., Xie, H., Yuan, X., Pei, E., & Wang, T. (2020). Effects of landscape heterogeneity and breeding habitat diversity on rice frog abundance and body condition in agricultural landscapes of Yangtze River Delta, China. *Current Zoology*, 66(6), 615-623. <https://doi.org/10.1093/cz/zoaa025>

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), Art. 7982.

<https://doi.org/10.1038/s41586-023-06578-4>

Matias, N., & Escalante, P. (2015). Size, body condition, and limb asymmetry in two hylid frogs at different habitat disturbance levels in Veracruz, México. *The Herpetological Journal*, 25.

MEA. (2005). *Ecosystems and Human Well-Being: Scenarios: Findings of the Scenarios*

Working Group. Island Press.

- Melo, I., Llusia, D., Bastos, R. P., & Signorelli, L. (2021). Active or passive acoustic monitoring? Assessing methods to track anuran communities in tropical savanna wetlands. *Ecological Indicators*, *132*, 108305.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108305>
- Meneses-Pelayo, E. (2024). *Una guía para los anfibios y reptiles de Santander: Referencia en línea V.07.2024*. <http://www.santanderherps.com>
- Meza-Joya, F., Ramos Pallares, E., & Hernández-Jaimes, C. A. (2015). Use of an agroecosystem by the threatened dart poison frog *Andinobates virolinensis* (Dendrobatidae). *Herpetological Review*, *46*, 171-176.
- Montagnini, F., & del Fierro, S. (2024). Agroforestry Systems As Biodiversity Islands in Productive Landscapes. En F. Montagnini (Ed.), *Integrating Landscapes: Agroforestry for Biodiversity Conservation and Food Sovereignty* (pp. 551-588). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-031-54270-1_19
- Moorman, C. E., Russell, K. R., & Greenberg, C. H. (2011). Reptile and Amphibian Response to Hardwood Forest Management and Early Successional Habitats. En C. Greenberg, B. Collins, & F. Thompson III (Eds.), *Sustaining Young Forest Communities: Ecology and Management of early successional habitats in the central hardwood region, USA* (pp. 191-208). Springer Netherlands.
https://doi.org/10.1007/978-94-007-1620-9_11
- Mora, C., & Sale, P. F. (2011). Ongoing global biodiversity loss and the need to move beyond protected areas: A review of the technical and practical shortcomings of protected areas on land and sea. *Marine Ecology Progress Series*, *434*, 251-266.
<https://doi.org/10.3354/meps09214>
- Morais, A. R., Siqueira, M. N., Lemes, P., Maciel, N. M., De Marco, P., & Brito, D. (2013).

- Unraveling the conservation status of Data Deficient species. *Biological Conservation*, 166, 98-102. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.06.010>
- Moreno, H., & Tinjaca, Z. (2018). Plan de manejo del Parque Nacional Natural Serranía de los Yariguíes 2018-2023. *Parques Nacionales Naturales de Colombia*, 152.
- Nair, P. K. R., Kumar, B. M., & Nair, V. D. (2021). Agroforestry for Biodiversity Conservation. En *An Introduction to Agroforestry: Four Decades of Scientific Developments* (pp. 539-562). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-75358-0_21
- Newbold, T., Hudson, L. N., Hill, S. L. L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R. A., Börger, L., Bennett, D. J., Choimes, A., Collen, B., Day, J., De Palma, A., Díaz, S., Echeverria-Londoño, S., Edgar, M. J., Feldman, A., Garon, M., Harrison, M. L. K., Alhusseini, T., ... Purvis, A. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520(7545), 45-50. <https://doi.org/10.1038/nature14324>
- Nowakowski, A. J., Frishkoff, L. O., Thompson, M. E., Smith, T. M., & Todd, B. D. (2018). Phylogenetic homogenization of amphibian assemblages in human-altered habitats across the globe. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(15), E3454-E3462. <https://doi.org/10.1073/pnas.1714891115>
- Nowakowski, A. J., Watling, J. I., Whitfield, S. M., Todd, B. D., Kurz, D. J., & Donnelly, M. A. (2017a). Tropical amphibians in shifting thermal landscapes under land-use and climate change. *Conservation Biology*, 31(1), 96-105. <https://doi.org/10.1111/cobi.12769>
- Nowakowski, A. J., Watling, J. I., Whitfield, S. M., Todd, B. D., Kurz, D. J., & Donnelly, M. A. (2017b). Tropical amphibians in shifting thermal landscapes under land-use and climate change. *Conservation Biology*, 31(1), 96-105. <https://doi.org/10.1111/cobi.12769>

- 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* (Versión 2.6-4) [Software]. <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html>
- Olsson, P., Gunderson, L. H., Carpenter, S. R., Ryan, P., Lebel, L., Folke, C., & Holling, C. S. (2006). Shooting the Rapids: Navigating Transitions to Adaptive Governance of Social-Ecological Systems. *Ecology and Society*, *11*(1). <https://www.jstor.org/stable/26267806>
- Paolino, R. M., Versiani, N. F., Pasqualotto, N., Rodrigues, T. F., Krepshi, V. G., & Chiarello, A. G. (2016). Buffer zone use by mammals in a Cerrado protected area. *Biota Neotropica*, *16*, e20140117. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2014-0117>
- Pimm, S. L., Jenkins, C. N., Abell, R., Brooks, T. M., Gittleman, J. L., Joppa, L. N., Raven, P. H., Roberts, C. M., & Sexton, J. O. (2014). The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science*, *344*(6187), 1246752. <https://doi.org/10.1126/science.1246752>
- Plata-Castro, A. D. (2023). *Efecto de las Condiciones Climáticas en la Composición de las Coberturas Vegetales en el Sector Norte de la Serranía de Los Yariguíes (Santander)* [Tesis de pregrado]. Universidad Industrial de Santander.
- R Core Team. (2025). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Rejou-Mechain, M., Tanguy, A., Piponiot, C., Chave, J., & Herault, B. (2017). BIOMASS : an R package for estimating above-ground biomass and its uncertainty in tropical forests. *Methods in Ecology and Evolution*, *8*(9). <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12753>

- Rodríguez, T., Bonatti, M., Löhr, K., Lana, M., Del Río, M., & Sieber, S. (2022). Analyzing influencing factors to scale up agroforestry systems in Colombia: A comparative ex-ante assessment of cacao farming and cattle ranching in two regions. *Agroforestry Systems*, 96(2), 435-446. <https://doi.org/10.1007/s10457-022-00730-1>
- 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>
- Sanderson, E. W., Jaiteh, M., Levy, M. A., Redford, K. H., Wannebo, A. V., & Woolmer, G. (2002). The Human Footprint and the Last of the Wild: The human footprint is a global map of human influence on the land surface, which suggests that human beings are stewards of nature, whether we like it or not. *BioScience*, 52(10), 891-904. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0891:THFATL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0891:THFATL]2.0.CO;2)
- Sankararaman, V., & Miller, D. a. W. (2024). Life-history traits govern the habitat use of diverse amphibian assemblages in an agroforest landscape matrix. *Animal Conservation*, 27(1), 86-97. <https://doi.org/10.1111/acv.12882>
- Schoeman, C. S., & Foord, S. H. (2021). Buffer zones maximize invertebrate conservation in a Biosphere Reserve. *Journal of Insect Conservation*, 25(4), 597-609. <https://doi.org/10.1007/s10841-021-00326-7>
- Seidel, D., Ehbrecht, M., Annighöfer, P., & Ammer, C. (2019). From tree to stand-level structural complexity—Which properties make a forest stand complex? *Agricultural and Forest Meteorology*, 278, 107699. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.107699>
- Sharma, L. N., Tamang, S. R., Poudel, Y. B., Subba, A., Timsina, S., Adhikari, B., Shrestha,

- H., Gautam, A. P., Kandel, D. R., Watson, M. F., & Paudel, N. S. (2021). Biodiversity Beyond Protected Areas: Gaps and Opportunities in Community Forest. *Journal of Forest and Livelihood*.
- Sheridan, J. A., Vázquez-García, P., Karolus, A., Bin Rosman, M. H., & Yambun, P. (2023). Species-richness, abundance, and body size of stream-breeding anurans across land-use types in Sabah, Malaysia (Borneo). *Global Ecology and Conservation*, 47, e02678. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2023.e02678>
- Thompson, M., Nowakowski, A., & Donnelly, M. (2016). The importance of defining focal assemblages when evaluating amphibian and reptile responses to land use. *Conservation biology : the journal of the Society for Conservation Biology*, 30, 249-258. <https://doi.org/10.1111/cobi.12637>
- Tobar-Suárez, C., Urbina-Cardona, N., Villalobos, F., & Pineda, E. (2022). Amphibian species richness and endemism in tropical montane cloud forests across the Neotropics. *Biodiversity and Conservation*, 31(1), 295-313. <https://doi.org/10.1007/s10531-021-02335-z>
- Wickham, H., Averick, M., Bryan, J., Chang, W., McGowan, L. D., François, R., Grolemund, G., Hayes, A., Henry, L., Hester, J., Kuhn, M., Pedersen, T. L., Miller, E., Bache, S. M., Müller, K., Ooms, J., Robinson, D., Seidel, D. P., Spinu, V., ... Yutani, H. (2019). Welcome to the tidyverse. *Journal of Open Source Software*, 4(43), 1686. <https://doi.org/10.21105/joss.01686>
- Wiens, J. J. (2016). Climate-Related Local Extinctions Are Already Widespread among Plant and Animal Species. *PLOS Biology*, 14(12), e2001104. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.2001104>
- Wurz, A., Tschardtke, T., Martin, D. A., Osen, K., Rakotomalala, A. A. N. A., Raveloaritiana, E., Andrianisaina, F., Dröge, S., Fulgence, T. R., Sozafy, M. R.,

Andriafanomezantsoa, R., Andrianarimisa, A., Babarezoto, F. S., Barkmann, J., Hänke, H., Hölscher, D., Kreft, H., Rakouth, B., Guerrero-Ramírez, N. R., ... Grass, I. (2022). Win-win opportunities combining high yields with high multi-taxa biodiversity in tropical agroforestry. *Nature Communications*, 13(1), 4127. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-30866-8>

Zabala, A., Palomo, I., Múgica, M., & Montes, C. (2024). Challenges beyond reaching a 30% of area protection. *Npj Biodiversity*, 3(1), 9. <https://doi.org/10.1038/s44185-024-00041-x>

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, e923443-e923443. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2021.92.3443>

Apéndices

Apéndice A

Descripción de las variables de estructura de hábitat y su obtención.

| Variable | Unidad | Rango | Descripción |
|-------------------------------|--------------------|-------------|--|
| Riqueza de especies vegetales | Número de especies | 3-43 | Número de especies vegetales encontradas en las parcelas de monitoreo de vegetación medidas solo usando árboles con un DAP ≥ 2.5 |
| Cobertura de dosel | Porcentaje | 0.12 - 0.98 | Fracción del dosel cubierta por vegetación, estimada en campo a través de cuatro fotografías hemisféricas tomadas cada una en un cuadrante diferente de la parcela. Los cálculos fueron realizados para cada una de las fotografías haciendo uso del software Gap Light Analyzer (GLA) (Frazer et al., 1999) y se promediaron los valores por parcela. |
| Altura del dosel | Metros | 0-30 | Altura en árboles estimada en campo haciendo uso de un hipsómetro digital |

RESPUESTA DE ANFIBIOS A TRANSICIONES SOCIO-ECOLÓGICAS 63

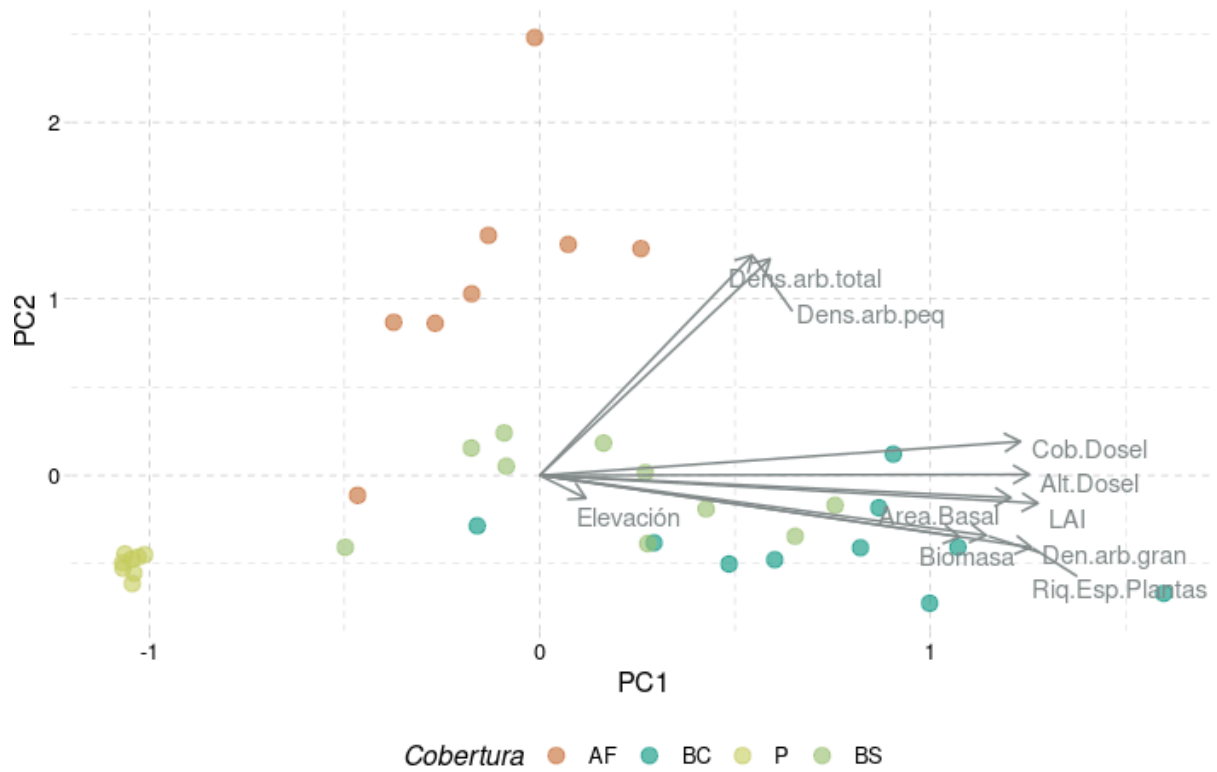
| | | | |
|---|---|-------------|---|
| <p>Presencia cuerpos de agua lénticos (hasta una distancia de 30 m de las parcelas)</p> | <p>Binaria</p> | <p>0-1</p> | <p>Estimada en campo con la ayuda de un GPS Garmin 64S</p> |
| <p>Presencia de cuerpos de agua lóticos (hasta una distancia de 30 m de las parcelas)</p> | <p>Binaria</p> | <p>0-1</p> | <p>Estimada en campo con la ayuda de un GPS Garmin 64S</p> |
| <p>Biomasa</p> | <p>Toneladas de materia vegetal seca por hectárea</p> | <p>3-66</p> | <p>Usamos las ecuaciones alométricas de Álvarez-Dávila (2012) para el neotrópico para calcular la biomasa arbórea con la siguiente fórmula:</p> $Biomasa = r * h * D * K$ <p>Dónde r = radio del árbol</p> <p>h = altura del árbol en metros, estimada en campo a través de un hipsómetro digital</p> <p>D = densidad de la madera</p> <p>K = constante usada proveniente del trabajo de Alvarez-Davila et al., 2012) para plantas del neotrópico.</p> <p>Los datos acerca de la densidad de la madera fueron obtenidos del paquete</p> |

RESPUESTA DE ANFIBIOS A TRANSICIONES SOCIO-ECOLÓGICAS 64

| | | | |
|---------------------|---|-----------|--|
| | | | <i>BIOMASS</i> (Rejou-Mechain et al., 2017) |
| Densidad de árboles | Número de árboles con dap > 2.5 cm por hectárea | 0-65 | Estimada en campo en cada una de las parcelas de vegetación y extrapolada a una hectárea |
| Elevación | Metros sobre el nivel del mar | 1000-2200 | Medida en campo usando un GPS Garmin 64S en el centro de las parcelas de vegetación |

Apéndice B

Ordenamiento de las variables de estructura de hábitat.



Nota: Ordenamiento de las variables de estructura de hábitat medidas en las diferentes parcelas del área de estudio. AF: Agroforestales, BS: Bosque secundario, BC: Bosque Conservado, P: Pastizales.

Apéndice C

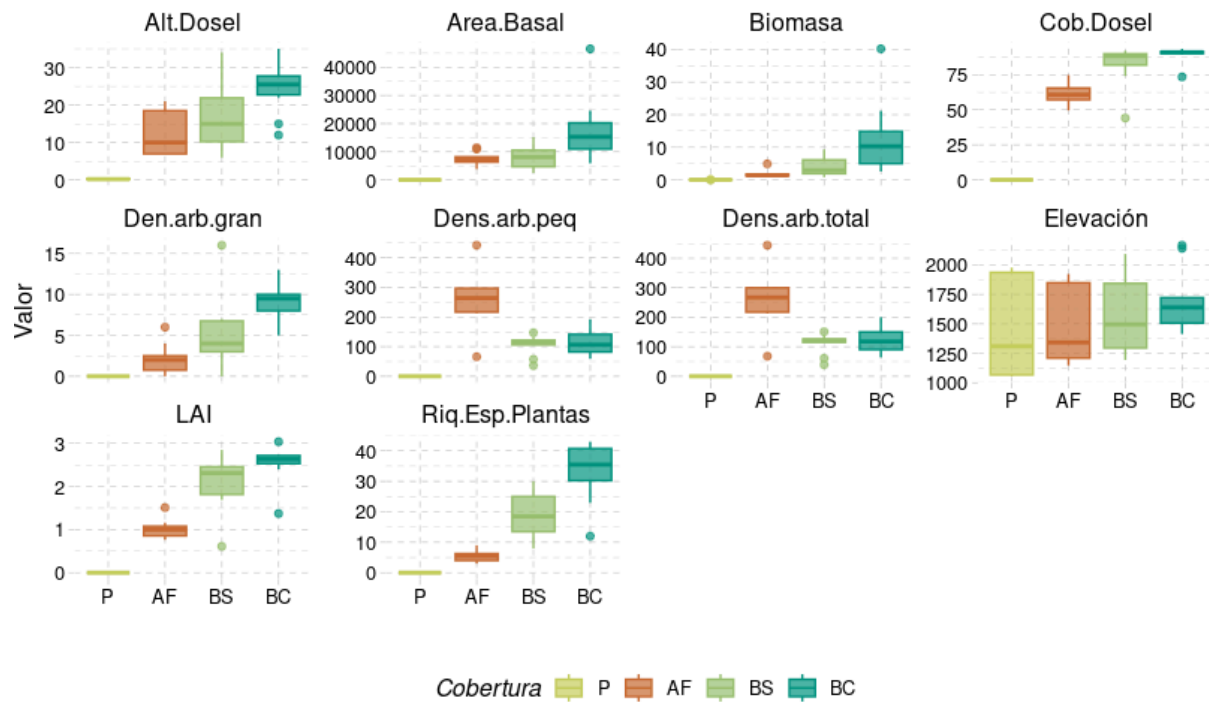
Correlación entre las variables de estructura vegetal.

| Variable | Riq plantas | LAI | Área basal | Dens arb > 20 cm dap | Altura del dosel | Cobertura de dosel | Biomasa | Dens arb < 20 cm dap | Elevación |
|--------------------------------|-------------|-------------|-------------|----------------------|------------------|--------------------|---------|----------------------|-----------|
| Riq plantas | | | | | | | | | |
| LAI | 0.91 | | | | | | | | |
| Área basal | 0.78 | 0.72 | | | | | | | |
| Dens arb > 20 cm dap | 0.82 | 0.78 | 0.69 | | | | | | |
| Altura del dosel | 0.78 | 0.74 | 0.70 | 0.67 | | | | | |
| Cobertura de dosel | 0.69 | 0.94 | 0.64 | 0.70 | 0.72 | | | | |
| Biomasa | 0.73 | 0.61 | 0.96 | 0.63 | 0.64 | 0.50 | | | |
| Dens arb < 20 cm dap | 0.09 | 0.24 | 0.29 | 0.10 | 0.29 | 0.45 | 0.12 | | |
| Elevación | 0.12 | 0.10 | 0.04 | 0.01 | 0.01 | 0.13 | 0.06 | -0.01 | |

Nota: En negrita se señalan los pares de variables con una correlación mayor a 0.7

Apéndice D

Variación de la estructura vegetal en las diferentes coberturas del área de estudio.

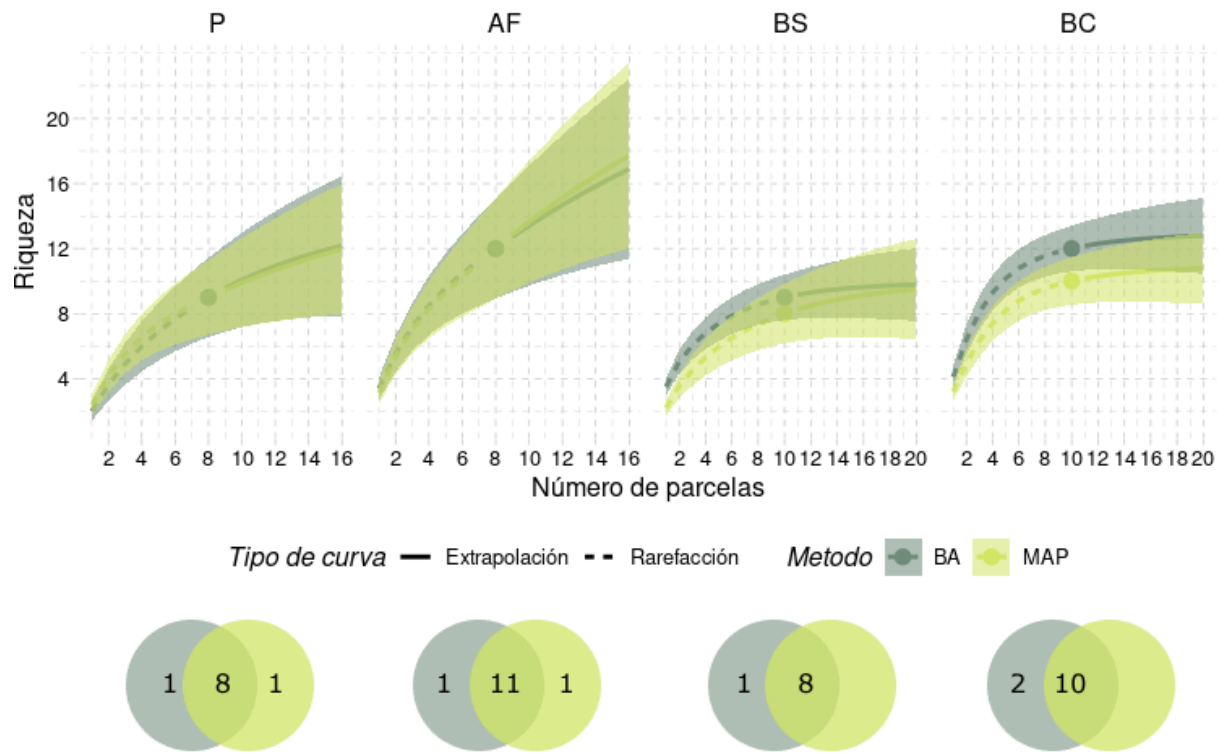


Nota: Variación en la estructura de hábitat en las diferentes coberturas del área de estudio.

Las líneas dentro de los boxplots representan la mediana. Los límites inferior y superior del diagrama de cajas muestran los percentiles 25-75 de los datos observados y los bigotes muestran el rango intercuartílico de 1.5. Los puntos señalan aquellos valores atípicos.

Apéndice E

Comparación de curvas de acumulación de riqueza de anuros por método de monitoreo usando datos de incidencia.



Nota: (Arriba): Curva de acumulación por incidencia mostrando la riqueza de anuros (eje y) y el número de parcelas (eje x) para cada cobertura de acuerdo al método. (Abajo): Diagramas de Venn mostrando la contribución de cada método en la detección de especies en las diferentes coberturas. El número indica el número de especies detectadas con ambos métodos (intersección), exclusivamente con la búsqueda activa (gris) y exclusivamente con el Monitoreo acústico pasivo (amarillo).

Apéndice F

Lista de especímenes colectados durante el desarrollo del proyecto

| Especie | Código de especimen |
|----------------------------------|----------------------------|
| <i>Agalychnis buckleyi</i> | UIS-MHN-A-8902 |
| <i>Boana platanera</i> | UIS-MHN-A-8641 |
| <i>Bolitoglossa nicefori</i> | UIS-MHN-A-8642 |
| <i>Bolitoglossa yariguiensis</i> | UIS-MHN-A-8647 |
| <i>Bolitoglossa yariguiensis</i> | UIS-MHN-A-8648 |
| <i>Diasporus anthrax</i> | UIS-MHN-A-8649 |
| <i>Espadarana prosoblepon</i> | UIS-MHN-A-9174 |
| <i>Pristimantis bacchus</i> | UIS-MHN-A-9176 |
| <i>Pristimantis lutitus</i> | UIS-MHN-A-8643 |
| <i>Pristimantis miyatai</i> | UIS-MHN-A-9175 |
| <i>Pristimantis sp</i> | UIS-MHN-A-8638 |
| <i>Rulyrana adiazeta</i> | UIS-MHN-A-8650 |
| <i>Scinax caprarius</i> | UIS-MHN-A-8644 |
| <i>Strabomantis ingeri</i> | UIS-MHN-A-8646 |

Apéndice G

Comparaciones *post-hoc* mostrando las diferencias en la composición de anfibios entre coberturas usando los datos de monitoreo acústico pasivo.

| Comparación | Estadístico observado (Wald) | Valor de p ajustado |
|--------------------|-------------------------------------|----------------------------|
| BC-P | 70.15 | 0.001* |
| BS-P | 46.09 | 0.008* |
| BC-AF | 44.03 | 0.015* |
| AF-P | 27.02 | 0.138 |
| AF-BS | 20.25 | 0.267 |
| BC-BS | 19.70 | 0.267 |

Apéndice H

Regresiones individuales entre la edad y las diferencias en la composición para agroforestales y bosques secundarios.

| Modelo | Parámetro | Valor | p |
|--|------------------|--------------|----------|
| similaridad composicional(AF:BC) ~ Edad AF | Intercepto | 0.9508 | 2e-6 |
| | Edad | -0.0015 | 0.55 |
| similaridad composicional(BS:BC) ~ Edad AF | Intercepto | 0.015* | 0.0548 |
| | Edad | 0.138 | 0.5821 |