

Comparación de métodos de monitoreo: Activo y Acústico Pasivo para la detección de anuros en diferentes coberturas de la Serranía de los Yariguíes.

Ruben Santiago Giraldo Mendoza

Trabajo de Grado para Optar al Título de Biólogo

Director

Björn Reu

Doctor en Ciencias Naturales

Codirector

José Luis Pinzón Pinzón

Universidad Industrial de Santander

Facultad de Ciencias

Escuela de Biología

Bucaramanga

2025

Dedicatoria

A mi mamá, por ser siempre mi mayor apoyo y ejemplo de fortaleza. A mis abuelos, por su amor incondicional y sus enseñanzas que me han acompañado en cada paso. A mi prima y a mi tía, por su cariño y por creer en mí incluso en los momentos más difíciles. A todos ellos, quienes han estado a mi lado desde el principio, dedico este logro.

Agradecimientos

Quiero expresar mi más profundo agradecimiento a todas las personas que hicieron parte de este proceso, ya fuera desde lo académico o desde el apoyo emocional, pues gracias a ello logré desarrollar y culminar exitosamente este trabajo.

En primer lugar, agradezco a mi director, Björn Reu, por su guía, apoyo y confianza en el desarrollo de este proyecto; así como a mi codirector, José Luis Pinzón, quien fue un apoyo fundamental y una guía constante tanto en el laboratorio como en el campo, compartiendo generosamente su conocimiento y su amor por los anuros.

A mi madre, Nini Johanna Mendoza, gracias por impulsarme siempre a seguir adelante con mis proyectos académicos y personales. Así como a los demás familiares a quienes dedique este trabajo, gracias por fortalecerme y confiar en mis capacidades incluso en los momentos más difíciles.

A mis amigos, quienes me han acompañado a lo largo de esta trayectoria, y a mis compañeros de laboratorio, gracias por su paciencia, el entusiasmo compartido y la fe en mí, incluso cuando yo mismo lo dudaba. Su apoyo me permitió alcanzar más metas de las que alguna vez imaginé cumplir.

Finalmente, agradezco a Lady Gaga, mi artista favorita, cuya música y mensaje han sido una compañía constante en momentos difíciles. Gracias por recordarme que puedo seguir adelante, confiar en mí mismo, en lo que creo y en quien soy.

Tabla de contenido

	Pág.
Introducción.....	8
1. Objetivos.....	12
1.1 Objetivo general.....	12
1.2 Objetivos específicos.....	12
2. Competencias.....	13
3. Metodología.....	13
3.1 Área de estudio.....	13
3.2 Diseño de muestreo.....	15
3.2.1 Búsqueda Activa (BA).....	15
3.2.2 Monitoreo Acústico Pasivo.....	15
3.3 Análisis de datos.....	17
3.3.1 Comparación de métodos.....	17
3.3.1.1 Cálculo de riqueza y comparación.....	17
3.3.1.2 Similaridad entre los métodos.....	17
3.3.2 Patrones de actividad acústica por especie.....	18
3.3.3 Representatividad temporal del muestreo.....	18
4. Resultados.....	19
4.1 Cálculo de riqueza y comparación.....	19
4.2 Similaridad entre los métodos.....	21
4.3 Patrones de actividad acústica por especie.....	23
4.4 Representatividad temporal del muestreo.....	24
5. Discusión.....	26
5.1 Similaridad entre los métodos para la detección de las especies y estimación de diversidad.....	26
5.2 Patrones de actividad acústica por especie.....	30
5.3 Representatividad temporal del muestreo.....	32
6. Conclusiones.....	35
7. Recomendaciones.....	36
Bibliografía.....	38
Apéndices.....	47

Lista de Figuras

	Pág.
Figura 1. Área de estudio	12
Figura 2. Distribución de la riqueza de especies según el método de monitoreo.....	19
Figura 3. Curvas de rarefacción y extrapolación de la riqueza de especies según el método de monitoreo.....	20
Figura 4. Comparación de la similaridad entre los métodos de monitoreo en las diferentes parcelas de acuerdo a su cobertura vegetal	21
Figura 5. Rangos horarios de las diferentes especies evaluadas.....	22
Figura 6. Tiempo necesario para alcanzar 90% de riqueza de especies por parcela de acuerdo a su cobertura	24
Figura 7. Tiempo necesario para alcanzar 90% de riqueza de especies al nivel de cobertura.....	24

Lista de Apéndices

	Pág.
Apéndice A. Presencia o ausencia de las diferentes especies evaluadas en las distintas coberturas por ambos métodos de monitoreo. En el caso de la presencia se hace distinción de acuerdo al número de parcelas, respecto a su cobertura, en la cual se reportó cada una de las especies.....	47
Apéndice B. Resultados del análisis realizado con iNEXT. Estimaciones de riqueza y cobertura de muestreo según el método de monitoreo y cobertura vegetal usando el método de curva de rarefacción y extrapolación.....	49
Apéndice C. Curvas de densidad de los rangos horarios de las diferentes especies.....	50

Resumen

Título: Comparación de métodos de monitoreo: Activo y Acústico Pasivo para la detección de anuros en diferentes coberturas de la Serranía de los Yariguíes*

Autor: Ruben Santiago Giraldo Mendoza**

Palabras clave: Monitoreo acústico pasivo, Búsqueda activa, Anuros, Vocalización, Espectrograma, Coberturas vegetales, Paisaje andino, Colombia.

Descripción: El objetivo de este estudio es comparar la eficiencia de dos métodos de monitoreo en el estudio de comunidades de anuros: la Búsqueda Activa (BA), tradicionalmente empleada, y el Monitoreo Acústico Pasivo (MAP), cuyo uso ha cobrado relevancia en los últimos años. Para ello, se evaluó su desempeño en la zona norte de la Serranía de los Yariguíes, donde se registró una riqueza total de 27 especies, de las cuales 23 se detectaron por cada método, incluyendo 4 exclusivas en cada uno. No se encontraron diferencias significativas en la riqueza de especies y la similaridad superó el 60%, lo que resalta su complementariedad y la importancia de su aplicación conjunta para un muestreo más completo de la anurofauna en diferentes paisajes andinos. Además, el MAP permitió identificar un patrón de actividad acústica, con un mayor registro entre las 17:00 y las 5:00, así como proporcionar información clave para optimizar los tiempos de muestreo en estos ecosistemas. Al reducir la intervención directa, la combinación de ambos métodos mejora el monitoreo en áreas de difícil permanencia y facilita la recolección de datos a gran escala, lo que resulta especialmente útil para especies con reproducción explosiva y aquellas con algún grado de amenaza. Así, el MAP se consolida como una herramienta clave para estudios de biodiversidad.

* Trabajo de Grado

** Facultad de Ciencias. Escuela de Biología.

Director: Björn Reu. Doctor en Ciencias Naturales

Codirector: José Luis Pinzón Pinzón. Biólogo

Abstract

Title: Comparison of monitoring methods: Active and Passive acoustic for the detection of anurans in different coverages of the Serranía de los Yariguíes*

Author: Ruben Santiago Giraldo Mendoza**

Key Words: Passive acoustic monitoring, Active survey, Anurans, Vocalization, Spectrogram, Vegetation cover, Andean landscape, Colombia.

Description: The objective of this study is to compare the effectiveness of two monitoring methods in the study of anuran communities: Active Search (AS), traditionally used, and Passive Acoustic Monitoring (PAM), whose use has gained relevance in recent years. For this purpose, their performance was evaluated in the northern zone of the Serranía de los Yariguíes, where a total richness of 27 species was recorded, of which 23 were detected by each method, including 4 exclusive to each. No significant differences were found in species richness and similarity exceeded 60%, which highlights their complementarity and the importance of their joint application for a more complete sampling of anurans in different Andean landscapes. In addition, the MAP allowed the identification of a pattern of acoustic activity, with a greater registration between 17:00 and 5:00, as well as providing key information to optimize sampling times in these ecosystems. By reducing direct intervention, the combination of both methods improves monitoring in areas of difficult permanence and facilitates large-scale data collection, which is especially useful for species with explosive reproduction and those with some degree of threat. Thus, the MAP is consolidated as a key tool for biodiversity studies.

* Degree Work

** Faculty of Sciences. Department of Biology.

Director: Björn Reu. Doctor in natural sciences.

Codirector: José Luis Pinzón Pinzón. Biologist.

Introducción

Los anfibios constituyen uno de los grupos de vertebrados más amenazados a nivel global, debido a la fuerte presión que ejercen la pérdida y alteración de su hábitat sobre sus poblaciones (Hocking & Babbitt, 2014). Además, enfrentan otras amenazas, como enfermedades causadas por patógenos, que han provocado declives poblacionales (Chu et al., 2014). Colombia alberga aproximadamente 900 especies de anuros, lo que lo posiciona como el segundo país con mayor diversidad de este grupo a nivel mundial (Acosta-Galvis, 2025; SiB Colombia, 2022). Debido a su sensibilidad a los cambios ambientales, han sido ampliamente reconocidos como modelos para evaluar el grado de salud ecosistémica (Albornoz Espinel, 2016). Además de servir como indicadores del estado del ecosistema, cumplen funciones ecológicas clave, como la regulación de poblaciones de invertebrados y el mantenimiento del equilibrio en las redes tróficas (West, 2018).

Los planes de monitoreo son herramientas ecológicas fundamentales para la conservación, ya que permiten identificar especies y su respuesta a cambios ambientales (Marsh & Trenham, 2008). Existen diversas técnicas para el estudio de anfibios, entre ellas los transectos visuales y acústicos, encuentros visuales y acústicos, y el uso de trampas (Rödel & Ernst, 2004). Exceptuando el uso de trampas, todas estas son técnicas de Búsqueda Activa (BA), las cuales requieren la presencia física de los investigadores en campo. Este enfoque permite una exploración directa y detallada del hábitat, facilitando la detección de especies silenciosas (Melo et al., 2021).

El Monitoreo Acústico Pasivo (MAP) es una técnica de monitoreo alternativa que utiliza sensores acústicos para registrar sonidos ambientales, lo que permite el registro de especies a partir de su actividad acústica sin necesidad de una intervención directa por parte del investigador (Browning et al., 2017). En los anuros, que constituyen el grupo más diverso

de anfibios y se caracterizan por emisión de vocalizaciones utilizadas en contextos reproductivos y sociales (Köhler et al., 2017; Frost, 2024), el MAP ha ganado importancia por su capacidad de recolectar datos de manera automatizada, económica y menos invasiva durante periodos prolongados (Melo et al., 2021; Sugai et al., 2019). Esta búsqueda no solo facilita la detección de especies crípticas, cuya observación visual es difícil, o con patrones de reproducción explosiva, sino que también permite el monitoreo sincrónico en múltiples sitios de muestreo, optimizando el esfuerzo de detección (Boullhesen et al., 2021). Los datos acústicos recopilados brindan la posibilidad de realizar diversos análisis, incluyendo la identificación de especies a través de sus llamadas, la cuantificación de métricas ecológicas, la composición de la comunidad y la determinación de patrones de diversidad (Browning et al., 2017; De Araújo et al., 2024).

Los archivos de audio se pueden visualizar y analizar a través de espectrogramas, representaciones gráficas que muestran la variación de la frecuencia y la intensidad de un sonido en una unidad de tiempo (Browning et al., 2017). Para generar estos espectrogramas, se emplea la Transformada Rápida de Fourier (FFT), un método matemático que convierte una señal de audio en sus componentes de frecuencia, facilitando su análisis (Köhler et al., 2017). Esto permite identificar vocalizaciones específicas, ya sea de forma manual o mediante software. Sin embargo, la calidad del espectrograma depende de factores como la duración de los fragmentos analizados y el grado de solapamiento entre ellos (Browning et al., 2017; Köhler et al., 2017).

En Colombia, los paisajes andinos son reconocidos por su alta biodiversidad, resultado de la diversidad de ecorregiones que albergan (León-Velarde, 1998). Los Andes tropicales han sido identificados como un hotspot de biodiversidad a nivel global, con un alto número de especies endémicas y una notable riqueza en vertebrados y plantas, incluyendo 830 especies de anfibios (Myers et al., 2000). Sin embargo, esta región también ha

experimentado una intensa transformación del uso del suelo debido a diversas presiones humanas. La región Andina de Colombia presenta los mayores niveles de impacto antrópico en el país, con huellas ecológicas persistentes y un alto nivel de transformación del paisaje (Correa Ayram et al., 2020).

En es el caso de la Serranía de los Yariguíes, ubicada en la cordillera oriental de Colombia, una gran área silvestre heterogénea compuesta por bosques premontanos y montanos que incluyen zonas conservadas e intervenidas (Donegan et al., 2007, 2010). Estas áreas albergan una gran diversidad de anuros, incluidas especies bajo estado de amenaza, relevantes para la conservación (Albornoz Espinel, 2016; Caro Melgarejo et al., 2018).

Aunque en Colombia se han realizado avances en el estudio acústico de comunidades de anuros, estos se han centrado principalmente en la caracterización de llamados de especies específicas (Mendoza-Henao et al., 2022) y en la segregación acústica de especies simpátricas (Arriaga-Jaramillo et al., 2023). En cuanto al Monitoreo Acústico Pasivo, se ha utilizado para el desarrollo de bases de datos de vocalizaciones de anuros (Cañas et al., 2023) y para explorar la diversidad acústica de sus comunidades (Cuellar-Valencia et al., 2024). Sin embargo, en el país no existen estudios que comparen directamente métodos de monitoreo, especialmente en términos de efectividad entre la BA y el MAP, por lo que se hace necesaria una comparación sistemática entre estos enfoques.

Este estudio tiene como objetivo principal determinar si existen diferencias en la detección de anuros entre la Búsqueda Activa (BA) y el Monitoreo Acústico Pasivo (MAP) según el tipo de cobertura. Además, busca analizar la complementariedad entre ambos métodos. Finalmente, a partir de la recopilación de información acústica, se explora la relación entre la actividad de las especies con la implementación del MAP considerando un gradiente de coberturas en un paisaje andino.

1. Objetivos

1.1 Objetivo general

Comparar el método de Búsqueda Activa frente al Monitoreo Acústico Pasivo para estimar la riqueza de especies de anuros en la Serranía de los Yariguíes.

1.2 Objetivos específicos

- Realizar cálculos de riqueza mediante la inspección de un conjunto de datos de un monitoreo acústico pasivo en cuatro coberturas diferentes en el área de estudio.
- Determinar si existen diferencias en la eficiencia del Monitoreo Acústico Pasivo frente a la Búsqueda Activa para estimar la riqueza de anuros en cada cobertura vegetal evaluada.
- Evaluar la complementariedad de los métodos para la detección de las especies de anuros y su actividad en el área de estudio.

2. Competencias

- Desarrolla habilidades para identificar diferentes especies de anuros a partir de sus vocalizaciones.
- Adquiere destreza para el uso de herramientas informáticas especializadas para el análisis de datos acústicos.
- Interpreta adecuadamente los resultados obtenidos, extrae conclusiones y redacta un informe final.

3. Metodología

3.1 Área de estudio

El área de estudio está ubicada en el sector norte de la Serranía de los Yariguíes, un sistema montañoso, ubicado al noroeste de la cordillera oriental, que presenta una considerable variación altitudinal que se extiende desde los 100 hasta los 3400 msnm (Donegan et al., 2010).

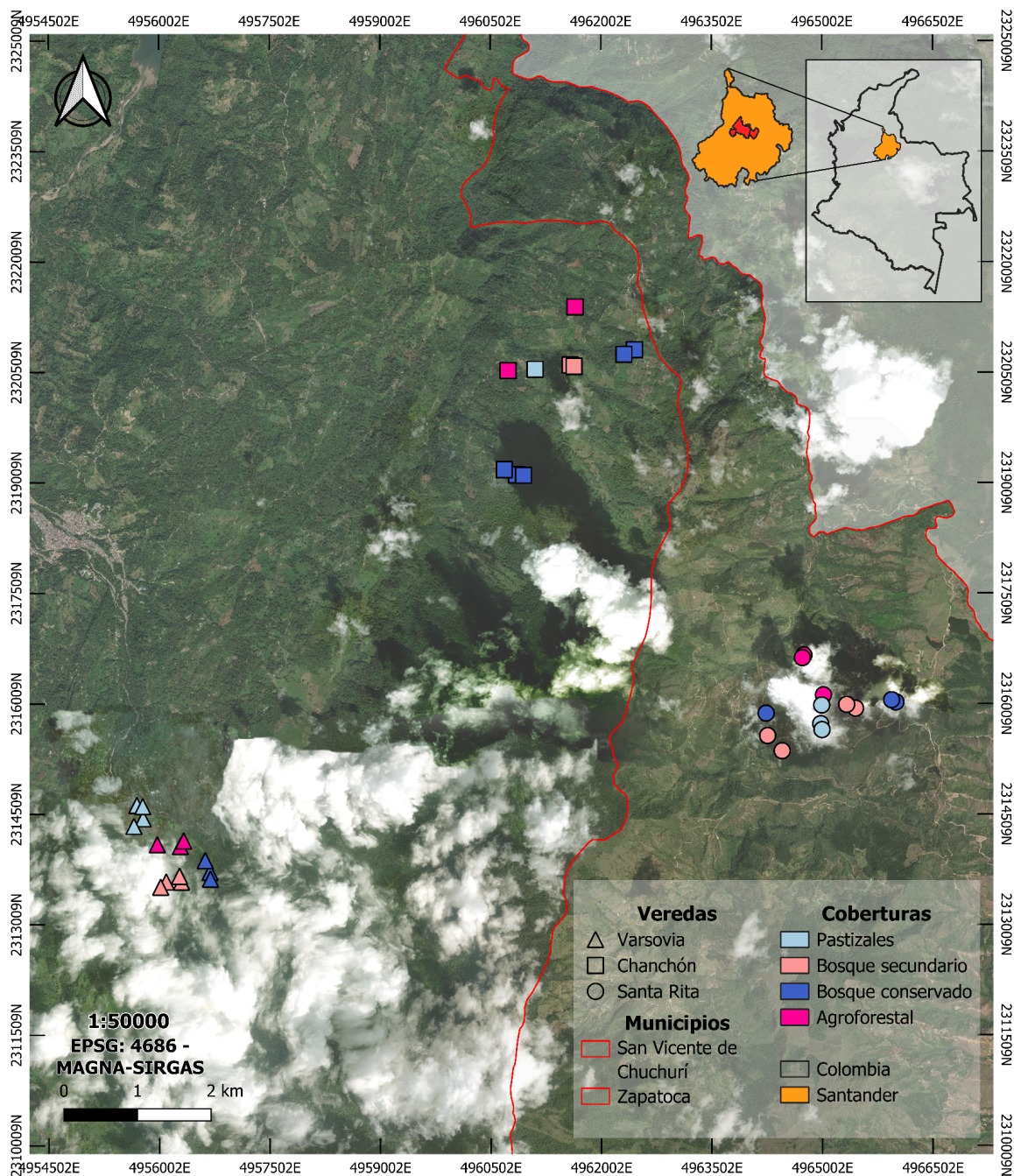
Los sitios de muestreo se ubican en las veredas Chanchón, Varsovia ubicada en el municipio de San Vicente de Chucurí y Santa Rita ubicada en el municipio de Zapatoca, Santander (Figura 1). En cada sitio de muestreo se realizaron muestreos acústicos y visuales en sitios que incluían coberturas: Bosque conservado (Bc), Bosque secundario (Bs), Agroforestal (Af) y Pastizales (P).

Para este trabajo, se instalaron grabadoras en 38 sitios. Se ubicaron en 29 de las 40 parcelas de vegetación estudiadas por Díaz-Rueda et al., 2025, distribuidas en las siguientes coberturas: 11 Bosque conservado, 10 Bosque secundario y 8 en Agroforestal. Además, se

incluyeron 9 parcelas adicionales para representar la cobertura de Pastizales. La separación mínima entre parcelas fue de 100 m.

Figura 1.

Área de estudio



Nota. Mapa del área de estudio ubicada en el sector Norte de la Serranía de los Yariquíes, entre los municipios San Vicente de Chuchurí y Zapatoca.

3.2 Diseño de muestreo

3.2.1 *Búsqueda Activa (BA)*

Los datos del estudio se recolectaron en el marco del macroproyecto “Transiciones socioecológicas de los paisajes de los andes nororientales: conectando conocimiento para la conservación de la diversidad y el desarrollo rural resiliente” desarrollado en el norte de la Serranía de los Yariguíes.

Los datos de la Búsqueda activa se recolectaron dentro del macroproyecto. Este método consistió en realizar tres visitas a cada localidad de estudio, durante las cuales dos personas monitorearon cada una de las parcelas durante aproximadamente una hora en periodos diurnos y nocturnos. El esfuerzo total de muestreo alcanzó alrededor de 216 horas por persona. A partir de la información obtenida sobre la composición de anuros en cada sitio, se construyeron matrices de presencia y ausencia para cada especie detectada.

3.2.2 *Monitoreo Acústico Pasivo*

Se instalaron dispositivos Audiomoth v1.2.0 en cada uno de los 38 sitios durante periodos entre 21 a 45 días. Las grabaciones se realizaron entre noviembre de 2021 y diciembre de 2023, con mayor frecuencia entre mayo y octubre de los años 2022 al 2023. Cada grabación se tomó con una frecuencia de muestreo de 48KHz, con una duración de 1 minuto y se llevó a cabo cada 10 minutos durante las 24 horas. En total, se obtuvieron aproximadamente 190.000 grabaciones en formato “.wav”.

Las grabaciones se cargaron a la plataforma en línea Arbimon (Aide et al., 2013) para su procesamiento. Posteriormente, se generaron listas de reproducción que agruparon las grabaciones nocturnas (17:00 a 05:59) y diurnas (6:00 a 16:59) según las coberturas en cada uno de los sitios evaluados, con el fin de detectar especies con diferentes patrones de actividad.

Para la detección de las vocalizaciones el primer paso consistió en la creación de plantillas de vocalizaciones para cada una de las especies de anuros presentes en el área de estudio. Para ello, en la plataforma Arbimon se seleccionaron fragmentos de audio que contienen las vocalizaciones de referencia, desde la vista del espectrograma. Estas plantillas fueron posteriormente empleadas en el análisis de *Pattern Matching* (LeBien et al., 2020) para detectar vocalizaciones en los archivos de audio.

El análisis de *Pattern Matching* se llevó a cabo en el software Arbimon, empleando un umbral de correlación de 0.1 para cada búsqueda y permitiendo una única coincidencia por grabación. Este método se basa en la comparación de espectrogramas mediante un algoritmo de correlación cruzada normalizada, que evalúa la similitud entre la plantilla y los espectrogramas analizados, identificando coincidencias a partir de su similitud en el dominio tiempo-frecuencia (LeBien et al., 2020). Un umbral bajo (0.1) hace que el algoritmo sea más permisivo, lo que facilita la detección de variaciones naturales en las vocalizaciones de las especies (Rainforest Connection, 2024). Este análisis se emplea para evaluar la precisión de los cantos analizados según la similaridad encontrada por el programa. Dado que el análisis puede generar tanto coincidencias verdaderas como falsos positivos, los resultados obtenidos mediante el *Pattern Matching* fueron validados manualmente. Para ello, se compararon los audios detectados con las vocalizaciones de las especies mediante una inspección visual del espectrograma y auditiva. Este proceso permitió confirmar la presencia de las especies o descartar registros erróneos, garantizando una mayor fiabilidad en la identificación. La validación se realizó directamente en las listas de reproducción previamente generadas para cada cobertura.

3.3 Análisis de datos

3.3.1 Comparación de métodos

3.3.1.1 Cálculo de riqueza y comparación. Para evaluar la diferencia en la detección de la riqueza mediante los métodos de monitoreo activo y acústico pasivo, se siguió el enfoque analítico propuesto por Carvalho et al., 2023. Se generaron curvas de rarefacción y extrapolación para cada una de las cuatro coberturas, basándose en la presencia o ausencia de las especies de ranas según el listado. La estimación de la riqueza se realizó a partir de datos de incidencia, empleando el método implementado en el paquete iNEXT (Hsieh et al., 2016) en R (R Core Team, 2024) facilitando la comparación de la riqueza estimada entre métodos (Haram et al., 2023).

Se verificó la presencia de diferencias significativas comparando los intervalos de confianza calculados por el análisis. Estos intervalos fueron obtenidos a partir de 200 réplicas de bootstrap y un intervalo de confianza del 84% (MacGregor-Fors & Payton, 2013). El análisis se centró exclusivamente en la riqueza, utilizando los números de Hill para el orden $q=0$ (Chao et al., 2014).

3.3.1.2 Similaridad entre los métodos. Dado que se pueden obtener sitios con una riqueza igual obtenida por ambos métodos, pero una composición diferente de especies, es importante analizar la complementariedad de los métodos (Boullhesen et al., 2021). No obstante, los resultados se expresaron en términos de similaridad.

El análisis de similaridad se llevó a cabo utilizando el índice de 1-Sorensen para comparar la composición obtenida por los dos métodos en cada parcela, considerando su cobertura. Este índice se puede expresar con la siguiente fórmula:

$$1 - \left(\frac{2c}{a+b} * 100 \right)$$

(Muñoz et al., 2013)

a = Número de especies detectadas por MAP

b = Número de especies detectadas por BA

c = Número de especies detectadas por los dos métodos

3.3.2 Patrones de actividad acústica por especie

Para analizar los patrones de actividad acústica de los anuros, se realizó un procesamiento de los datos obtenidos a partir de las grabaciones. En primer lugar, se filtraron las grabaciones, conservando únicamente aquellas en las que se encontraba presente alguna de las especies evaluadas. Posteriormente, los registros fueron organizados de acuerdo con la hora en la que se detectó actividad. Además, los datos se agruparon por especie.

Con esta información se generaron dos tipos de visualizaciones. La primera es un gráfico que representa la intensidad de la actividad acústica de cada especie a lo largo del día, donde los colores más oscuros indican un mayor número de registros en una determinada franja horaria. La segunda consiste en una estimación de densidad de Kernel, que proporciona una representación continua de la frecuencia con la que las especies vocalizan a lo largo del día.

3.3.3 Representatividad temporal del muestreo

Para evaluar la representatividad temporal del muestreo, se adaptó el enfoque propuesto por Anunciação et al., (2022) con el objetivo de estimar el número de días necesarios para alcanzar el 90% de la riqueza de especies en cada parcela. Inicialmente, las grabaciones fueron seleccionadas y agrupadas según la fecha de muestreo, la cobertura vegetal y la riqueza de especies asociada a cada parcela.

Posteriormente, se generaron dos tipos de análisis. Primero, a nivel de parcela dentro de cada cobertura, se realizaron curvas de acumulación de especies mediante la aleatorización de los datos correspondientes a los días de muestreo. A partir de estas curvas, se determinó el tiempo estimado para alcanzar el 90% de la riqueza estimada en cada parcela. Estos valores

fueron representados mediante diagramas de boxplot, que muestran la variabilidad en el tiempo necesario para alcanzar dicho umbral según la cobertura.

En segundo lugar, se realizaron curvas de acumulación de especies a nivel de cobertura, sin diferenciar las parcelas de forma individual. Para ello, se consolidaron los datos considerando los días en los que cada especie estuvo presente en una cobertura específica. Con estas curvas, se identificó el tiempo estimado que toma por cada cobertura para alcanzar el 90% de su riqueza total, permitiendo así comparar los resultados.

Todos los análisis y gráficos se realizaron en el programa R (R Core Team, 2024). Se emplearon los siguientes paquetes y sus respectivas funciones principales: “iNext” (Hsieh et al., 2016) para generar curvas de acumulación y estimación de la riqueza; “betapart” (Baselga et al., 2023) para calcular índices de similaridad; “tidyverse” (Wickham et al., 2019) para la manipulación y organización de datos; “vegan” (Oksanen et al., 2024) para estimaciones de curvas de acumulación temporal; “ggplot2” (Wickham, 2016) y “ggridges” (Wilke, 2024) para la visualización de resultados mediante gráficos.

4. Resultados

4.1 Cálculo de riqueza y comparación

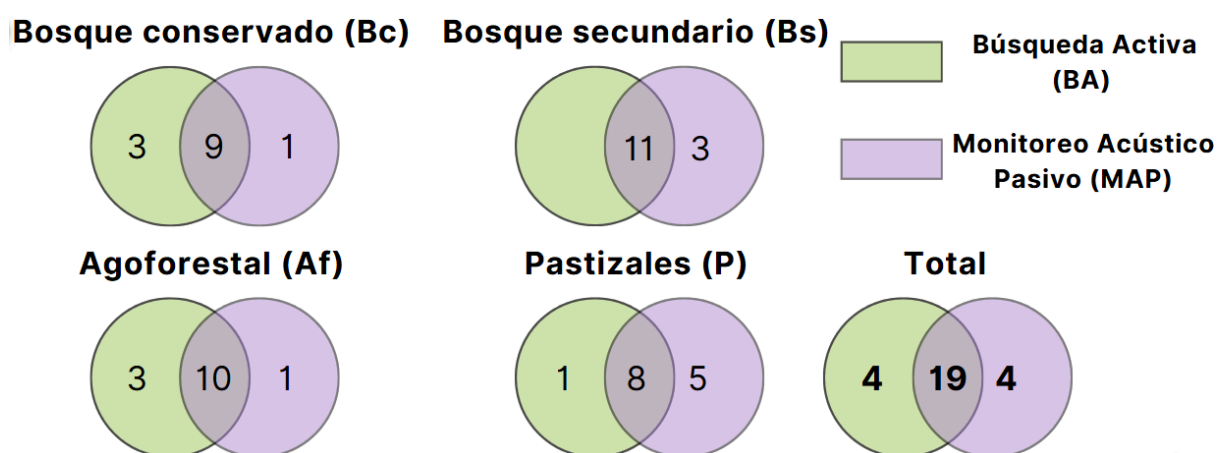
El análisis de la detección acústica se basó en la validación de 5.792 grabaciones. En total, se registró una riqueza de 27 especies de anuros (Fig. 2). De estas, 23 fueron detectadas mediante Monitoreo Acústico Pasivo (MAP) y 23 por Búsqueda Activa (BA). Cada método permitió identificar 4 especies exclusivas: *Agalychnis terranova*, *Engystomops pustulosus*, *Leptodactylus fuscus* y *Scinax rostratus* mediante MAP, mientras que *Pristimantis gaigei*, *Pristimantis lutitus*, *Rhinella alata*, y *Strabomantis ingeri* fueron exclusivas de BA.

Al analizar la riqueza según la cobertura vegetal, se encontraron los siguientes resultados (Fig. 2): en el Bosque conservado se identificaron 13 especies, de las cuales 9 se

detectaron por MAP y 12 por BA; en el Bosque secundario un total de 13 especies, todas detectadas por MAP, mientras que 11 se detectaron por BA; en el Agroforestal identificaron 13 especies, de las cuales 11 se detectaron por MAP y 13 por BA; y en los Pastizales se identificaron 14 especies de las cuales 13 se detectaron por MAP y 11 por BA. En el apéndice A se muestra específicamente las especies detectadas por cada uno de los métodos de monitoreo en las diferentes coberturas, indicando además en cuántas parcelas de dichas coberturas se encontraban presentes. Aunque cada método detectó especies únicas en cada cobertura, con excepción de la BA en el Bosque secundario, la cantidad de especies exclusivas es proporcionalmente baja en comparación con el total registrado por cobertura.

Figura 2.

Distribución de la riqueza de especies según el método de monitoreo



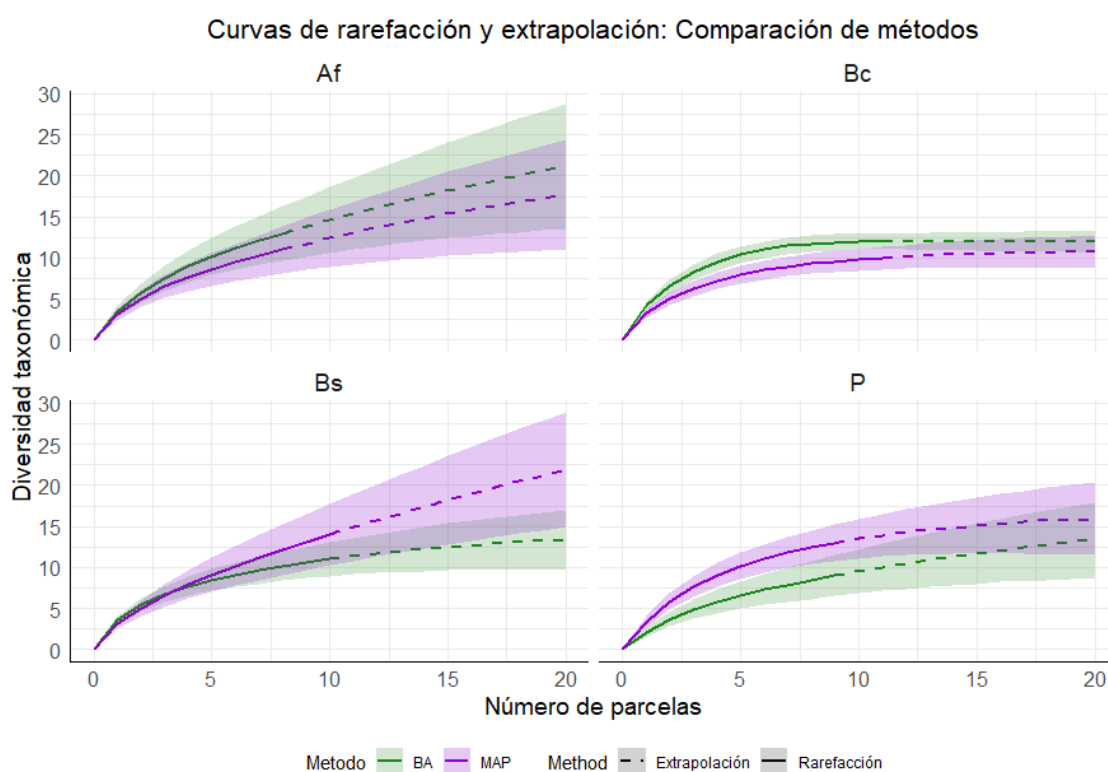
Nota. Los diagramas de Venn muestran la riqueza de especies encontrada por cada uno de los métodos de monitoreo en las diferentes coberturas, además de el resultado de riqueza general. Las áreas superpuestas indican el número de especies detectadas por ambos métodos, mientras que las áreas exclusivas representan el número de especies detectado únicamente por uno de los métodos.

Los valores de riqueza reportados para el Monitoreo Acústico Pasivo y la Búsqueda Activa analizados para el orden $q=0$ de los números de Hill, generaron estimaciones extrapoladas de la riqueza indicando límites inferior y superior para cada método en función

de su cobertura (Apéndice B). Los resultados muestran una superposición de los rangos de riqueza (límite inferior - límite superior) entre ambos métodos en todas las coberturas, indicando la ausencia de diferencias significativas. No obstante, se observan variaciones menores en la detección, con una ventaja del MAP en Bosque secundario y Pastizales, mientras que la BA presenta mayor detección en Bosque conservado y Agroforestales. Esto se puede visualizar en la Fig. 3.

Figura 3.

Curvas de rarefacción y extrapolación de la riqueza de especies según el método de monitoreo



Nota. Las gráficas representan la rarefacción y extrapolación de la riqueza de especies en cada cobertura, utilizando los números de Hill para el orden $q=0$ (Chao et al., 2014).

4.2 Similitud entre los métodos

El análisis de similitud (Fig. 4) reveló un promedio de similitud en la composición de especies superior al 60% en todas las coberturas. Este valor fue especialmente alto en el Bosque conservado y Bosque secundario (>75%) se observó mayor similitud en la composición de la riqueza obtenida por ambos métodos en los diferentes sitios. Por otro lado, en los Pastizales y Agroforestal (>60%) se identificaron parcelas, Santa Rita 11 y Santa Rita 15, respectivamente, donde los dos métodos detectaron una composición de especies diferente, lo que resultó en un índice igual a cero. (Fig. 4).

Figura 4.

Comparación de la similitud entre los métodos de monitoreo en las diferentes parcelas de acuerdo a su cobertura vegetal



Nota. El boxplot muestra la similitud calculada a través del índice de 1-Sorensen entre los métodos de monitoreo, BA y MAP, en cada cobertura vegetal. Cada caja representa la variabilidad en la similitud entre sitios.

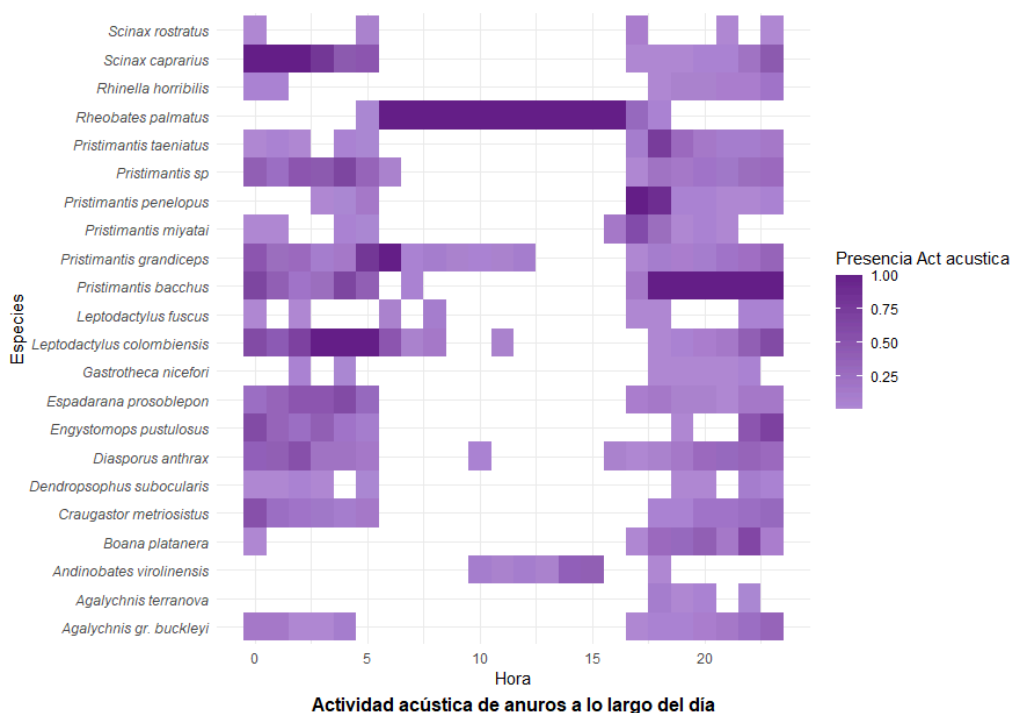
4.3 Patrones de actividad acústica por especie

El análisis de los patrones de actividad muestra que la mayoría de especies presentan actividad concentrada entre las 17:00 y las 05:00. No obstante, algunas especies, como: *Pristimantis grandiceps*, *Leptodactylus colombiensis*, *Rheobates palmatus* y *Andinobates virolinensis* exhiben patrones fuera de ese rango; *R. palmatus* y *A. virolinensis* registraron una actividad predominantemente diurna, mientras que *P. grandiceps*, *L. colombiensis* registran un comportamiento bimodal, con actividad tanto en un horario diurno como nocturno. La figura 5 presenta el rango de actividad acústica durante 24 horas de las 22 especies detectadas mediante Monitoreo Acústico Pasivo.

En cuanto a los picos de actividad, se identifican dos patrones destacados: un picos entre las 17:00 - 20:00 horas y otro entre las 01:00 - 03:00 horas. Cabe destacar que *Rulyrana adiazeta* fue excluida de estos análisis, ya que solo se registró en una grabación, lo que se considera insuficiente para determinar su patrón de actividad acústica.

Figura 5.

Rangos horarios de actividad de las diferentes especies



Nota. El atributo “Presencia Act acústica” en el gráfico representa la actividad acústica de las especies de manera proporcional. Los tonos más oscuros indican una mayor concentración de observaciones en un intervalo horario específico, mientras que los tonos más claros reflejan una menor actividad registrada a partir de los datos encontrados por cada especie.

4.4 Representatividad temporal del muestreo

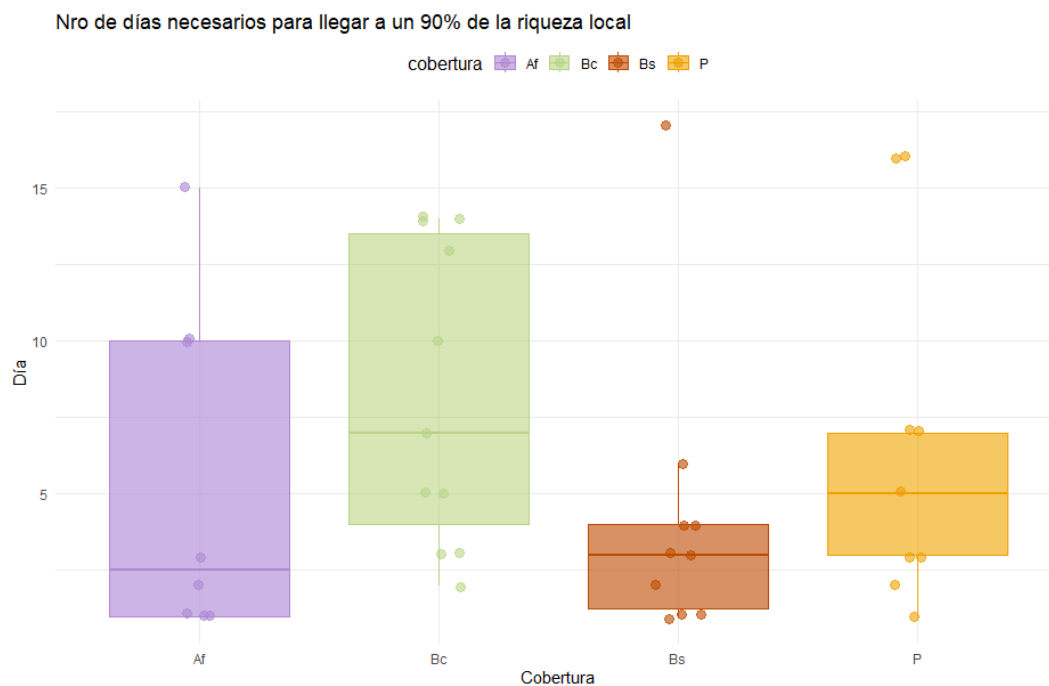
La estimación temporal basada en los días de grabación en las parcelas de las diferentes coberturas (Fig. 6) muestra que con un promedio de 13 días de grabaciones es posible detectar el 90% de la riqueza de especies mediante MAP. Ninguna de las parcelas en las cuatro coberturas evaluadas tomó más de 20 días en alcanzar este umbral.

También se evidencian diferencias en los tiempos requeridos según el tipo de cobertura. Las coberturas Agroforestal, Bosque secundario y Pastizales presentan, en general, un menor número de días para alcanzar el umbral de riqueza, mientras las parcelas del Bosque conservado muestran un rango de días necesarios más amplio, entre tres a dieciséis días. Es importante mencionar puntos que parecen representar outliers respecto al resto de los resultados: tres en los Pastizales y uno en el Bosque secundario.

Por otra parte, en la evaluación del tiempo necesario para alcanzar el 90% de la riqueza en cada cobertura (Fig. 7), se observó que los Pastizales requerían el menor tiempo, con un promedio de 32 días, seguidos por el Bosque secundario con 35 días y el Bosque conservado con 40 días. En contraste, la cobertura Agroforestal presentó el mayor tiempo requiriendo 59 días para alcanzar 90% de la riqueza a nivel de parcela.

Figura 6.

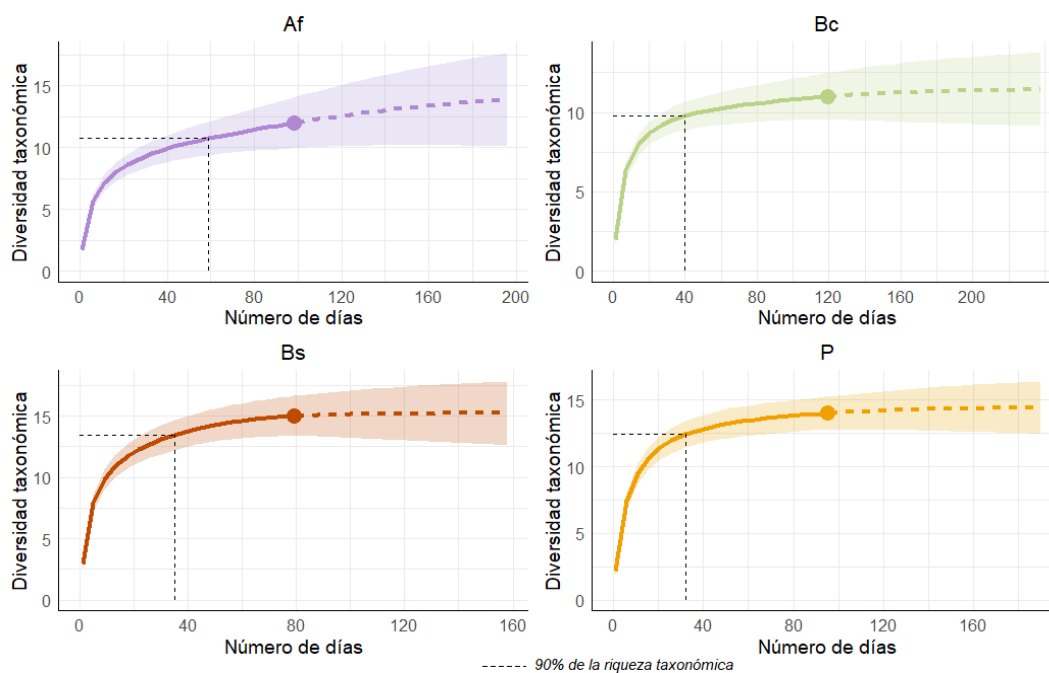
Tiempo necesario para alcanzar 90% de riqueza de especies por parcela de acuerdo a su cobertura



Nota. El diagrama de boxplot muestra el número de días requeridos para alcanzar el umbral de riqueza por cada una de las parcelas de acuerdo a su cobertura vegetal.

Figura 7.

Tiempo necesario para alcanzar 90% de riqueza de especies al nivel de cobertura



Nota. El gráfico representa el número de días requeridos para alcanzar el 90% de la riqueza de especies usando todas las parcelas por cobertura.

5. Discusión

Los resultados obtenidos demuestran la efectividad del Monitoreo Acústico Pasivo (MAP) para caracterizar la diversidad y composición de la anurofauna, aunque su rendimiento varía según las coberturas. El MAP registró un mayor número de especies respecto a la Búsqueda Activa (BA) en Pastizales y Bosque secundario, mientras que la BA mostró mejores resultados en Bosque conservado y Agroforestales, aunque estas diferencias no fueron estadísticamente significativas. Adicionalmente, el MAP permitió cuantificar los patrones de actividad de las diferentes especies. Finalmente, gracias a la información obtenida y su análisis, este estudio permite generar recomendaciones para futuros inventarios de la anurofauna usando MAP en términos de tiempo de muestreo.

5.1 Similitud entre los métodos para la detección de las especies y estimación de diversidad

La evaluación de la riqueza de anuros mediante el MAP y la BA no mostró diferencias significativas en la detección total ni en las distintas coberturas. Este resultado contrasta con lo reportado por Shapland (2023), quien encontró que la BA tiene un mejor desempeño al permitir detectar un mayor número de especies en comparación con el MAP en un bosque de tierras bajas. No obstante, las diferencias menores encontradas en este estudio brindan una perspectiva importante sobre la efectividad y similitud de ambos métodos para un muestreo más completo de la composición de especies. Esto concuerda con Boullhesen et al., (2021), quienes señalaron que el MAP es una herramienta confiable para evaluar la diversidad de anuros, pero de igual manera recomiendan combinarlo con la BA para una caracterización más precisa.

En términos generales, las diferencias radican en especies detectadas exclusivamente por cada método. El MAP permitió detectar especies como *Agalychnis terranova*,

Engystomops pustulosus, *Leptodactylus fuscus* y *Scinax rostratus*, mientras que la BA permitió detectar las especies *Pristimantis gaigei*, *Pristimantis lutitus*, *Rhinella alata*, y *Strabomantis ingeri*. En el caso de *A. terranova* aunque no fue registrada dentro de las parcelas mediante BA, sí fue observada en al menos una ocasión por este método en áreas cercanas.

A nivel de coberturas vegetales, el MAP resultó más eficiente en Pastizales y Bosque secundario, mientras que la BA mostró mejores resultados en Bosque conservado y Agroforestal. Estas diferencias se reflejan tanto en la riqueza total como en las especies exclusivas registradas por cada método.

En regiones tropicales, muchas especies de anuros presentan patrones de reproducción explosiva, caracterizados por breves periodos de reproducción masiva asociados a charcos temporales (Muñoz-Guerrero et al., 2007; Ulloa et al., 2019). Este comportamiento podría explicar la mayor eficiencia del MAP en los Pastizales, donde algunas parcelas presentan humedales, además de ser zonas de inundaciones temporales. Estas condiciones permiten la aparición masiva de ciertas especies en períodos breves, lo que pudo haber impedido su detección durante la BA.

Un ejemplo claro es *E. pustulosus*, cuya actividad de apareamiento y vocalización está estrechamente ligada a la presencia de cuerpos de agua (Halfwerk et al., 2017). De manera similar, *L. fuscus*, registrada en una de las parcelas de Pastizales, ha sido documentada por su actividad reproductiva en charcos temporales (Lucas et al., 2008). Otro caso es *S. caprarius*, especie sobre la cual se tiene poca información respecto a su biología reproductiva, pero que, al igual que otros miembros del género *Scinax* (Mayorga, 2021), parece presentar reproducción explosiva asociada a cuerpos de agua temporales, lo que concuerda con su detección exclusiva por MAP en los Pastizales.

En el caso del Bosque secundario, un atributo importante que influyó en la detección de especies fue la presencia de un cuerpo de agua temporal en una parcela cercana al borde del bosque. En esta parcela, se registraron *S. rostratus* y *A. terranova*, ambas especies asociadas a cuerpos de aguas temporales por varios estudios (Angarita-Sierra, 2014; Muñoz-Guerrero et al., 2007; Rivera-Correa et al., 2013). Este hallazgo coincide con lo mencionado previamente sobre la influencia de los cuerpos de agua en la presencia de ciertas especies (Abrunhosa et al., 2006) y refuerza la tendencia observada en el género *Scinax*, vinculado a estos hábitats (Mayorga, 2021).

La estructura de la cobertura vegetal afecta considerablemente la detectabilidad de señales acústicas de las especies (Hurley, 2023). La menor eficiencia del MAP en el Bosque conservado concuerda con lo descrito por Darras et al., 2016, quienes señalan que el alto ruido ambiental nocturno y la complejidad estructural dificultan la detectabilidad acústica en este tipo de cobertura. Esta complejidad estructural ha sido documentada en el área de estudio por Díaz-Rueda et al. (2025), lo que respalda la menor detectabilidad encontrada. Además, en esta cobertura se registró *S. ingeri*, la única especie del estudio sin actividad acústica detectada, lo que sugiere que podría tratarse de una especie sin vocalización. Esto es coherente con la literatura, ya que, dentro del género *Strabomantis*, compuesto por 17 especies, sólo *S. bufoniformis* cuenta con vocalización registrada (Ibañez et al., 2009).

En Agroforestales, aunque se esperaba una buena detección acústica debido a su menor complejidad estructural (Darras et al., 2016), los resultados de este estudio muestran una tendencia diferente. La ausencia de cuerpos de agua parece haber limitado la actividad acústica de especies como *B. platanera* y *D. subocularis*, cuyos cantos no se detectaron al realizar la búsqueda por *Pattern matching*. Sin embargo, ambas especies sí fueron registradas mediante BA, lo que sugiere que, aunque estuvieron presentes en la cobertura, su actividad vocal fue reducida o nula. En contraste, estas especies sí mostraron actividad acústica en

parcelas del Bosque secundario y Pastizales, donde documentó la presencia de cuerpos de agua. En el caso de *B. platanera* es un comportamiento previamente reportado (Escalona et al., 2021), lo que refuerza la hipótesis de su dependencia de cuerpos de agua para la emisión de cantos.

Para el caso de las especies, *P. gaigei*, *P. lutitus* y *R. alata* no fueron detectadas mediante las búsquedas con el MAP. Algunas investigaciones sugieren que la detectabilidad acústica de ciertas especies puede verse afectada por propiedades de su canto (Wiley & Richards, 1978; Hurley, 2023). En el caso de *P. gaigei* y *P. lutitus* por observación personal de sus cantos, se considera que una alta frecuencia y baja amplitud de su canto afectan su detectabilidad. Además, la cobertura en las que fueron registradas mediante BA (Agroforestal y Bosque conservado, respectivamente) pudo haber influido negativamente en su detectabilidad acústica. Por otro lado, *R. alata* fue registrada por la BA lejos de los cuerpos de agua, lo que podría explicar su ausencia en los registros del MAP. Estudios previos asocian su actividad reproductiva y emisión de cantos de esta especie a la presencia de cuerpos de agua como estanques o pozos (Dos Santos et al., 2015), lo que sugiere que su comportamiento acústico está fuertemente ligado a estos hábitats.

En cuanto a la similitud en la composición de especies detectada por ambos métodos, se observó un porcentaje alto, superior al 60%, en todas las coberturas. Sin embargo, la presencia de especies exclusivas para cada método indica que ninguno de los dos, por sí solo logra representar completamente la comunidad de anuros en el área de estudio. La eficiencia de estos métodos para detectar la composición de especies ha sido ampliamente discutida en la literatura, evidenciándose variaciones según el contexto ecológico.

Algunos estudios han demostrado que la BA es significativamente más eficiente que el MAP para la detección de especies (Shapland, 2023; Velasco & Nunes, 2024). Sin embargo, otros estudios no han encontrado diferencias significativas entre ambos métodos o,

por el contrario, destacan al MAP como una estrategia más eficiente para el registro de especies vocalmente activas (Boullhesen et al., 2021; Melo et al., 2021).

A pesar de estas diferencias, la mayoría de los estudios coinciden en que la combinación de ambos métodos es clave para obtener una estimación más completa de la riqueza de especies (Boullhesen et al., 2021; Shapland, 2023; Velasco & Nunes, 2024). Por ejemplo, Shapland (2023) destaca el MAP como una herramienta eficiente para especies arbóreas, mientras que Boullhesen et al. (2021) lo recomiendan para especies críticas y con reproducción explosiva, aumentando su efectividad en monitoreos de mayor duración (Velasco & Nunes, 2024). Estos hallazgos refuerzan la importancia de emplear ambos métodos de manera complementaria.

En el caso específico de las parcelas Santa Rita 11 y 15, en las cuales no se encontraron especies en común entre ambos métodos, esto puede deberse a individuos aislados que cantaron solo en periodos determinados (un solo día) y a la dificultad de registrar individuos de *Pristimantis miyatai* en los espectrogramas a través de *Pattern matching*.

Por lo tanto, aunque la similaridad en la composición detectada es alta, la implementación conjunta de ambas estrategias resulta clave. Sin el uso complementario de estos métodos, especies como *A. terranova* y *S. ingeri*, así como cualquiera de las encontradas exclusivamente por algún método en las distintas coberturas, podrían no haber pasado desapercibida debido a las limitaciones inherentes de cada técnica, discutidas anteriormente. Esto significa la importancia de emplear ambos enfoques para evitar un muestreo incompleto de la anurofauna.

5.2 Patrones de actividad acústica por especie

El MAP permitió identificar patrones de actividad acústica de las especies, evidenciando un comportamiento predominante nocturno entre las 17:00 y las 05:00, con picos de mayor intensidad entre las 17:00-20:00 y 01:00-03:00. Aunque diversos estudios han documentado la actividad acústica nocturna en anuros (De Araújo et al., 2024; Mejía-Cepeda et al., 2024; Melo et al., 2021), los resultados obtenidos difieren de lo reportado por Melo et al., 2021, quien identificó un pico entre las 20:00 y las 21:00. Si bien en ese intervalo se registró actividad, no correspondió al periodo de mayor intensidad. Por otro lado, los hallazgos coinciden con lo reportado por De Araújo et al., 2024, quien clasificó las especies en función de su actividad horaria y observó que aquellas asociadas a cuerpos de agua lénticos presentaban un patrón entre las 17:00 y las 03:00. Esta similitud sugiere que la presencia de cuerpos de agua en algunas parcelas Bosque secundario y Pastizales al influir en la composición de especies, en consecuencia se reflejó en los patrones de actividad registrados.

Al comparar la composición de especies activas en Bosque secundario y Pastizales con las de Bosque conservado y Agroforestal (Apéndice A), se encontró que estos últimos difieren únicamente en cuatro especies, incluyendo dos con patrones de actividad particulares. Esto sugiere que la estructura del paisaje a la que se encuentran asociadas la mayoría de las especies influye en su actividad vocal, en concordancia con lo reportado en la literatura.

En cuanto a las especies con patrones de actividad diferentes a la mayoría, se tiene a aquellas especies en las que se encontró un patrón de actividad diurna: *R. palmatus* y *A. virolinensis*. El patrón de actividad de *R. palmatus* ha sido previamente descrito como diurno, con actividad entre 05:00 y 18:00 (Lüddecke, 1999), tal cual lo reportado en este trabajo; en cuanto a *A. virolinensis*, no hay trabajos que reporten su patrón de actividad, sin embargo, diversas publicaciones han documentado actividad diurna en otras especies de la

familia Dendrobatidae (Hurme et al., 2003; Mejía-Cepeda et al., 2024). Por otro lado, se identificaron especies con un patrón bimodal, presentando actividad tanto nocturna como diurna: *P. grandiceps* y *L. colombiensis*. No se encontraron registros previos que describan los horarios de actividad acústica de estas especies; sin embargo, se ha reportado sobre otras especies de *Pristimantis* y terraranas estos patrones de vocalización (Akmentins et al., 2015; Cuellar-Valencia et al., 2024; Holzheuser & Merino-Viteri, 2019), lo que sugiere que este grupo, al que también pertenece *P. grandiceps*, puede presentar dinámicas similares. De igual manera, se han reportado estos patrones en el género *Leptodactylus* (Van Sluys et al., 2012). En ambos casos, se ha atribuido esta variabilidad en la actividad acústica a cambios en las condiciones ambientales, como la humedad y la temperatura.

5.3 Representatividad temporal del muestreo

El Bosque conservado presenta el mayor tiempo en promedio necesario para alcanzar el 90% de las especies en sus parcelas y, a nivel general, es la segunda cobertura con el mayor tiempo estimado, con un total de 40 días. Este resultado podría explicarse por su alta complejidad estructural y el alto ruido ambiental, factores que pueden dificultar la detección de algunas especies (Darras et al., 2016). Por otro lado, aunque en la cobertura Agroforestal esta diferencia no es tan evidente a nivel de parcelas, sí lo es teniendo en cuenta todas. Esta cobertura requiere más tiempo para alcanzar el 90% de las especies, con una estimación de 59 días, lo que podría estar relacionado con la reproducción masiva previamente mencionada en la sección 5.1.

Otro aspecto clave a considerar es la rareza de las especies y su impacto en los tiempos de muestreo, tanto a nivel de parcelas como a nivel de cobertura. Según Rabinowitz (1981), la rareza puede depender del rango geográfico, la especificidad de hábitat y el tamaño local de la población. A nivel acústico, la detectabilidad varía entre especies según factores

como la periodicidad, amplitud del canto y la formación de coros (De Solla et al., 2005; Hurley, 2023). En este estudio, la rareza de algunas especies, posiblemente influenciada por su baja abundancia y/o características vocales, afectó su detectabilidad, lo que influyó en los tiempos estimados para alcanzar el umbral del 90% de la riqueza.

En el caso de la cobertura Agroforestal, se observa una discrepancia proporcional entre los tiempos requeridos a nivel de parcelas y el total estimado para la cobertura. Mientras que los tiempos de detección en las parcelas individuales no parecían ser particularmente elevados, la acumulación de especies raras (con baja detectabilidad) en distintas parcelas prolongó el tiempo estimado necesario para alcanzar el 90% de la riqueza a nivel de la cobertura agroforestal. Si bien al analizar individualmente cada parcela se identifican algunos que representan parcelas influenciadas por especies de baja frecuencia de detección, al unir estos datos el comportamiento de registro se torna más estable (Fig. 7). La presencia de especies con detecciones extremadamente bajas, como *R. adiazeta* y *L. fuscus* (Apéndice A), registradas solo un día cada una, sugiere que la dinámica de detección al generalizar la cobertura estuvo influenciada por especies con cantos menos conspicuos. En particular, *L. fuscus* fue detectada únicamente por MAP en dos parcelas de diferentes localidades, lo que podría indicar la presencia de individuos aislados, posiblemente errantes.

Por otro lado, en Bosque conservado, el mayor tiempo requerido para alcanzar el 90% de las especies podría estar relacionado tanto a su complejidad estructural como con la presencia de especies con una distribución dispersa y registros poco frecuentes. Especies como *G. nicefori* y *A. virolinensis*, detectadas en múltiples parcelas pero con pocos días de registro en cada una, contribuyeron a prolongar el tiempo necesario para alcanzar el umbral de riqueza esperado. En el caso de *G. nicefori*, se ha documentado que algunas especies del género *Gastrotheca* pueden permanecer en silencio durante largos intervalos, lo que reduce las probabilidades de detección acústica (Duellman & Trueb, 2015). Por su parte, *A.*

virolinensis fue registrada en fragmentos del Bosque conservado con alta densidad de insectos diurnos cuyos cantos ocupan rangos de frecuencia similares, lo que dificultó su identificación mediante *Pattern matching* y generó múltiples falsos positivos. Este patrón se mantiene tanto a nivel de parcelas como de cobertura, consolidando al Bosque conservado como la segunda cobertura con el mayor tiempo estimado para alcanzar el 90% de las especies.

En contraste, en Bosque secundario y Pastizales, la detección de especies fue más homogénea, con menos valores atípicos que influyeran en los tiempos estimados. Los valores atípicos estuvieron limitados a casos específicos en ciertas parcelas, como la presencia de *P. penelopus* y *B. platanera* en Pastizales, o de *E. prosoblepon* y *D. anthrax* en Bosque secundario, lo que refuerza el papel de la rareza en la representatividad temporal del muestreo. A nivel general, estas dos coberturas presentaron los valores más bajos para alcanzar el umbral de riqueza debido a la mayor homogeneidad en la detección de especies a lo largo del período de muestreo.

Los resultados obtenidos en este estudio sugieren que la dinámica de acumulación en la detección de especies por MAP varía según la cobertura, reflejando diferencias tanto en la estructura del hábitat como en la actividad acústica de los anuros en cada sistema, es decir la detección depende de la naturaleza de las especies y su hábitat. Mientras que los Pastizales y el Bosque secundario el 90% de la riqueza se alcanzó en menos tiempo, en Bosque conservado y Agroforestal la progresión fue más lenta.

El estudio de Velasco & Nunes (2024) reportó que, con 18 días de Monitoreo Acústico Pasivo se obtuvo una representación adecuada de la riqueza de especies, registrando un total de 6 especies por este método. Por otro lado, Melo et al. (2021) reportaron que con 30 días se logró una detección más eficiente, alcanzando 21 especies con este método. Ambos estudios compararon sus estimaciones de riqueza con submuestras de menor duración. En el

presente estudio, tanto la riqueza encontrada mediante el MAP (Apéndice B) como el tiempo requerido para alcanzar el 90% de las especies varía según la cobertura. Al contrastar estos resultados, se observa que, además del sitio donde se realice el monitoreo, la composición de especies influye en el tiempo necesario para obtener una representación adecuada de la riqueza.

En general, los estudios coinciden en que el aumento del tiempo de monitoreo se asocia con mejores resultados en la detección de especies (Melo et al., 2021; Shapland, 2023; Velasco & Nunes, 2024). Los resultados de este estudio respaldan esta tendencia, ya que aunque el análisis a nivel de parcela indicó que en promedio 13 días de grabaciones son suficientes, los valores más altos, con estimaciones de 20 días (Fig. 6), representan el tiempo necesario para se lograr un muestreo completo de la composición de cada parcela.

Sin embargo, el número óptimo de días de muestreo también depende de la escala de análisis, la estructura del paisaje y el ensamblaje local (Fig. 7). Al considerar cada cobertura en su conjunto, el tiempo necesario para alcanzar el umbral de riqueza es mayor que al evaluarlas por parcelas. Esto indica que, para obtener un muestreo representativo, no basta con definir un número fijo de días por parcela, sino que es crucial distribuir estratégicamente el esfuerzo de muestreo en función de la complejidad de cada cobertura. De esta manera se asegura que el número total de días de grabación no solo a nivel de parcela sino de cobertura refleje la diversidad de la comunidad de anuros.

6. Conclusiones

Este estudio hace contribuciones relevantes para el estudio de la riqueza de anuros en Colombia al comparar el Monitoreo Acústico Pasivo (MAP) y la Búsqueda Activa (BA) en la zona norte de la Serranía de los Yarigués. La ausencia de diferencias significativas en la detección de especies entre métodos resalta su complementariedad y su potencial para ser integrados en programas de monitoreo a largo plazo. En particular, el MAP permite extender

la cobertura temporal del muestreo, facilitando la detección de especies con patrones reproductivos explosivos y aquellas con un grado de amenaza, como *P. bacchus*, *P. grandiceps* y *D. anthrax*. Además, el patrón claro de actividad acústica registrado entre las 17:00 y las 05:00 establece un periodo óptimo para maximizar la detección de especies en futuros estudios.

Los resultados de este trabajo respaldan el uso de MAP como una herramienta clave para estudios de biodiversidad en Colombia, donde la heterogeneidad del paisaje y las condiciones del terreno pueden dificultar la permanencia prolongada de los investigadores en ciertas zonas. Al reducir la necesidad de intervención directa, se facilita el monitoreo en zonas áreas de difícil acceso y la recolección de datos a gran escala sin alterar el comportamiento de las especies.

7. Recomendaciones

Es necesario utilizar ambos métodos de monitoreo tanto a nivel general como en las diferentes coberturas; no obstante, la proporción de esfuerzo dedicada al MAP o la BA dependerá en gran medida de las características del sitio donde se realice el estudio y las especies presentes allí. En coberturas como Bosque conservado o Agroforestal, donde la complejidad estructural y/o la ausencia de cuerpos de agua pueden dificultar la detección acústica, la BA puede ofrecer mejores resultados en comparación al MAP. En cambio, en Pastizales o Bosque secundario, el MAP puede desempeñar un papel más relevante. Por lo tanto, la elección del método no debe implicar la exclusión de uno sobre el otro, sino que debe considerarse como una estrategia complementaria que optimice la detección y caracterización de la anurofauna.

Para la implementación del MAP, se recomienda mayor revisión a los datos tomados entre las 17:00 y las 05:00, con especial énfasis en los picos de actividad entre 17:00 - 20:00

horas y las 01:00 - 03:00 horas, especialmente al monitorear especies asociadas a charcos temporales y cuerpos de agua distintos a ríos. Asimismo, se sugiere que la BA se realice principalmente en estos periodos clave, con el fin de maximizar la detección de especies. Adicionalmente, se sugiere que futuros estudios analicen la variación de los patrones de actividad acústica en función de cambios ambientales, como temperatura y humedad, especialmente en especies con un comportamiento bimodal, como fue el caso de: *P. grandiceps*, *L. colombiensis*.

Finalmente, para garantizar la eficiencia del MAP en el caso de realizar un muestreo por parcelas, se sugiere al menos 20 días de muestreo efectivo en cada una para lograr una estimación más precisa. Sin embargo, según las características de la cobertura este tiempo puede aumentar entre 32 días a 59 días dependiendo la heterogeneidad del paisaje y composición de las especies. Coberturas como Agroforestal y Bosque conservado requerirán un mayor periodo de muestreo.

Bibliografía

- Acosta-Galvis, A. R. (2025). Lista y mapas de distribución Anfibios Colombia - Lista de los anfibios de Colombia. *Batrachia*. Recuperado el 25 de febrero del 2025, de <https://www.batrachia.com/>
- Abrunhosa, P. A., Wogel, H., & Pombal, J. P. (2006). ANURAN TEMPORAL OCCUPANCY IN A TEMPORARY POND FROM THE ATLANTIC RAIN FOREST, SOUTH-EASTERN BRAZIL. *British Herpetological Society*, 16(2), 115-122. <https://doi.org/10.33256/thj1602.115122>
- 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>
- Akmentins, M. S., Pereyra, L. C., Sanabria, E. A., & Vaira, M. (2015). Patterns of daily and seasonal calling activity of a direct-developing frog of the subtropical Andean forests of Argentina. *Bioacoustics*, 24(2), 89-99. <https://doi.org/10.1080/09524622.2014.965217>
- Albornoz Espinel, M. M. (2016). *Distribución actual y potencial de los anfibios amenazados de la Cordillera Oriental Colombiana en un escenario de cambio climático: Implicaciones en la conservación* [Trabajo de Grado Pregrado, Universidad de Pamplona]. <http://repositoriodspace.unipamplona.edu.co/jspui/handle/20.500.12744/636>
- Angarita-Sierra, T. (2014). Diagnósis del estado de conservación del ensamble de anfibios y reptiles presentes en los ecosistemas de sabanas inundables de la cuenca del río Pauto, Casanare, Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 38(146), 53. <https://doi.org/10.18257/racefyn.40>
- Anuniação, 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>
- Arriaga-Jaramillo, F. G., Cuellar-Valencia, O. M., García-Gómez, I., Ceballos-Castro, I., Bolívar-García, W., Velásquez-Trujillo, D. A., Ortiz-Baez, A. S., & Ospina-Sarria, J. J. (2023). Acoustic segregation of five sympatric and syntopic species of genus *Pristimantis* (Anura: Strabomantidae) from Western Colombia. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 58(2), 275-282. <https://doi.org/10.1080/01650521.2021.1944758>
- Baselga, A., Orme, D., Villeger, S., Bortoli, J. D., Leprieur, F., Logez, M., Martinez-Santalla, S., Martin-Devasa, R., Gomez-Rodriguez, C., & Crujeiras, R. M. (2023). *betapart: Partitioning Beta Diversity into Turnover and Nestedness Components*. <https://CRAN.R-project.org/package=betapart>
- 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>
- Browning, E., Gibb, R., Glover-Kapfer, P., & Jones, K. E. (2017). *Passive acoustic monitoring in ecology and conservation: Vol. 1(2)*. WWF Conservation Technology Series.
- Cañas, J. S., Toro-Gómez, M. P., Sugai, L. S. M., Benítez Restrepo, H. D., Rudas, J., Posso Bautista, B., Toledo, L. F., Dena, S., Domingos, A. H. R., De Souza, F. L., Neckel-Oliveira, S., Da Rosa, A., Carvalho-Rocha, V., Bernardy, J. V., Sugai, J. L. M. M., Dos Santos, C. E., Bastos, R. P., Llusia, D., & Ulloa, J. S. (2023). A dataset for benchmarking Neotropical anuran calls identification in passive acoustic monitoring.

Scientific Data, 10(1), 771. <https://doi.org/10.1038/s41597-023-02666-2>

- Caro Melgarejo, D. P., Morales Puentes, M. E., Gil Novoa, J. E., Cuta Alarcón, L. E., Lozano Jácome, L. M., Escobar Alba, M. R., Castro Martínez, A. L., Gil Leguizamón, P. A., Villarreal Rueda, O. A., Moreno Mancilla, O. F., Morales Alba, A. F., Reyes Camargo, J. E., Cómbita Chivatá, J. L., Tocora Alonso, M. C., Meneses Gaviria, A. D., Muñoz Avila, J. A., Medina, W., Ovalle Pacheco, A. L., Trujillo, F., & Peñuela Díaz, G. (2018). *Revelando tesoros escondidos: Flora y fauna flanco oriental de la Serranía de Los Yariguíes*. UPTC. <https://doi.org/10.19053/978-958-660-333-1>
- Carvalho, W. D., Miguel, J. D., Da Silva Xavier, B., López-Baucells, A., De Castro, I. J., Hilário, R. R., De Toledo, J. J., Rocha, R., & Palmeirim, J. M. (2023). Complementarity between mist-netting and low-cost acoustic recorders to sample bats in Amazonian rainforests and savannahs. *Community Ecology*, 24(1), 47-60. <https://doi.org/10.1007/s42974-022-00131-5>
- 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>
- Chu, T.-C., Wu, M., Pohren, L., Haghjoo, B., Soman, C., & Lee, L. H. (2014). Molecular Identification of a Fungal Pathogen <i>Batrachochytrium dendrobatidis</i> and Its Impact on Urbanized New Jersey. *Advances in Microbiology*, 04(16), 1164-1173. <https://doi.org/10.4236/aim.2014.416126>
- 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>

- Cuellar-Valencia, O. M., Bolaños-Molina, B. E., & Bolívar-García, W. (2024). Exploring the acoustic diversity of Andean frogs in the Farallones de Cali National Natural Park, southwestern Colombia. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 59(3), 804-822. <https://doi.org/10.1080/01650521.2023.2266187>
- Darras, K., Pütz, P., Fahrurrozi, Rembold, K., & Tschardtke, T. (2016). Measuring sound detection spaces for acoustic animal sampling and monitoring. *Biological Conservation*, 201, 29-37. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.06.021>
- De Solla, S. R., Shirose, L. J., Fernie, K. J., Barrett, G. C., Brousseau, C. S., & Bishop, C. A. (2005). Effect of sampling effort and species detectability on volunteer based anuran monitoring programs. *Biological Conservation*, 121(4), 585-594. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.06.018>
- De Araújo, C. B., Lima, M. R., Albuquerque, P., Alquezar, R. D., Barreiros, M., Jardim, M., Gangenova, E., Machado, R. B., Phalan, B. T., Roos, A. L., Rosa, G. L. M., Saturnino, N., Simões, C. R., Torres, I. M. D., Varela, D., Zurano, J. P., Marques, P. A. M., & Dos Anjos, L. (2024). Acoustic monitoring of anurans and birds in tropical biomes. *Biotropica*, 56(3), e13307. <https://doi.org/10.1111/btp.13307>
- 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 Yariguíes (Santander, Colombia). *Colombia forestal*, 28(1), e22659. <https://doi.org/10.14483/2256201X.22659>
- Donegan, T. M., Avendaño, J. E., Briceño-L, E. R., Luna, J. C., Roa, C., Parra, R., & Turner, C. (2010). Aves de la Serranía de los Yariguíes y tierras bajas circundantes, Santander, Colombia. *Cotinga*, 32, 72-89.
- Donegan, T. M., Avendaño-C, J. E., Briceño-L, E. R., & Huertas, B. (2007). *Range extensions, taxonomic and ecological notes from Serranía de los Yariguíes,*

Colombia's new national park.

Dos Santos, S. P., Ibáñez, R., & Ron, S. R. (2015). Systematics of the *Rhinella margaritifera* complex (Anura, Bufonidae) from western Ecuador and Panama with insights in the biogeography of *Rhinella alata*. *ZooKeys*, 501, 109-145.

<https://doi.org/10.3897/zookeys.501.8604>

Duellman, W. E., & Trueb, L. (2015). *Marsupial Frogs: Gastrotheca and Allied Genera*.

Johns Hopkins University Press.

Escalona, M., Marca, E. L., Castellanos, M., Fouquet, A., Crawford, A. J., Rojas-Runjaic, F.

J. M., Giaretta, A. A., Señaris, J. C., & Castroviejo-Fisher, S. (2021). Integrative taxonomy reveals a new but common Neotropical treefrog, hidden under the name *Boana xerophylla*. *Zootaxa*, 4981(3). <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4981.3.1>

Frost, D. R. (2024). Amphibian Species of the World: an Online Reference (Version 6.2).

American Museum of Natural History. Recuperado el 25 de febrero del 2025, de <https://amphibiansoftheworld.amnh.org/index.php>

Halfwerk, W., Smit, J. A. H., Loning, H., Lea, A. M., Geipel, I., Ellers, J., & Ryan, M. J.

(2017). Environmental conditions limit attractiveness of a complex sexual signal in the túngara frog. *Nature Communications*, 8(1), 1891.

<https://doi.org/10.1038/s41467-017-02067-1>

Haram, L. E., Carlton, J. T., Centurioni, L., Choong, H., Cornwell, B., Crowley, M., Egger,

M., Hafner, J., Hormann, V., Lebreton, L., Maximenko, N., McCuller, M., Murray, C.,

Par, J., Shcherbina, A., Wright, C., & Ruiz, G. M. (2023). Extent and reproduction of coastal species on plastic debris in the North Pacific Subtropical Gyre. *Nature Ecology & Evolution*, 7(5), 687-697. <https://doi.org/10.1038/s41559-023-01997-y>

Hocking, D. J., & Babbitt, K. J. (2014). *Amphibian Contributions to Ecosystem Services*.

Holzheuser, C., & Merino-Viteri, A. (2019). Call Structure and Activity Period of

- Pristimantis festae, a High-Elevation Anuran in Ecuador. *Herpetological Review*, 50(3), 479-483.
- 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, S. L. (2023). *The amphibians of Monte Alén National Park: Bioacoustics, ecology and conservation*.
- Hurme, K., Gonzalez, K., Halvorsen, M., Foster, B., Moore, D., & Chepko-Sade, B. D. (2003). Environmental Enrichment for Dendrobatid Frogs. *Journal of Applied Animal Welfare Science*, 6(4), 285-299. https://doi.org/10.1207/s15327604jaws0604_3
- Ibañez, R., Jaramillo, C., & Rand, S. (2009). Vocalizations of frogs and toads from BCNM, Soberanía National Park & adjacent areas: *Strabomantis bufoniformis* [Archivo de audio]. Smithsonian Tropical Research Institute. Recuperado el 26 de febrero de 2025, de <https://biogeodb.stri.si.edu/bioinformatics/dfm/metas/view/30503>
- IUCN. (2024). The IUCN Red List of Threatened Species (Version 2024-2). Recuperado el 04 de marzo de 2025, de <https://www.iucnredlist.org>
- Köhler, J., Jansen, M., Rodríguez, A., Kok, P. J. R., Toledo, L. F., Emmrich, M., Glaw, F., Haddad, C. F. B., Rödel, M.-O., & Vences, M. (2017). The use of bioacoustics in anuran taxonomy: Theory, terminology, methods and recommendations for best practice. *Zootaxa*, 4251(1). <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4251.1.1>
- LeBien, J., Zhong, M., Campos-Cerqueira, M., Velez, J. P., Dodhia, R., Ferres, J. L., & Aide, T. M. (2020). A pipeline for identification of bird and frog species in tropical soundscape recordings using a convolutional neural network. *Ecological Informatics*, 59, 101113. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2020.101113>
- León-Velarde, C. U. (1998). *LA REGIÓN ANDINA; PERSPECTIVAS DE LA*

INVESTIGACIÓN EN SISTEMAS DE PRODUCCIÓN ANIMAL.

Lucas, E. M., Brasileiro, C. A., Oyamaguchi, H. M., & Martins, M. (2008). The reproductive ecology of *Leptodactylus fuscus* (Anura, Leptodactylidae): New data from natural temporary ponds in the Brazilian Cerrado and a review throughout its distribution. *Journal of Natural History*, 42(35-36), 2305-2320.

<https://doi.org/10.1080/00222930802254698>

Lüddecke, H. (1999). Behavioral aspects of the reproductive biology of the Andean frog *Colostethus palmatus* (Amphibia: Dendrobatidae). *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 23, S303-S303.

MacGregor-Fors, I., & Payton, M. E. (2013). Contrasting Diversity Values: Statistical Inferences Based on Overlapping Confidence Intervals. *PLoS ONE*, 8(2), e56794.

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0056794>

Marsh, D. M., & Trenham, P. C. (2008). Current Trends in Plant and Animal Population Monitoring. *Conservation Biology*, 22(3), 647-655.

<https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00927.x>

Mayorga, Á. M. S. (2021). *Filogeografía comparada y taxonomía integrativa de seis especies de ranas arborícolas (Hylidae) ampliamente distribuidas en tierras bajas del norte de Sudamérica: En busca de nuevos enfoques que soporten decisiones de conservación.*

Mejía-Cepeda, N., Murillo-García, Ó., & Bolívar-García, W. (2024). Acústica de un ensamblaje de anuros en el valle geográfico del río Cauca, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 72(1), e55782. <https://doi.org/10.15517/rev.biol.trop..v72i1.55782>

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>

Mendoza-Henao, A. M., Acevedo-Charry, O., & Galeano, S. P. (2022). Advertisement call of *Hyloxalus vergeli* (Anura: Dendrobatidae) from the interandean Magdalena valley of Colombia. *Zootaxa*, *5141*(4), 394-400. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.5141.4.7>

Muñoz, F., Muñoz, C., Uribe, M., Martín, M. Á., Molina, J. R., Herrera, M. Á., Álvarez, J. B., & Martín, L. M. (2013). COMPOSICIÓN, ESTRUCTURA Y DIVERSIDAD DE POBLACIONES DE *NOTHOFAGUS GLAUCA* UBICADAS EN LA ZONA MEDITERRANEA DE CHILE. *Gayana. Botánica*, *70*(1), 82-91. <https://doi.org/10.4067/S0717-66432013000100009>

Muñoz-Guerrero, J., Serrano, V. H., & Ramírez-Pinilla, M. P. (2007). *USO DE MICROHÁBITAT, DIETA Y TIEMPO DE ACTIVIDAD EN CUATRO ESPECIES SIMPÁTRICAS DE RANAS HÍLIDAS NEOTROPICALES (ANURA: HYLIDAE)*.

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, *403*(6772), 853-858. <https://doi.org/10.1038/35002501>

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. (2024). *vegan: Community Ecology Package*. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

R Core Team. (2024). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>

Rainforest Connection. (2024). Running a pattern matching job. RFCx. Recuperado el 26 de febrero del 2025, de <https://help.arbimon.org/article/229-creating-a-pattern-matching-job#:~:text=Arbimon>

%20Pattern%20Matching%20is%20a,using%20a%20cross%2Dcorrelation%20algorit
hm.

Rabinowitz, D. A. H. (1981). Seven forms of rarity. En *The Biological Aspects of Rare Plant Conservation* (Hugh Synge, pp. 17-45). John Wiley & Sons.

Rivera-Correa, M., Duarte-Cubides, F., Rueda-Amonacid, J. V., & Daza, J. (2013). A new red-eyed treefrog of *Agalychnis* (Anura: Hylidae: Phyllomedusinae) from middle Magdalena River valley of Colombia with comments on its phylogenetic position. *Zootaxa*, 3636(1). 10.11646/zootaxa.3636.1.4

Rödel, M.-O., & Ernst, R. (2004). MEASURING AND MONITORING AMPHIBIAN DIVERSITY IN TROPICAL FORESTS. I. AN EVALUATION OF METHODS WITH RECOMMENDATIONS FOR STANDARDIZATION. *Ecotropica*, 10(1), 1-14.

Shapland, H. C. (2023). *Assessment of a passive and active technique for anuran monitoring in a lowland secondary Bornean Forest, Sabah, Malaysia.*

SiB Colombia. (2022). Biodiversidad de Colombia en cifras 2022. Recuperado el 25 de febrero del 2025, de <https://biodiversidad.co/post/2022/biodiversidad-colombia-cifras-2022/>

Sugai, L. S. M., Silva, T. S. F., Ribeiro, J. W., & Llusia, D. (2019). Terrestrial Passive Acoustic Monitoring: Review and Perspectives. *BioScience*, 69(1), 15-25. <https://doi.org/10.1093/biosci/biy147>

Ulloa, J. S., Aubin, T., Llusia, D., Courtois, É. A., Fouquet, A., Gaucher, P., Pavoine, S., & Sueur, J. (2019). Explosive breeding in tropical anurans: Environmental triggers, community composition and acoustic structure. *BMC Ecology*, 19(1), 28. <https://doi.org/10.1186/s12898-019-0243-y>

Van Sluys, M., Marra, R. V., Boquimpani-Freitas, L., & Rocha, C. F. D. (2012).

- Environmental Factors Affecting Calling Behavior of Sympatric Frog Species at an Atlantic Rain Forest Area, Southeastern Brazil. *Journal of Herpetology*, 46(1), 41-46.
<https://doi.org/10.1670/10-178>
- Velasco, I. G., & Nunes, I. (2024). Testing the efficiency of passive acoustic monitoring and active monitoring in anuran community in lotic environments in Itinguçu State Park, Peruíbe-SP. *Anais Da Academia Brasileira de Ciências*, 96(2), e20231057.
<https://doi.org/10.1590/0001-3765202420231057>
- West, J. (2018). Importance of Amphibians: A Synthesis of Their Environmental Functions, Benefits to Humans, and Need for Conservation. *BSU Honors Program Theses and Projects*.
- Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York. <https://ggplot2.tidyverse.org>
- Wickham, H., Averick, M., Bryan, J., Chang, W., McGowan, L. D., François, R., Golemund, 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>
- Wiley, R. H., & Richards, D. G. (1978). Physical constraints on acoustic communication in the atmosphere: Implications for the evolution of animal vocalizations. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 3(1), 69-94. <https://doi.org/10.1007/BF00300047>
- Wilke, C. O. (2024). *ggridges: Ridgeline Plots in «ggplot2»*.
<https://CRAN.R-project.org/package=ggridges>

<i>Espadarana prosoblepon</i> (LC)	1	0	1	2	1	1	0	0
<i>Gastrotheca nicefori</i> (LC)	2	2	0	0	0	0	0	0
<i>Leptodactylus colombiensis</i> (LC)	0	0	1	0	0	0	1	1
<i>Leptodactylus fuscus</i> (LC)	0	0	0	0	1	0	1	0
<i>Pristimantis sp</i>	5	5	0	0	0	0	0	0
<i>Pristimantis bacchus</i> (EN)	11	11	9	9	6	3	2	0
<i>Pristimantis gaigei</i> (LC)	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Pristimantis grandiceps</i> (EN)	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Pristimantis lutitus</i> (EN)	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Pristimantis miyatai</i> (LC)	2	2	3	3	1	1	2	3
<i>Pristimantis penelopus</i> (LC)	3	3	5	6	3	3	3	0
<i>Pristimantis taeniatus</i> (LC)	0	4	3	6	5	7	4	5
<i>Rheobates palmatus</i> (LC)	3	3	2	4	2	2	5	1
<i>Rhinella horribilis</i> (LC)	0	0	0	0	1	1	1	2
<i>Rhinella alata</i> (LC)	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Rulyrana adiazeta</i> (VU)	0	0	0	0	1	1	0	0

<i>Scinax caprarius</i> (NE)	0	0	1	1	0	0	2	0
<i>Scinax rostratus</i> (LC)	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Strabomantis ingeri</i> (VU)	0	3	0	0	0	0	0	0

Nota: En peligro (EN), Vulnerable (VU), Casi amenazado (NT), Preocupación menor (LC), No evaluada (NE). Datos obtenidos de la *IUCN Red List* (IUCN, 2024)

Apéndice B. Resultados del análisis realizado con iNEXT. Estimaciones de riqueza y cobertura de muestreo según el método de monitoreo y cobertura vegetal usando el método de curva de rarefacción y extrapolación.

Cobertura	Observado		Límite inferior		Límite superior		Cobertura de muestreo observada		Cobertura de muestreo extrapolada	
	MAP	BA	MAP	BA	MAP	BA	MAP	BA	MAP	BA
Bosque conservado	10	12	6.61	8.92	15.20	15.08	0.95	1.00	0.99	0.99
Bosque secundario	14	11	21.51	5.22	79.39	7.25	0.72	0.90	0.80	0.78
Agroforestal	11	13	11.57	14.41	41.93	54.47	0.77	0.76	0.84	0.84
Pastizales	13	9	8.56	6.92	24.84	28.85	0.85	0.75	0.96	0.86

Apéndice C. Curvas de densidad de los rangos horarios de las diferentes especies

