

Composición y diversidad beta de anfibios en el Parque Nacional Natural Farallones de Cali

Trabajo de grado para optar al título de Biólogo

Autor: Maria Camila Freyre Guaspud^{1*}

Directores: Daniel Osorio Dominguez, PhD²; Leonor Valenzuela, PhD³

1 Programa de Biología, Facultad de Ingeniería y Ciencias, Pontificia Universidad Javeriana Cali, Colombia.

2 Departamento de Ciencias Naturales y Matemáticas, Facultad de Ingeniería y Ciencias, Pontificia Universidad Javeriana Cali, Colombia.)

3 Wildlife Conservation Society Colombia

* Correo electrónico: mariafreyre@javerianacali.edu.co

Resumen. Los anfibios son fundamentales en los ecosistemas, sin embargo, son especialmente vulnerables a cambios en su hábitat, y en los últimos años se ha documentado un alarmante declive global en sus poblaciones. En Colombia, el Parque Nacional Natural Farallones de Cali (PNN Farallones) destaca por su alta diversidad de anfibios, pero carece de datos actualizados sobre su distribución y conservación. Este estudio aborda la variabilidad en la composición de las comunidades de anfibios a través del análisis de la diversidad beta, que permite identificar patrones de distribución espacial y temporal de las especies. Los resultados obtenidos en los análisis revelaron que tanto factores temporales como espaciales influyen significativamente en la estructura de las comunidades de anfibios. Se observó una alta diversidad beta (0.93), lo que indica una marcada diferenciación en las comunidades a lo largo del parque, especialmente en el recambio de especies (0.89). Factores ambientales como la altitud y la temperatura mostraron una correlación moderada con la variabilidad en las comunidades, destacándose la influencia del gradiente altitudinal en la composición de especies. Sin embargo, los efectos de las variables empleadas fueron limitados, sugiriendo que factores biológicos y ecológicos también desempeñan un papel importante. Por lo que, se subraya la necesidad de investigaciones adicionales para comprender mejor los factores que afectan la biodiversidad de anfibios en el PNN Farallones, lo que contribuirá a mejorar las estrategias de conservación de esta rica y vulnerable fauna.

Palabras clave: Recambio de especies, composición de especies, disimilitud, anidamiento.

Abstract. Amphibians are fundamental in ecosystems, however, are especially vulnerable to changes in their habitat, and an alarming global decline in their populations has been documented in recent years. In Colombia, Parque Nacional Natural Farallones (PNN Farallones) stands out for its high diversity of amphibians, but lacks updated data on their distribution and conservation. This study addresses the variability in the composition of amphibian communities through the analysis of beta diversity, which allows the

identification of spatial and temporal distribution patterns of species. The results obtained in the analyses revealed that both temporal and spatial factors significantly influence the structure of amphibian communities. A high beta diversity (0.93) was observed, indicating a marked differentiation in communities throughout the PNN, especially in species turnover (0.89). Environmental factors such as altitude and temperature showed a moderate correlation with variability in communities, highlighting the influence of the altitudinal gradient on species composition. However, the effects of the variables used were limited, suggesting that biological and ecological factors also play an important role. Therefore, the need for additional research is underlined to better understand the factors that affect amphibian biodiversity in PNN Farallones, which will contribute to improving conservation strategies for this rich and vulnerable fauna.

Keywords: Species turnover, species composition, dissimilarity, nestedness

INTRODUCCIÓN

Los anfibios, un grupo diverso de vertebrados que incluye ranas, salamandras y cecilias, ocupan un lugar fundamental en los ecosistemas, ya que desempeñan un papel importante en la regulación de las poblaciones de insectos y otros invertebrados, contribuyendo así al equilibrio ecológico (Acosta-Galvis, 2000; Rodríguez-Salazar et al., 2023). Su ciclo de vida, que abarca etapas tanto acuáticas como terrestres, los convierte en bioindicadores altamente efectivos de la calidad ambiental, haciendo que su presencia, salud y abundancia puedan ofrecer información valiosa sobre el estado del entorno en el que habitan (Duellman, 1992; Sumanasekara et al., 2015). Sin embargo, los anfibios son especialmente vulnerables a cambios en su hábitat, y en los últimos años se ha documentado un alarmante declive global en sus poblaciones, impulsado por factores como la destrucción de hábitats, la contaminación, las enfermedades infecciosas (como la quitridiomycosis) y el cambio climático (Whiles et al., 2006; Fisher et al., 2009; Alford, 2010; Rodríguez-Salazar et al., 2013).

Colombia, considerado el segundo país con mayor diversidad de anfibios y representando el 10% de todas las especies a nivel mundial (Vargas-Salinas et al., 2019; Frost, 2024), cuenta con 896 especies formalmente descritas y reconocidas, de las cuales el 46% son endémicas (Batrachia, 2024). Esta rica diversidad es producto de la amplia variedad de ecosistemas y pisos altitudinales presentes en el país, lo que favorece la existencia de un alto grado de especialización y adaptaciones en sus especies (Lynch et al., 1997).

El Parque Nacional Natural Farallones de Cali (PNN Farallones) es un área protegida de gran relevancia, que alberga una destacada diversidad de ecosistemas, desde bosques húmedos hasta páramos (Parques Nacionales Naturales de Colombia, 2024). Además de ser un refugio vital para numerosas especies de anfibios, el PNN Farallones es reconocido como

un hotspot de biodiversidad en la región andina (Rodríguez-Salazar et al., 2023). Estos factores lo convierten en un espacio excepcional para la conservación de la vida silvestre (Rodríguez-Salazar et al., 2023; Parques Nacionales Naturales de Colombia, 2024). A pesar de la importancia ecológica de los anfibios en la zona, existe una falta de información actualizada sobre su distribución, diversidad y estado de conservación en el PNN Farallones. Debido a esto, en el 2017 el parque en asocio con WCS Colombia inició el programa de monitoreo de anfibios con el fin de solventar esta carencia de datos que limita la formulación de estrategias efectivas de manejo y conservación, dificultando los esfuerzos para proteger la biodiversidad del parque. A través de este monitoreo se busca entender la diversidad y composición de las poblaciones de anfibios en cuatro de los sectores más relevantes del parque.

Los análisis de diversidad beta son esenciales para entender la variabilidad en la composición de especies, permitiendo identificar diferencias en la distribución de las especies y detectar patrones espaciales influenciados por factores ecológicos (Anderson et al., 2011; Calderón-Patrón et al., 2012; Baselga y Orme, 2012). Este tipo de análisis no solo profundiza en cómo se distribuyen las especies en el paisaje, sino que también resulta clave para identificar áreas con alta heterogeneidad en la biodiversidad, lo cual es crucial para el diseño de estrategias de conservación efectivas. La diversidad beta se puede descomponer en dos componentes, de anidamiento y recambio. Esta división es útil para diferenciar entre la pérdida diferencial o anidada de especies o la abundancia de las mismas (Baselga, 2010; Calderón-Patrón et al., 2012). Estos índices son de gran valor en paisajes complejos como el del PNN Farallones, donde la diversidad de hábitats generada por la topografía y los microclimas favorece una rica biodiversidad. Además, el análisis de estos patrones ofrece información sobre los procesos ecológicos subyacentes, como las interacciones biológicas, las preferencias de hábitat de las especies y la respuesta de las comunidades de anfibios a las presiones ambientales.

Por lo tanto, a través de este estudio, se busca responder a la pregunta de cómo varía la composición de anfibios y qué factores influyen en la diversidad beta dentro de diferentes zonas del parque. El estudio no solo abordará la distribución y abundancia de las especies de anfibios en el PNN Farallones, sino también cómo estas comunidades responden a factores clave del entorno, como el tipo de hábitat, la temperatura y la humedad. Este enfoque integral permitirá identificar patrones de biodiversidad que no solo son cruciales para entender la dinámica ecológica del parque, sino también para implementar un programa de monitoreo de anfibios que permita orientar esfuerzos de conservación y restauración.

MATERIALES Y MÉTODOS

1. Áreas de estudio y ocurrencia de las especies

El presente estudio se llevó a cabo en cuatro zonas del Parque Nacional Natural Farallones de Cali (PNN Farallones): Anchicayá (400 a 760m s.n.m.), Corea (2290 a 2650m s.n.m.), Minas (2900 a 3600m s.n.m.) y Tokio (1700 a 2150m s.n.m.) (Fig. 1). Estas áreas fueron seleccionadas debido a su notable variabilidad ecológica y a la presencia de diferentes microclimas, lo que las convierte en hábitats ideales para una rica diversidad de especies de anfibios.

La base de datos utilizada para este análisis fue proporcionada por PNN de Colombia e incluye el monitoreo de anfibios desde el año 2017 hasta 2023. Se llevó a cabo un proceso de organización y limpieza de la base de datos, asegurando que todos los registros estuvieran completos y actualizados, lo que es fundamental para el análisis de la ocurrencia de especies. En total, esta base de datos contiene 958 observaciones distribuidas en 49 especies de anfibios presentes en las localidades seleccionadas. Para delimitar y definir con precisión las áreas de estudio, se realizó un buffer de 150 metros alrededor de los puntos de muestreo georeferenciados (Fig 1). Esto se hizo con el software QGIS V 3.28.3 (QGIS Development Team, 2024).

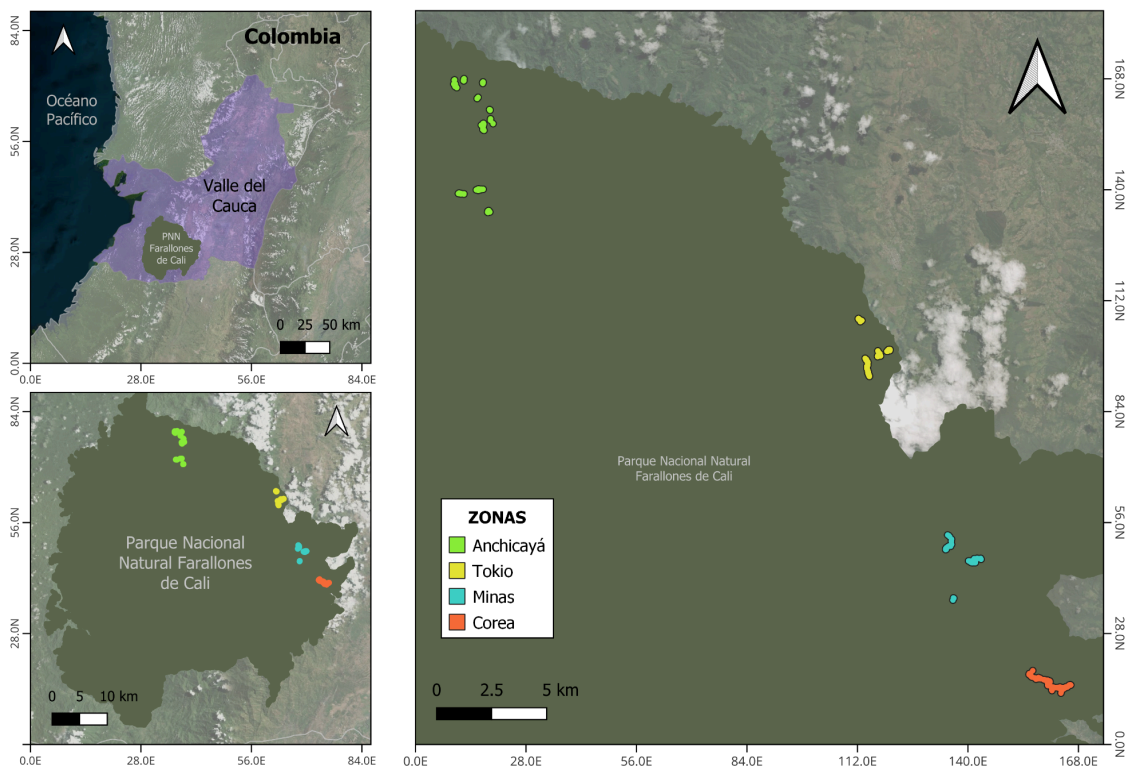


Figura 1. Áreas de estudio presentes en el Parque Nacional Natural Farallones de Cali. (Verde: Anchicayá, Amarillo: Tokio, Azul: Minas y Naranja: Corea).

2. Variables y presiones

Se definieron un total de 26 variables que se clasifican en tres categorías (Tabla 1) para determinar cómo influyen en la diversidad y distribución de los anfibios.

Tabla 1. Variables utilizadas en el estudio.

Coberturas de uso del suelo	Presiones antropogénicas	VARIABLES AMBIENTALES
Área natural	Deforestación	Precipitación Total Mensual
Mosaico de Pastos con Espacios Naturales	Ganadería	Temperatura Máxima Mensual
Obras Hidráulicas	Procesos de remoción en masa	Temperatura Mínima Mensual
Pastos Enmalezados	Vías	Humedad Relativa calculada máxima mensual
Pastos Limpios	Residuos sólidos	Humedad Relativa calculada mínima mensual
Vegetación Secundaria Alta de origen antrópico	Infraestructura	Altitud
Vegetación Secundaria Baja de origen antrópico	Desagüe	Altura de dosel
Zonas Industriales o Comerciales	Deslizamientos	
Zonas Quemadas	Pastizal	
	Tala selectiva años anteriores	

2.1. Coberturas de uso del suelo

Para el análisis de coberturas de uso del suelo en el PNN Farallones de Cali, se utilizaron datos de coberturas correspondientes a los años 2019 a 2023 en una escala 1:25.000 (Fig 2). Estos datos fueron proporcionados por PNN de Colombia y permitieron identificar 9 variables de coberturas que reflejan distintas categorías de uso del suelo y su cambio a través de los años (Tabla 1). Además, el análisis de las coberturas de uso del suelo permitió correlacionar los datos de diversidad de anfibios con las presiones ambientales y antropogénicas, proporcionando un contexto más amplio sobre las dinámicas que influyen en la conservación de estas especies en el parque. El proceso de identificación de las coberturas se realizó utilizando el software QGIS V 3.28.3 (QGIS Development Team, 2024).

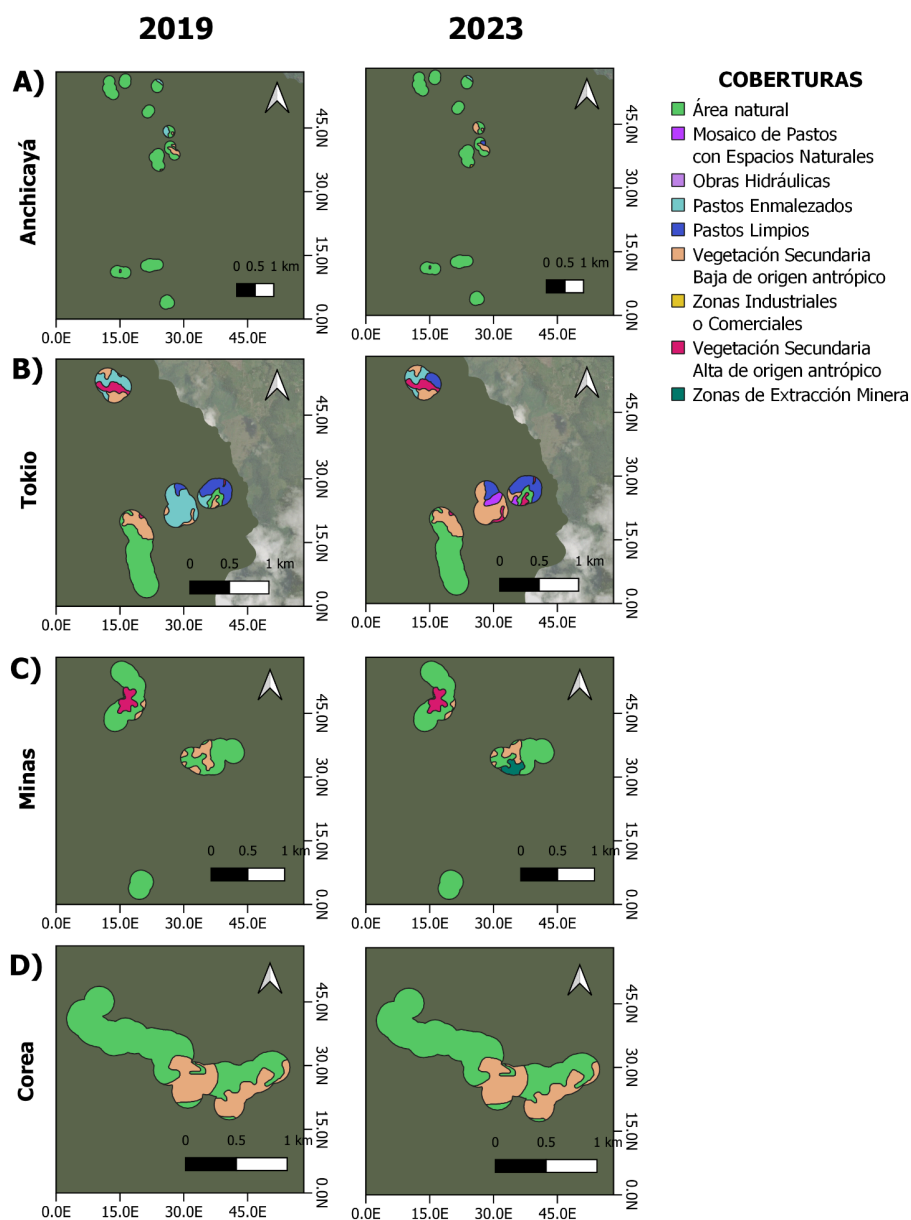


Figura 2. Comparación de cambio de coberturas entre los años 2019 y 2023 de las áreas de estudio presentes en el Parque Nacional Natural Farallones de Cali.

2.2. Presiones Ambientales y Presiones Antropogénicas

Se recopilieron siete variables ambientales, de las cuales dos son la altitud y altura de dosel, las cuales fueron proporcionadas por PNN de Colombia. Las otras cinco variables se obtuvieron de las estaciones del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). Estos datos abarcan desde el periodo del 1 de enero de 2017 hasta el 31 de diciembre de 2023. Para la Precipitación Total Mensual, se utilizó la estación QUEREMAL (Código: 53100040), mientras que la temperatura máxima y mínima mensual, así como la humedad relativa calculada máxima y mínima mensual, se registraron en la estación Palmira ICA (Código: 26075010) (IDEAM, 2024).

En cuanto a las presiones antropogénicas, se obtienen 10 variables relacionadas con actividades humanas que pueden impactar a los anfibios a partir de la base de datos proporcionada por PNN de Colombia (Tabla 1).

3. Análisis de composición de especies

Se realizó un análisis de permutación bidireccional (PERMANOVA de dos vías) para evaluar las diferencias en la composición de especies de anfibios, teniendo en cuenta dos factores de agrupamiento (años y sectores), utilizando el índice de similitud de Bray-Curtis. Posteriormente, se realizó un análisis post-permanova, para realizar comparaciones entre grupos después de una la prueba PERMANOVA, con el fin de identificar qué grupos específicos presentan diferencias significativas en las variables analizadas. Finalmente, con el objetivo de identificar las especies que contribuyen significativamente a las diferencias observadas entre los grupos de estudio, se llevó a cabo un análisis de similitud de porcentajes (SIMPER) utilizando índice de similitud Bray-Curtis, teniendo en cuenta todas las especies presentes. Los análisis se realizaron mediante el software PAST V 4.17. (PAST Software, 2024)

4. Diversidad Beta

Para determinar si la diversidad beta en el parque Farallones se debe a un fenómeno de anidamiento o de recambio de especies, se calcularon la diversidad beta global y la diversidad beta a nivel de pares, con el objetivo de analizar la composición de especies entre todos los sitios y entre pares de sitios, respectivamente. Esto permitió identificar si la diversidad sigue un patrón de anidamiento, en el cual las zonas menos diversas comparten especies con las zonas más diversas, o un patrón de recambio, donde las zonas presentan composiciones de especies completamente distintas. El análisis se llevó a cabo utilizando la librería Betapart en RStudio V 4.3.3.

5. Regresión

Finalmente, se realizaron análisis de regresiones independientes para las 29 variables con los índices de anidamiento y recambio como variables dependientes. Esto con el fin de identificar qué variables pueden influir sobre los patrones. Posteriormente, se seleccionaron las variables explicativas más relevantes (Altitud, Temperatura máxima y Altura del dosel) basándose en los resultados obtenidos de las regresiones, lo que permitió centrar el análisis en los factores que demostraron tener un mayor impacto sobre los índices de anidamiento y recambio.

RESULTADOS

1. Análisis de composición

1.1. Análisis PERMANOVA de dos vías

Los resultados del análisis de PERMANOVA de dos vías muestran diferencias significativas en la composición de especies en función de los dos factores. Se puede evidenciar que hubo diferencias estadísticamente significativas entre los años de muestreo ($F=2.3691$, $P=0.0001$) y los sectores ($F=17.492$, $P=0.0001$). Además, el análisis muestra que hay interacción entre los factores ($F=1.1095$, $P=0.0001$). El análisis de post-permanova indicó que todos los sectores presentan diferencias significativas ($P<0.05$) a lo largo los años. Sin embargo, dentro de cada sector, las diferencias significativas se observan sólo en algunos años.

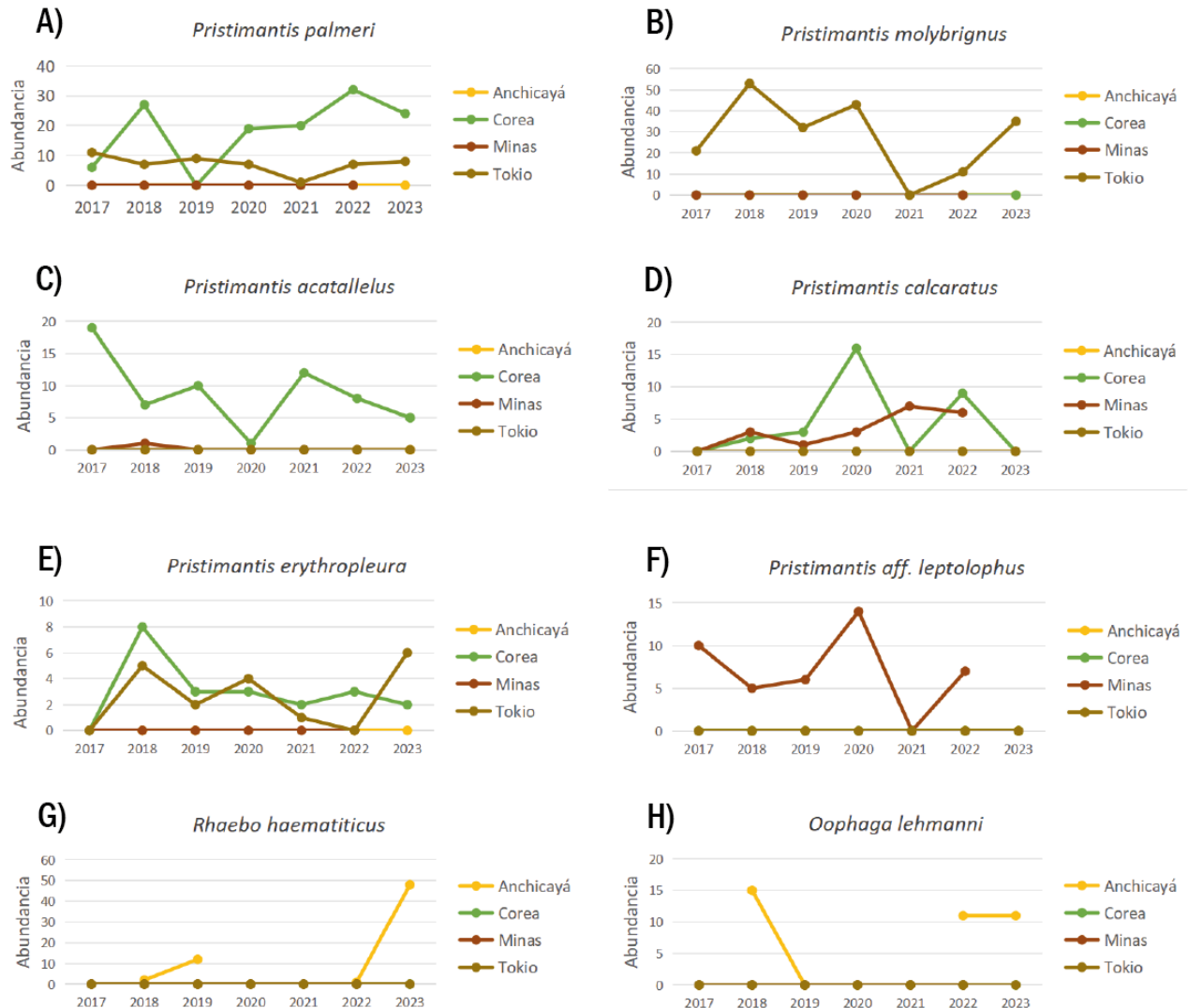
En Anchicayá, se encontraron diferencias significativas entre los años 2018 y 2019, así como entre 2019 y 2023 (Anexo 2). En el sector de Corea se observaron diferencias significativas entre 2017 y 2018, 2020, 2021, 2023; entre 2018 y 2019; 2019 y los periodos de 2020 a 2023; y entre 2020 y 2023 (Anexo 3). En Minas las diferencias significativas se dieron entre 2017 y 2021, y entre 2018 y los periodos de 2021 y 2022 (Anexo 4). Finalmente, en Tokio, se encontraron diferencias significativas entre 2018 y 2019, y entre 2019 y 2023 (Anexo 5)

1.2. SIMPER

El análisis SIMPER, muestra las especies que contribuyen más a las disimilitudes entre los sitios, entregando un porcentaje de contribución por especie. Para este análisis se tuvo en cuenta el conjunto de especies que de manera acumulada contribuyen al 70 % de la disimilitud (Tabla 2). Entre estas especies se encuentran *Pristimantis palmeri*, con un 16.5% del total, seguida por *Pristimantis molybrignus* (11%). A continuación, *Pristimantis acatallelus* y *Pristimantis calcaratus* contribuyen con un 7.0% y un 6.1%, respectivamente. Finalmente, *Pristimantis erythropleura* y *Pristimantis aff. leptolophus* aportan un 4.7% y un 4.3%, respectivamente, sumando en conjunto 49.6% de la disimilitud total (Tabla 2). Para estas especies se observó una variación en la abundancia a través de las distintas localidades y años, con algunos patrones de presencia más estables y otros más fluctuantes (Fig. 3).

Tabla 2. Especies que contribuyen a la disimilitud entre los sitios.

Taxón	Av. dissim	Contrib. %	Cumulative %
<i>Pristimantis palmeri</i>	15.34	16.5	16.5
<i>Pristimantis molybrignus</i>	10.23	11	27.5
<i>Pristimantis acatallelus</i>	6.473	6.963	34.47
<i>Pristimantis calcaratus</i>	5.666	6.095	40.56
<i>Pristimantis erythropleura</i>	4.37	4.7	45.26
<i>Pristimantis aff. leptolophus</i>	4.015	4.318	49.58
<i>Rhaebo haematiticus</i>	3.829	4.119	53.7
<i>Oophaga lehmanni</i>	3.636	3.911	57.61
<i>Pristimantis brevifrons</i>	3.601	3.873	61.48
<i>Craugastor raniformis</i>	3.331	3.583	65.06
<i>Pristimantis capitonis</i>	2.825	3.039	68.1
<i>Centrolene savagei</i>	2.687	2.89	70.99



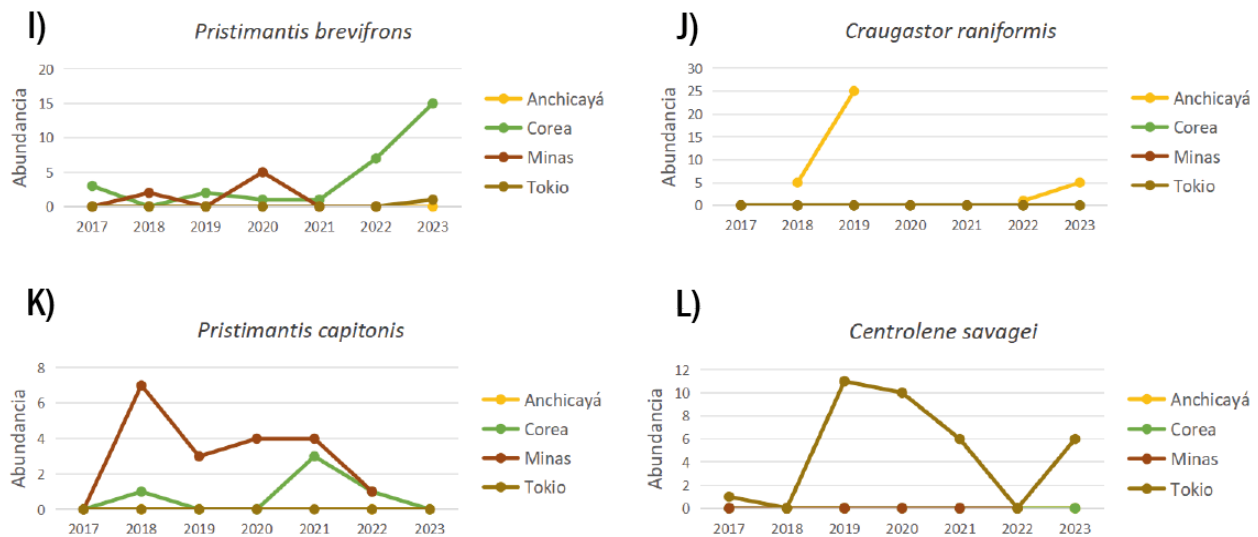


Figura 3. Abundancias de especies que contribuyen a la disimilitud entre los sitios. A) *Pristimantis palmeri*, B) *P. molybrignus*, C) *P. acatallelus*, D) *P. calcaratus*, E) *P. erythropleura*, F) *P. aff. leptolophus*, G) *Rhaebo haematiticus*, H) *Oophaga lehmanni*, I) *P. brevifrons*, J) *Craugastor raniformis*, K) *P. capitonis* y L) *Centrolene savagei*

1.3. Diversidad Beta

El índice de diversidad beta de recambio fue de 0.89, indicando un alto nivel de diferenciación entre las comunidades de las especies de anfibios en comparación con los años/sectores. Por otro lado, el índice beta de anidamiento mostró un valor de 0.03, lo que sugiere un bajo anidamiento en la composición de especies a lo largo de los años/sectores. Finalmente, el índice de diversidad beta Global presenta un valor de 0.93, lo que resalta una notable variabilidad entre las comunidades de anfibios estudiadas.

1.4. Regresión

Los resultados de la regresión bivariada entre la Temperatura máxima y el recambio presentó un valor R^2 de 0.02 ($P = 0.019$) (Fig. 4A) y para la Temperatura máxima y anidamiento, se obtuvo un valor R^2 de 0.016 ($P = 0.042$) (Fig. 4B). Para la Altura de dosel y el recambio (Fig. 4C) se evidenció un valor R^2 de 0.03 ($P = 0.0014$). Para la Altura de dosel y el anidamiento, se obtuvo un valor de correlación no lineal R^2 de 0.06 ($P = 0.17$) (Fig. 4D). Lo anterior indica que, en todos los casos, tienen un efecto significativo, aunque limitado, en la variabilidad explicada. Por otra parte, los resultados de la regresión polinómica entre la altitud y el recambio, presenta un valor R^2 de 0.32 ($P < 0.0001$) (Fig. 4E). Esto indica que el modelo es altamente significativo y explica aproximadamente el 32% de la variabilidad de la variable dependiente.

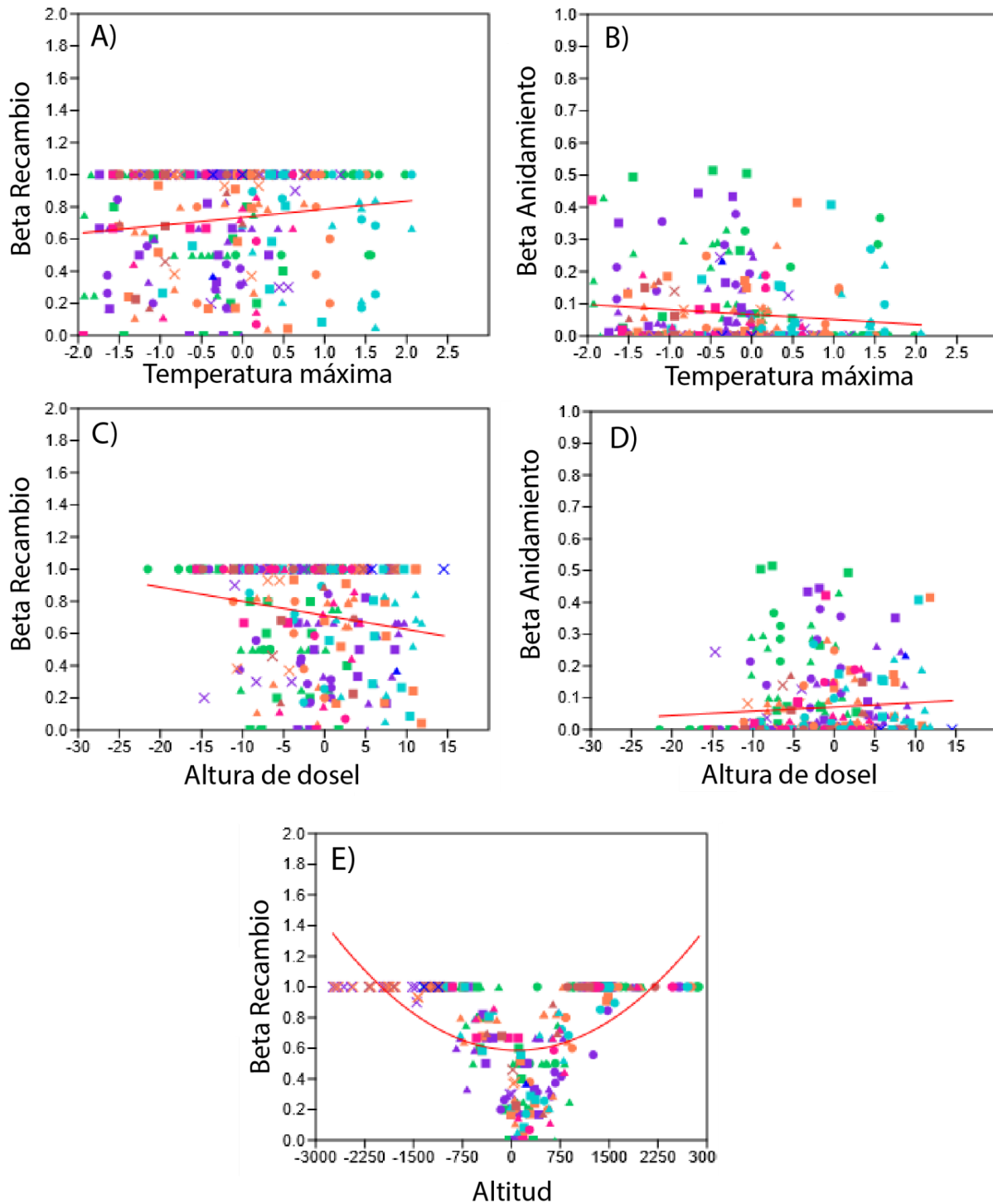


Fig 5. Regresión bivariada entre la temperatura máxima y A) beta de recambio, y B) anidamiento. C) Regresión bivariada entre altura del dosel y beta de recambio. D) Regresión no lineal entre altura del dosel y beta de anidamiento. E) Regresión polinómica entre la altitud y el recambio (Colores: 2017/Verde, 2018/Morado, 2019/Turquesa, 2020/Coral, 2021/Rosado, 2022/Terracota, 2023/azul. Símbolos: Corea/Triángulo, Tokio/Cuadrado, Minas/Círculo, Anchicayá/Equis)

DISCUSIÓN

El análisis de permutación bidireccional mostró diferencias significativas tanto entre los años de muestreo como entre los sectores de muestreo. Estas diferencias sugieren que tanto los factores temporales como espaciales influyen de manera importante en la estructura de las comunidades de anfibios del parque. La interacción entre ambos factores resalta que la respuesta de las comunidades es más compleja y no puede ser atribuida exclusivamente a uno de los factores. Las características particulares de cada sector, junto con las fluctuaciones ambientales anuales, podrían influir en la composición de especies, lo que sugiere una interacción dinámica entre las especies y su entorno. La variabilidad observada podría estar relacionada con cambios en las condiciones ambientales locales, lo que resalta la importancia de factores como la altitud, el clima y la localización geográfica en la conformación de las comunidades de anfibios (Heatwole, 1982; Duran, 2012)

En el análisis post-permanova indicó que, aunque las diferencias en la composición de especies de anfibios entre los sectores del PNN Farallones fueron consistentes a lo largo de los años, las variaciones interanuales dentro de cada sector sólo fueron significativas en algunos años específicos. Por lo tanto, además de los cambios ambientales que pueden estar aportando a las variaciones entre los sitios, se debe tener en cuenta que las abundancias en cada sitio en diferentes años pueden estar influenciadas por otras características estructurales como el uso de las perchas y el microhábitat, por lo que es necesario realizar investigaciones más detalladas sobre las relaciones entre el microhábitat y las abundancias de las especies (Urbina y Londoño, 2003; Duran, 2012)

El SIMPER, reveló que 8 de las 12 especies que son responsables de la disimilitud observada entre los diferentes sectores y años son especies del género *Pristimantis*. Estas especies presentan variaciones notables en su presencia y abundancia tanto a lo largo del tiempo como en diversas localidades, presentándose principalmente en Corea y Tokio, lo que concuerda con la distribución altitudinal principal del género, que está entre los 1750 y 2400m s.n.m (Lynch y Duellman, 1997; Lynch y Rueda-Almonacid, 1997; García y Cárdenas, 2010). En los bosques andinos, *Pristimantis* se caracteriza por su alta abundancia y diversidad. Esto se debe a su estrategia reproductiva adaptada a un modo de vida terrestre, ya que, a diferencia de otras especies, no requieren de ambientes acuáticos para su desarrollo. Esta característica les permite colonizar una variedad de hábitats terrestres, siempre que haya suficiente humedad (Lynch y Duellman, 1997). De esta forma, la flexibilidad ecológica de este género podría ser la razón de su presencia constante en las diferentes áreas estudiadas. Además, de acuerdo con Meza-Joya y Torres (2016) las regiones altamente heterogéneas ofrecen nichos más estables y diversos, lo que permite sustentar no solo una mayor cantidad de especies del género *Pristimantis*, sino que también permite la presencia

de muchos endemismos, en comparación con áreas de menor heterogeneidad, lo que podría explicar la alta diferencia en las comunidades de anfibios a lo largo del PNN Farallones.

Este estudio permitió determinar que todas las especies, al menos en alguna de sus localidades, tienden a no reportarse en uno o varios períodos. Esto sugiere que es necesario tener en cuenta este patrón en futuros monitoreos, ya que no se observan patrones claros en la abundancia de las especies a lo largo del tiempo y en las distintas localidades. Es importante destacar que muchos anfibios pueden desaparecer temporalmente, pero no es posible concluir que se hayan extinguido. González-Maya et al. (2013) señalan que, en años recientes, en Costa Rica, algunas especies de anfibios que se creían desaparecidas, como algunas pertenecientes al género *Atelopus*, han sido redescubiertas, gracias a esfuerzos de muestreo más intensivos en localidades previamente conocidas y en áreas poco exploradas. En una línea similar, Jaynes et al. (2022) informan que, en las últimas dos décadas, se han redescubierto al menos 32 especies del género *Atelopus* que se creían extintas en Colombia, Ecuador, Perú y Venezuela. Estos hallazgos sugieren que algunas poblaciones relictas podrían ser más resistentes a nuevos factores estresantes y/o cambios ambientales. Sin embargo, como afirman los autores, carecemos de la capacidad de predecir la variación en la respuesta de las especies y rara vez entendemos qué variables contribuyen a estos patrones. Por lo tanto, con los resultados de nuestro estudio, es fundamental intensificar los muestreos y tratar de determinar las variables que puedan generar variaciones en la respuesta de las especies.

La alta diversidad beta global indica una notable diferenciación entre las comunidades de anfibios a través del tiempo y en distintas zonas del parque. Esto concuerda con estudios realizados por Santiago-Cruz (2019), donde indica una alta diversidad beta de los anfibios del estado de Oaxaca en las distintas unidades ambientales, tanto en y entre las subprovincias fisiográficas como en el gradiente ambiental. Este valor elevado sugiere que las especies de anfibios no están distribuidas de manera homogénea a lo largo del parque, sino que las comunidades varían significativamente en términos de composición y abundancia según el área y el año de muestreo. Como se indicó anteriormente, las regiones altamente heterogéneas ofrecen nichos más estables y diversos (Meza-Joya y Torres, 2016), además, presentar características ambientales diversas entre los sitios y los años aportan a la variabilidad de la composición de especies (Heatwole, 1982; Urbina y Londoño, 2003; Duran, 2012).

Un componente particularmente relevante dentro de la diversidad beta es el recambio de especies, lo que indica que las comunidades de anfibios presentan una variabilidad notable a lo largo del tiempo en los diferentes sitios del parque. Esto podría indicar que el PNN Farallones es un entorno dinámico donde las especies de anfibios pueden experimentar cambios significativos en su composición a lo largo del tiempo, posiblemente en respuesta a

factores ambientales (Heatwole, 1982; Urbina y Londoño, 2003; Duran, 2012; Meza-Joya y Torres, 2016). Por otra parte, el bajo valor en el componente de anidamiento mostró una menor contribución a la diversidad beta, lo que indica que las diferencias en las comunidades de anfibios asociadas a sus sitios de anidamiento son relativamente pequeñas. La diversidad de anidamiento puede ser baja, mientras que la diversidad de recambio sigue siendo alta debido a la distribución y organización de las especies. La baja diversidad de anidamiento ocurre cuando las especies no siguen un patrón jerárquico claro, en el que las comunidades más ricas en especies no incluyen necesariamente especies de las comunidades más pobres. Esto puede suceder en ecosistemas con alta heterogeneidad ambiental, donde los hábitats son muy distintos entre sí y las especies ocupan nichos ecológicos altamente especializados (Baselga, 2010). Por otro lado, la diversidad de recambio puede ser alta en estos mismos ecosistemas si las especies de diferentes hábitats son muy distintas entre sí, lo que provoca una rápida sustitución de especies de un lugar a otro, sin que haya un patrón de anidamiento (Baselga, 2010). Por lo que, aunque no haya una superposición de especies entre los sitios muestreados en el parque, sí habrá un recambio considerable de especies a medida que cambian las condiciones ambientales.

Hay patrones similares en una a escala continental, Svenning et al., (2011) encontraron que el recambio de especies es mayor que el anidamiento de los mamíferos no voladores de Europa. Y en otros estudios a escala continental, Baselga et al., (2012) al estimar el efecto de las glaciaciones del Pleistoceno sobre la diversidad beta actual de los anfibios de América, detectaron que, al norte, la diversidad beta se debe principalmente a diferencias en riqueza de especies (anidamiento), y al sur de este punto es más importante el recambio. Esto se debe principalmente a las especies que sobrevivieron esa época en refugios con condiciones ambientales menos adversas y que posteriormente, con el retiro de los hielos, repoblaron y colonizaron el norte de América (Baselga et al., 2012).

Por otra parte, el análisis de las relaciones entre las variables ambientales y los índices de recambio y anidamiento revela que, aunque tanto la temperatura máxima como la altitud influyen de manera significativa en la variabilidad observada en las comunidades de anfibios, sus efectos son moderados. Por su parte, al analizar la altura del dosel y el recambio, se puede identificar que influye de manera significativa en la variabilidad observada en las comunidades de anfibios, pero contiene efectos, lo que concuerda con Duran (2012), donde presenta qué variables estructurales del bosque, como altura y cobertura de dosel, no presentan relación al cambio de la composición de las especies.

La regresión más destacada fue la de la altitud con el recambio de especies, lo que sugiere que el gradiente altitudinal podría estar influyendo en la composición de las comunidades de anfibios. Este hallazgo es consistente con diversos estudios previos que se han realizado en gradientes altitudinales en ensamblajes de anuros y han señalado la

altitud como un factor clave en la distribución de las especies (Blair y Donan, 2009; Meza-Joya y Torres, 2016; Dalmolin et al., 2019; Wang et al., 2022). Las variaciones en las condiciones climáticas y la disponibilidad de hábitats a diferentes altitudes pueden generar condiciones ambientales heterogéneas que favorezcan diferentes ensamblajes de especies. Además, las características geográficas y ambientales de los Andes, junto con la variación altitudinal, generan una amplia gama de hábitats y microhábitats que han favorecido la especiación de numerosas especies de anfibios (Lynch y Duellman, 1997).

Sin embargo, a pesar de la significativa correlación con la altitud, los efectos de las variables ambientales en la biodiversidad de anfibios parecen ser limitados. Esto sugiere que otros factores, quizás biológicos o ecológicos, también juegan un papel crucial en la configuración de las comunidades de anfibios en el parque. Es posible que mecanismos ecológicos más complejos, como las interacciones biológicas entre especies, la competencia, la depredación, la fisiología y modos reproductivos de las especies influyen en la estructura de las comunidades (Navas, 1996; Blair y Donan, 2009; Duran, 2012; Meza-Joya y Torres, 2016; Dalmolin et al., 2019) , sin embargo, estos aspectos no pudieron ser abordados en el presente estudio.

Teniendo en cuenta que en Colombia los anfibios han experimentado una disminución significativa en sus poblaciones (Rueda-Almonacid, et al., 2005; Flechas, et al., 2017), por factores como la deforestación, el cambio climático y las enfermedades emergentes (Becker, et al., 2007; Ruiz y Rueda-Almonacid, 2008; Urbina-Cardona, 2016), se considera el PNN Farallones de Cali como un área que podría mitigar algunos efectos de la pérdida de hábitat (Rodríguez-Salazar et al., 2023). Sin embargo, los anfibios en la región no están exentos de los impactos derivados del cambio climático y de otros factores que no fueron considerados en este estudio. Por lo tanto, se recomienda realizar estudios adicionales que incluyan un mayor número de variables ambientales, como condiciones de microclimas en cada área o aspectos bióticos específicos, para obtener una comprensión más precisa de los factores que afectan la biodiversidad en el parque. En este contexto, teniendo en cuenta que en este estudio los datos ambientales fueron tomados a partir de estaciones meteorológicas fuera de las áreas de estudio, se aconseja la implementación de medidores ambientales (temperatura, humedad y precipitación) en las áreas de muestreo como los utilizados por Cortés-Gómez et al. (2013) y Duarte-Ballesteros et al. (2021), con el fin de realizar comparaciones y análisis más exactos de las condiciones ambientales. Esta información contribuiría no solo a un mejor entendimiento de la ecología de los anfibios en la zona, sino también a mejorar las estrategias de conservación, garantizando así la protección de esta biodiversidad a largo plazo.

AGRADECIMIENTOS. Agradezco a mi director, Daniel Osorio, y a mi codirectora, Leonor Valenzuela, por su invaluable orientación y apoyo durante este proceso. A mi familia, por su amor incondicional y fortaleza.

REFERENCIAS

- Acosta-Galvis, A. R. (2000). Ranas, salamandras y caecilias (Tetrapoda: Amphibia) de Colombia. *Biota colombiana*, 1(3).
- Alford, R. A. (2010). Declines and the global status of amphibians. *Ecotoxicology of amphibians and reptiles*, 2, 13-46.
- Anderson, M. J., Crist, T. O., Chase, J. M., Vellend, M., Inouye, B. D., Freestone, A. L., Sanders, N. J., Cornell, H. V., Comita, L. S., Davies, K. F., Harrison, S. P., Kraft, N. J. B., Stegen, J. C. y Swenson, N. G. (2011). Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters* 14:19–28.
- Batrachia (2024). Lista y mapas de distribución Anfibios Colombia - Lista de Los Anfibios de Colombia. Batrachia. Referencia en línea. <https://www.batrachia.com>
- Baselga, A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global ecology and biogeography*, 19(1), 134-143.
- Baselga, A., y Orme, C. D. L. (2012). betapart: an R package for the study of beta diversity. *Methods in ecology and evolution*, 3(5), 808-812. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2012.00224.x>
- Baselga A, Gómez-Rodríguez C y Lobo JM (2012) Historical legacies in world amphibian diversity revealed by the turnover and nestedness components of beta diversity. *PLoS ONE* 7(2):e32341.
- Becker, C., Fonseca, C., Baptista, C., Baptista, R., y Prado, P. (2007). Habitat split and the global decline of amphibians. *Science*. 318: 1775-1777
- Blair, C. y Doan, T.M. (2009). Patterns of Community Structure and Microhabitat Usage in Peruvian *Pristimantis* (Anura: Strabomantidae). *Copeia* 2: 303–312.
- Calderón-Patrón, J. M., Moreno, C. E., y Zuria, I. (2012). La diversidad beta: medio siglo de avances. *Revista mexicana de biodiversidad*, 83(3), 879-891.
- Cortés-Gómez AM, Castro-Herrera F, Urbina-Cardona JN. 2013. Small changes in vegetation structure create great changes in amphibian ensembles in the Colombian Pacific rainforest. *Trop. Conserv. Sci.* 6(6):749-769.
- Duarte-Ballesteros, L., Urbina-Cardona, J. N., y Saboyá-Acosta, L. P. (2021). Ensamblajes de anuros y heterogeneidad espacial en un ecosistema de páramo de Colombia. *Caldasia*, 43(1), 126-137.
- Dalmolin, D. A., Tozetti, A. M., y Pereira, M. J. R. (2019). Taxonomic and functional anuran beta diversity of a subtropical metacommunity respond differentially to environmental and spatial predictors. *PLoS One*, 14(11), 16. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0214902>
- Duellman, W. E. (1992). Reproductive strategies of frogs. *Scientific American*, 267(1), 80-87.

- Durán, G. A. G. (2012). Composición y estructura de un ensamble de anfibios en un gradiente altitudinal, en la reserva forestal protectora Río Blanco, Caldas, Colombia.
- Fisher, M. C., Garner, T. W., y Walker, S. F. (2009). Global emergence of *Batrachochytrium dendrobatidis* and amphibian chytridiomycosis in space, time, and host. *Annual review of microbiology*, 63(1), 291-310. <https://doi.org/10.1146/annurev.micro.091208.073435>
- Flechas, S. V., Paz, A., Crawford, A. J., Sarmiento, C., Acevedo, A. A., Arboleda, A., Bolívar-García, W., Echeverry-Sandoval, C. L., Franco, R., Mojica, C., Muñoz, A., Palacios-Rodríguez, P., Posso-Terranova, A. M., Quintero-Marín, P., Rueda-Solano, L. A., CastroHerrera, F., y Amézquita, A. (2017). Current and predicted distribution of the pathogenic fungus *Batrachochytrium dendrobatidis* in Colombia, a hotspot of amphibian biodiversity. *Biotropica*. 49 (5): 685-694.
- Frost, D. R. (2024). Amphibian Species of the World: Referencia en línea. Versión 6.2 (Octubre 2024). Electronic Database accessible at <https://amphibiansoftheworld.amnh.org/index.php>. American Museum of Natural History, New York, USA. doi.org/10.5531/db.vz.0001
- García-R, J.C. y Cardenas, H. (2010). Efecto de Rapoport en las ranas Terrarana de América continental: Gradientes de riqueza latitudinal y altitudinal. *Revista Novedades Colombianas* 10(1): 14.
- González-Maya, J. F., Belant, J. L., Wyatt, S. A., Schipper, J., Cardenal, J., Corrales, D., y Fischer, A. (2013). Renewing hope: the rediscovery of *Atelopus varius* in Costa Rica. *Amphibia-Reptilia*, 34(4), 573-578.
- Heatwole, H. (1982). A review of structuring in herpetofaunal assemblages. *US Fish and Wildlife Service Wildlife Research Report*, 13, 1-19.
- IDEAM (2024). Atención al ciudadano. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Recuperado de <http://dhime.ideam.gov.co/atencionciudadano/>
- IUCN (2024). The IUCN Red List of Threatened Species. Versión 2024-2. <https://www.iucnredlist.org>
- Jaynes, K. E., Páez-Vacas, M. I., Salazar-Valenzuela, D., Guayasamin, J. M., Terán-Valdez, A., Siavichay, F. R., y Coloma, L. A. (2022). Harlequin frog rediscoveries provide insights into species persistence in the face of drastic amphibian declines. *Biological Conservation*, 276, 109784.
- Lynch, J.D. y Duellman, W.E. (1997). Frogs of the genus *Eleutherodactylus* in western Ecuador. *Systematics, Ecology and Biogeography*. Special Publication of Natural History Museum, University of Kansas. Lawrence, Kansas. 23
- Lynch, J.D. y Rueda-Almonacid, J.V. (1997). Three new frogs (*Eleutherodactylus*: Leptodactylidae) from cloud forest in Eastern Departamento Caldas, Colombia. *Revista de la Academia de Ciencias Exactas y Naturales* 21(79)

- Lynch, J., Ruiz-Carranza, P. M., y Ardila-Robayo, M. C. (1997). Biogeographic patterns of Colombian frogs and toads. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 21(80), 237-248.
- Navas, C.A. (1996). Implications of microhabitat selection and patterns of activity on thermal ecology on high elevation neotropical anurans. *Oecologia* 108: 617-626.
- Meza-Joya, F. L., y Torres, M. (2016). Spatial diversity patterns of *Pristimantis* frogs in the Tropical Andes. *Ecology and evolution*, 6(7), 1901-1913.
- PAST Software. (2024). PAST v. 4.17: Paleontological Statistics Software. <https://www.nhm.uio.no/english/research/resources/past/>
- Parques Nacionales Naturales de Colombia. (s.f.). *Parque Nacional Natural Farallones de Cali*. Parques Nacionales Naturales de Colombia. <https://www.parquesnacionales.gov.co/nuestros-parques/pnn-farallones-de-cali/>
- QGIS Development Team (2024). Quantum GIS geographic information system. Open Source Geospatial Foundation Project. Available at <http://www.qgis.org>
- Rodríguez-Salazar, G.A., Fierro-Perdomo, A.J., Cuellar-Valencia O.M., Orozco-Chamorro, S., González-Durán GA, Suárez-Mayorga Á.M., Galindo-Tarazona, R. (2023). Guía ilustrada: Anfibios y Reptiles del Parque Nacional Natural Farallones de Cali. Bogotá, DC (Colombia): Proceditor Ltda.
- Rueda-Almonacid, J. V., Rodríguez-Mahecha, J. V., La Marca, E., Lötters, E., Kahn, T., Angulo, A. (2005). *Ranas arlequines*. Bogotá, Colombia: Panamericana Formas e impresos S. A. 200 pp.
- Ruiz, A. y Rueda-Almonacid, J. V. (2008). *Batrachochytrium dendrobatidis* and chytridiomycosis in anuran amphibians of Colombia. *EcoHealth*. 5 (1): 27-33.
- Santiago-Cruz, A. L. (2019). Diversidad Beta de los anfibios del estado de Oaxaca.
- Sumanasekara, V. D. W., Dissanayake, D. M. M. R., y Seneviratne, H. T. J. (2015). Review on use of amphibian taxa as a bio-indicator for watershed health and stresses. In *NBRO Symposium Proceedings* (Vol. 1, No. 5).
- Svenning JC, Flojggard C, Baselga A (2011) Climate, history and neutrality as drivers of beta diversity of mammals in Europe: insights from multiscale deconstruction. *Journal of Animal Ecology* 80:393-402.
- Urbina, J. N., y Londoño, M. C. (2003). Distribución de la comunidad de herpetofauna asociada a cuatro áreas con diferente grado de perturbación en la Isla Gorgona, Pacífico colombiano. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 27(102), 105-114.
- Urbina-Cardona, J. N. (2016). Gradientes andinos en la diversidad y patrones de endemismo en anfibios y reptiles de Colombia: Posibles respuestas al cambio climático. *Revista Facultad de Ciencias Básicas*. 7 (1): 74-91.
- Vargas-Salinas, F., Muñoz-Ávila, J.A. y Morales-Puentes, M.E. (Coords.). (2019). *Biología de los anfibios y reptiles en el bosque seco tropical del norte de Colombia*. Editorial UPTC. <http://dx.doi.org/10.19053/978-958-660-341-6>

Wang, X., Zhong, M., Yang, S., Jiang, J., y Hu, J. (2022). Multiple β -diversity patterns and the underlying mechanisms across amphibian communities along a subtropical elevational gradient. *Diversity and Distributions*, 28(12), 2489-2502. <https://doi.org/10.1111/ddi.13618>

Whiles, M. R., Lips, K. R., Pringle, C. M., Kilham, S. S., Bixby, R. J., Brenes, R., Connelly, S., Colon-Gaud, J.C., Hunte-Brown, M., Huryn, A.D., Montgomery, c., y Peterson, S. (2006). The effects of amphibian population declines on the structure and function of Neotropical stream ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4(1), 27-34

ANEXOS

Anexo 1. Promedio y desviación estándar de la precipitación, temperatura máxima y mínima, humedad máxima y mínima durante los años 2017 hasta 2023.

Variables	Año	Promedio	Desviación Estándar
Precipitación (mm)	2017	162.278481	70.92157762
	2018	147.3127962	69.22170577
	2019	163.3870968	15.06108217
	2020	163.3714286	48.15268624
	2021	122	6.982120022
	2022	179.3414634	113.1135966
	2023	233.4	1.964909556
Temperatura máxima (°C)	2017	28.98334672	0.59454308
	2018	29.00165609	0.46228599
	2019	29.12650165	0.259152959
	2020	29.94470942	0.548873025
	2021	28.97952302	0.164393602
	2022	28.94318778	0.096310781
	2023	30.13732796	0.177858648
Temperatura mínima (°C)	2017	19.63262369	0.134919432
	2018	19.19614177	0.358595821
	2019	19.48884591	0.406787595
	2020	19.41921941	0.063988743
	2021	19.24487869	0.045936267
	2022	18.97768533	0.025432833
	2023	19.99752151	0.210792011
Humedad máxima	2017	98.49367089	0.503154605
	2018	99.80094787	0.400236897
	2019	99.42580645	0.644138276
	2020	98	0
	2021	98.15384615	0.537086156
	2022	100	0
	2023	100	0
Humedad mínima	2017	42.6835443	2.035230119
	2018	46.45971564	2.189158985
	2019	47.29032258	1.920388698
	2020	42	0
	2021	45.30769231	1.074172311
	2022	45.36585366	2.989786693
	2023	45.6	0.491227389

Anexo 2. Post-PERMANOVA Anchicayá. Valor de P <0.05*. Con negrita se presentan las diferencias significativas dentro de cada localidad.

ANCHICAYÁ				
	2018	2019	2022	2023
2017-Corea	*0.0001	*0.0004	*0.0066	*0.0001
2017-Minas	*0.0074	*0.006	0.1677	*0.0052
2017-Tokio	*0.0004	*0.0003	*0.0049	*0.0001
2018-Anchicayá		*0.0108	0.9443	0.0667
2018-Corea		*0.0001	*0.0031	*0.0001
2018-Minas		*0.0001	*0.0109	*0.0001
2018-Tokio		*0.0002	*0.0074	*0.0001
2019-Anchicayá			0.1213	*0.0112
2019-Corea			*0.0153	*0.0001
2019-Minas			*0.0429	*0.0001
2019-Tokio			*0.0005	*0.0001
2020-Corea			*0.0007	*0.0001
2020-Minas			*0.008	*0.0001
2020-Tokio			*0.0107	*0.0001
2021-Corea			*0.001	*0.0001
2021-Minas			*0.0091	*0.0001
2021-Tokio			0.4663	*0.0408
2022-Anchicayá				0.4378
2022-Corea				*0.0001
2022-Minas				*0.0001
2022-Tokio				*0.0002

Anexo 3. Post-PERMANOVA Corea. Valor de P <0.05*. Con negrita se presentan las diferencias significativas dentro de cada localidad.

COREA						
	2018	2019	2020	2021	2022	2023
2017-Corea	*0.0003	0.1521	*0.0002	*0.0134	0.075	*0.0357
2017-Minas	*0.0032	*0.0242	*0.0024	*0.0059	*0.003	*0.0146
2017-Tokio	*0.0029	*0.0004	*0.0072	*0.0072	*0.0062	*0.016
2018-Anchicayá	*0.0001	*0.0005	*0.0001	*0.0001	*0.0001	*0.0001
2018-Corea		*0.0025	0.2695	0.4624	0.6383	0.1192
2018-Minas		*0.0174	*0.0001	*0.0001	*0.0001	*0.0003
2018-Tokio		*0.0006	*0.005	*0.0146	*0.0033	*0.0105
2019-Anchicayá		*0.0001	*0.0001	*0.0001	*0.0001	*0.0001
2019-Corea			*0.0024	*0.01	*0.0401	*0.0168
2019-Minas			*0.0003	*0.0001	*0.0006	*0.0009
2019-Tokio			*0.0001	*0.0002	*0.0001	*0.0001
2020-Corea				0.0745	0.0794	*0.0145
2020-Minas				*0.0001	*0.0001	*0.0005
2020-Tokio				*0.0005	*0.0002	*0.003
2021-Corea					0.1862	0.1371
2021-Minas					*0.0003	*0.0002
2021-Tokio					0.0867	0.2333
2022-Anchicayá					*0.0012	*0.0054
2022-Corea						0.2671
2022-Minas						*0.0005
2022-Tokio						*0.0232
2023-Anchicayá						*0.0001

Anexo 4. Post-PERMANOVA Minas. Valor de P <0.05*. Con negrita se presentan las diferencias significativas dentro de cada localidad.

MINAS						
	2017	2018	2019	2020	2021	2022
2017-Corea	*0.0094	*0.0001	*0.0029	*0.0001	*0.002	*0.0025
2017-Minas		0.1468	0.3207	0.2917	*0.0115	0.0713
2017-Tokio		*0.0002	*0.002	*0.0002	*0.0022	*0.0018
2018-Anchicayá		*0.0001	*0.0013	*0.0001	*0.0004	*0.001
2018-Corea		*0.0004	*0.002	*0.0001	*0.0014	*0.0012
2018-Minas			0.2154	0.2142	*0.0443	*0.0363
2018-Tokio			*0.0006	*0.0001	*0.0007	*0.0006
2019-Anchicayá			*0.0003	*0.0002	*0.0002	*0.0006
2019-Corea			*0.0085	*0.0017	*0.0056	*0.0099
2019-Minas				0.409	0.2059	0.06
2019-Tokio				*0.0001	*0.0001	*0.0001
2020-Corea				*0.0001	*0.0091	*0.0049
2020-Minas					0.068	0.225
2020-Tokio					*0.0002	*0.0001
2021-Corea					*0.0001	*0.0001
2021-Minas						0.3419
2021-Tokio						0.106
2022-Anchicayá						*0.0036
2022-Corea						*0.0002

Anexo 5. Post-PERMANOVA Tokio. Valor de P <0.05*. Con negrita se presentan las diferencias significativas dentro de cada localidad

TOKIO							
	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
2017-Corea	*0.0019	*0.001	*0.0001	*0.0003	*0.0353	*0.0024	*0.0007
2017-Minas	*0.0126	*0.0155	*0.0016	*0.0081	0.3977	*0.0235	*0.0075
2017-Tokio		0.3363	0.2886	0.6648	0.076	0.7631	0.2112
2018-Anchicayá		*0.0002	*0.0001	*0.0001	*0.0495	*0.0006	*0.0001
2018-Corea		*0.007	*0.0001	*0.0013	0.0776	*0.0062	*0.0054
2018-Minas		*0.0003	*0.0001	*0.0003	0.1546	*0.0003	*0.0002
2018-Tokio			*0.0196	0.2015	0.2206	0.137	0.1765
2019-Anchicayá			*0.0001	*0.0001	*0.0215	*0.0004	*0.0001
2019-Corea			*0.0001	*0.0007	0.1413	*0.003	*0.0006
2019-Minas			*0.0001	*0.0008	0.1805	*0.0041	*0.0003
2019-Tokio				0.2754	0.0967	0.4379	*0.0261
2020-Corea				*0.0001	0.1209	*0.0026	*0.0009
2020-Minas				*0.0001	0.0888	*0.0004	*0.0001
2020-Tokio					0.5034	0.441	0.4256
2021-Corea					0.0926	*0.0046	*0.002
2021-Minas					*0.0342	*0.0021	*0.0004
2021-Tokio						0.2404	0.3722
2022-Anchicayá						*0.0134	*0.0043
2022-Corea						*0.0051	*0.0005
2022-Minas						*0.0033	*0.0002
2022-Tokio							0.3703
2023-Anchicayá							*0.0001
2023-Corea							*0.0095

Anexo 6. SIMPER Año vs. Sector de *Pristimantis palmeri*.

<i>Pristimantis palmeri</i>				
Años	Anchicayá	Corea	Minas	Tokio
2017		6	0	11
2018	0	27	0	7
2019	0	0	0	9
2020		19	0	7
2021		20	0	1
2022	0	32	0	7
2023	0	24		8

Anexo 7. SIMPER Año vs. Sector de *Pristimantis molybrignus*.

<i>Pristimantis molybrignus</i>				
Años	Anchicayá	Corea	Minas	Tokio
2017		0	0	21
2018	0	0	0	53
2019	0	0	0	32
2020		0	0	43
2021		0	0	0
2022	0	0	0	1
2023	0	0		35

Anexo 8. SIMPER Año vs. Sector de *Pristimantis acatallelus*.

<i>Pristimantis acatallelus</i>				
Años	Anchicayá	Corea	Minas	Tokio
2017		19	0	0
2018	0	7	1	0
2019	0	10	0	0
2020		1	0	0
2021		12	0	0
2022	0	8	0	0
2023	0	5		0

Anexo 9. SIMPER Año vs. Sector de *Pristimantis calcaratus*.

<i>Pristimantis calcaratus</i>				
Años	Anchicayá	Corea	Minas	Tokio
2017		0	0	0
2018	0	2	3	0
2019	0	3	1	0
2020		16	3	0
2021		0	7	0
2022	0	9	6	0
2023	0	0		0

Anexo 10. SIMPER Año vs. Sector de *Pristimantis erythropleura*.

<i>Pristimantis erythropleura</i>				
Años	Anchicayá	Corea	Minas	Tokio
2017		0	0	0
2018	0	8	0	5
2019	0	3	0	2
2020		3	0	4
2021		2	0	1
2022	0	3	0	0
2023	0	2		6

Anexo 11. SIMPER Año vs. Sector de *Pristimantis aff. leptolophus*.

<i>Pristimantis aff. leptolophus</i>				
Años	Anchicayá	Corea	Minas	Tokio
2017		0	10	0
2018	0	0	5	0
2019	0	0	6	0
2020		0	14	0
2021		0	0	0
2022	0	0	7	0
2023	0	0		0

Anexo 12. SIMPER Año vs. Sector de *Rhaebo haematiticus*.

<i>Rhaebo haematiticus</i>				
Años	Anchicayá	Corea	Minas	Tokio
2017		0	0	0
2018	2	0	0	0
2019	12	0	0	0
2020		0	0	0
2021		0	0	0
2022	1	0	0	0
2023	48	0		0

Anexo 13. SIMPER Año vs. Sector de *Oophaga lehmanni*.

<i>Oophaga lehmanni</i>				
Años	Anchicayá	Corea	Minas	Tokio
2017		0	0	0
2018	15	0	0	0
2019	0	0	0	0
2020		0	0	0
2021		0	0	0
2022	11	0	0	0
2023	11	0		0

Anexo 14. SIMPER Año vs. Sector de *Pristimantis brevifrons*.

<i>Pristimantis brevifrons</i>				
Años	Anchicayá	Corea	Minas	Tokio
2017		3	0	0
2018	0	0	2	0
2019	0	2	0	0
2020		1	5	0
2021		1	0	0
2022	0	7	0	0
2023	0	15		1

Anexo 15. SIMPER Año vs. Sector de *Craugastor raniformis*.

<i>Craugastor raniformis</i>				
Años	Anchicayá	Corea	Minas	Tokio
2017		0	0	0
2018	5	0	0	0
2019	25	0	0	0
2020		0	0	0
2021		0	0	0
2022	1	0	0	0
2023	5	0		0

Anexo 16. SIMPER Año vs. Sector de *Pristimantis capitonis*.

<i>Pristimantis capitonis</i>				
Años	Anchicayá	Corea	Minas	Tokio
2017		0	0	0
2018	0	1	7	0
2019	0	0	3	0
2020		0	4	0
2021		3	4	0
2022	0	1	1	0
2023	0	0		0

Anexo 17. SIMPER Año vs. Sector de *Centrolene savagei*.

<i>Centrolene savagei</i>				
Años	Anchicayá	Corea	Minas	Tokio
2017		0	0	1
2018	0	0	0	0
2019	0	0	0	11
2020		0	0	10
2021		0	0	6
2022	0	0	0	0
2023	0	0		6

Anexo 18. Correlación y Regresión de diversidad beta de recambio y anidada contra variables. Valor de P<0.05*

Variables	Correlación			P-Valor		
	Bray. Bal	Bray. Grad	Bray. Total	Bray. Bal	Bray. Grad	Bray. Total
Temperatura máxima	0.135	-0.139	0.125	*0.025	*0.021	0.038
Temperatura mínima	0.001	0.031	0.013	0.990	0.605	0.834
Humedad máxima mensual	-0.054	0.035	-0.059	0.376	0.561	0.332
Humedad mínima mensual	-0.063	0.053	-0.072	0.295	0.379	0.236
Precipitación	0.053	-0.072	0.046	0.377	0.233	0.443
Deforestación	0.064	-0.022	0.092	0.287	0.711	0.129
Ganadería	-0.041	0.002	-0.062	0.493	0.977	0.302
Procesos de remoción en masa	0.020	-0.027	0.025	0.743	0.652	0.685
Residuos sólidos	0.096	-0.110	0.077	0.112	0.067	0.204
Vías	-0.068	0.063	-0.070	0.259	0.296	0.244
Desagüe	0.065	-0.067	0.062	0.285	0.269	0.304
Infraestructura	0.065	-0.067	0.062	0.285	0.269	0.304
Deslizamiento	0.065	-0.067	0.062	0.285	0.269	0.304
Pastizal	-0.041	0.002	-0.062	0.493	0.977	0.302
Tala selectiva años anteriores	-0.072	0.085	-0.074	0.235	0.160	0.221
Altura de dosel	-0.197	0.157	-0.218	*0.001	*0.009	0.000
Altitud	0.121	-0.111	0.125	*0.045	0.066	0.037
Área natural	0.077	-0.062	0.073	0.376	0.475	0.399
Mosaico de Pastos con Espacios Naturales	0.029	-0.041	0.025	0.737	0.635	0.770
Obras Hidráulicas	0.000	-0.005	0.000	1.000	0.958	1.000
Pastos Enmalezados	-0.142	0.109	-0.135	0.100	0.206	0.116
Pastos Limpios	-0.060	0.045	-0.064	0.491	0.604	0.460
Vegetación Secundaria Alta de origen antrópico	0.090	-0.093	0.094	0.300	0.282	0.274
Vegetación Secundaria Baja de origen antrópico	-0.044	0.056	-0.049	0.609	0.520	0.574
Zonas Industriales o Comerciales	0.023	-0.024	0.024	0.791	0.780	0.779
Zonas Quemadas	-0.045	0.059	-0.038	0.602	0.492	0.658