



UNIVERSIDAD RICARDO PALMA

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

ESCUELA PROFESIONAL DE BIOLOGÍA

**Variación del paisaje sonoro en un gradiente de perturbación en la
Comunidad Nativa de Chirikyacu, San Martín-Perú 2019**

TESIS

Para optar el Título Profesional de Licenciado en Biología

AUTOR(A)

Valdiviezo Herrera, Adrian Alonso

(ORCID: 0000-0003-0035-7547)

ASESOR(A)

Mena Alvarez, Jose Luis

(ORCID: 0000-0002-3716-598X)

Lima, Perú

2022

Metadatos Complementarios

Datos de autor(a):

Autor(a): Valdiviezo Herrera, Adrian Alonso

Tipo de documento de identidad: DNI

Número de documento de identidad: 73089172

Código ORCID: 0000-0003-0035-7547

Datos del(a) Asesor(a):

Asesor(a): Mena Alvarez, Jose Luis

Tipo de documento de identidad: DNI

Número de documento de identidad: 09551625

Código ORCID: 0000-0002-3716-598X

Datos de los Miembros del Jurado:

PRESIDENTE: Madrid Ibarra de Mejía, Flor de María

DNI: 07222631

ORCID: 0000-0002-4041-2718

MIEMBRO: Chavieri Salazar, Andrés Ricardo

DNI: 08014597

ORCID: 0000-0002-2644-959X

MIEMBRO: Padilla Lauriano, Abiu Josué

DNI: 09610446

ORCID: 0000-0001-6990-2211

Datos de la investigación:

Campo del conocimiento OCDE: 1.06.13

Código del Programa: 511206

DEDICATORIA

Esta tesis está dedicada a las personas que me han motivado a seguir adelante: Mi madre María, mi padre Oscar, mi hermano Daniel y a todas las personas que me han apoyado durante mi época de aprendizaje universitario motivándome constantemente a perseguir mis sueños y metas.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al equipo del Proyecto Chirikyacu por haberme prestado los datos para la realización de esta tesis, así como el préstamo de la guía de aves para facilitar su reconocimiento y también por el entrenamiento en las herramientas utilizadas. Así mismo agradezco a Salvatore Calle Arce, por su disposición voluntaria por el tiempo invertido en el reconocimiento de morfoespecies de dos sitios de grabación. Además, agradezco a la directora del Museo de historia Natural, Mercedes Gonzales de la Cruz por brindarme el tiempo dentro de mi horario de trabajo para poder realizar esta investigación. De igual manera agradezco a mis amigos y familiares que me han apoyado incansablemente en la realización de esta tesis. Por último, agradezco a mi asesor José Luis Mena Álvarez por el tiempo brindado, la confianza depositada y haberme guiado en esta investigación.

INDICE

I.	INTRODUCCIÓN	1
II.	PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	2
III.	JUSTIFICACIÓN DE LA INVESTIGACIÓN	3
IV.	OBJETIVOS	4
	4.1 Objetivos generales	4
	4.2 Objetivos específicos	4
V.	MARCO TEÓRICO	4
	5.1 Ecoacústica	4
	5.2 Elementos	5
	5.2.1 Paisaje acústico	5
	5.2.2 Morfoespecie acústica	6
	5.3 Índices	6
	5.3.1 Paisaje acústico Usado (ASU)	6
	5.3.2 Índice de paisaje sonoro de diferencia normalizada (NDSI)	6
	5.3.3 Índice de diversidad acústica (ADI)	7
	5.3.4 Perturbación	7
	5.4 Riqueza de especies	7
	5.5 Biodiversidad	8
	5.6 Comunidad Chirikyacu	8
VI.	ANTECEDENTES	9

X	DISCUSIÓN	41
XI	CONCLUSIONES	47
XII	RECOMENDACIONES	48
XIII	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	49
XIV	ANEXOS	54
	Anexo 1: Composición de los GLM de los índices	54
	Anexo 2: Criterio de información de Akaike	55
	Anexo 3: Distancia a Centros poblados	56
	Anexo 4: Tabla de detecciones de morfoespecies	57
	Anexo 5: Guía referencia de morfoespecies	58

INDICE DE TABLAS

Tabla N° 1	17
Tabla N° 2	21
Tabla N° 3	24
Tabla N° 4	38
Tabla N° 5	39
Tabla N° 6	40

RESUMEN

El estudio del paisaje sonoro se muestra como una herramienta para evaluar la salud y biodiversidad de múltiples ecosistemas a nivel mundial, de forma remota, segura y con un menor esfuerzo invertido que las técnicas tradicionales. En el caso de esta tesis el objetivo fue Determinar la variación del paisaje sonoro a lo largo de un gradiente de perturbación en la comunidad nativa de Chirikyacu, San Martín-Perú 2019. Para realizar este objetivo se obtuvieron las grabaciones de 27 estaciones de grabación de la comunidad nativa de Chirikyacu con equipos Audiomoth v 1.2.0 y que estaban almacenadas en la plataforma virtual Arbimon. Se analizaron las grabaciones con el programa Rstudio utilizando el paquete “soundecology” para determinar los índices ADI y NDSI y también la plataforma Arbimon para hallar el ASU. Así mismo, se utilizó la plataforma virtual para analizar una muestra representativa de las grabaciones en días y horas al azar y poder identificar las morfoespecies. Además, se graficó las distancias a centros poblados con la herramienta QGIS. Posteriormente se realizaron análisis estadísticos (Spearman y GLM) para hallar la relación y significancia entre las variables estudiadas. Se obtuvo como resultado que el índice ASU tuvo un promedio de 30.95%, el ADI mostró un promedio 2.233 mientras que el NDSI tuvo un resultado promedio de 0.604. Se encontraron un total de 157 morfoespecies de insectos, 164 de morfoespecies de anuros y 296 morfoespecies de aves. Se determinó que el índice de espacio acústico usado (ASU) tiene una correlación positiva y significativa (0.538, p-valor = 0.004) con la riqueza de morfoespecies siendo los insectos, anuros y aves quienes dominan el espacio acústico usado en Chirikyacu. Se concluyó que la distancia a centros poblados tiene relación solo con el ASU $R= 0.41$ p-value <0.05 . Se recomienda utilizar el ASU en comunidades biológicas de alta diversidad para poder describir de una manera más acertada el paisaje acústico.

Palabras clave: ADI, ASU, Ecoacústica, GLM, Morfoespecies, NDSI, Paisaje sonoro, Qgis.

Abstract

The soundscape study is shown as a tool to assess the health and biodiversity of multiple ecosystems worldwide, remotely, safely and with less effort invested than traditional techniques. In the case of this thesis, the objective was to determine the variation of the soundscape along a disturbance gradient in the native community of Chirikyacu, San Martín-Perú 2019. To achieve this objective, the recordings of 27 recording stations of the native community of Chirikyacu with Audiomoth v 1.2.0 equipment and that were stored in the Arbimon virtual platform. The recordings were analyzed with the Rstudio program using the "soundecology" package to determine the ADI and NDSI indices and also the Arbimon platform to find the ASU. Likewise, the virtual platform was used to analyze a representative sample of the recordings in random days and hours and to be able to identify the morphospecies. In addition, the distances to populated centers were plotted with the QGIS tool. Subsequently, statistical analyzes (Spearman and GLM) were performed to find the relationship and significance between the variables studied. It was obtained as a result that the ASU index had an average of 30.95%, the ADI showed an average of 2.233 while the NDSI had an average result of 0.604. A total of 157 insect morphospecies, 164 anuran morphospecies and 296 bird morphospecies were found. It was determined that the acoustic space used index (ASU) has a positive and significant correlation (0.538, p-value = 0.004) with the richness of morphospecies, with insects, anurans and birds dominating the acoustic space used in Chirikyacu. It was concluded that the distance to populated centers is related only to the ASU $R= 0.41$ p-value <0.05 . It is recommended to use the ASU in biological communities of high diversity in order to more accurately describe the acoustic landscape.

Keywords: ADI, ASU, Ecoacoustics, GLM, Morphospecies, NDSI, Qgis, Soundscape.

I. INTRODUCCIÓN

Los bosques han sido fuente de recursos como alimento, agua, biodiversidad, madera y refugio por miles de años; sin embargo, son uno de los ecosistemas más susceptibles al cambio climático y las presiones antropogénicas. De acuerdo con diversas organizaciones mundiales, los bosques tropicales son afectados por el cambio de tierras a tierras agrícolas, tala y caza que afecta de manera sustancial a la biodiversidad y ha hecho retroceder las áreas forestales en los últimos 30 años.

No obstante, debido a las estrategias de conservación como la promoción de sistemas productivos sostenibles, establecimiento de áreas protegidas, fortalecimiento de capacidades de gubernamentales en gestión del ambiente, monitoreos de evaluación de los programas de conservación, inclusión de comunidades indígenas en la protección de los bosques, han permitido que esta tendencia disminuya. La ecología tradicional aplica técnicas como puntos de conteo, playback para especies poco conspicuas (e.g. aves), redes de neblina, transectos de banda fija, parcelas de hojarasca y otras técnicas que permiten medir el nivel de la biodiversidad de mamíferos, aves, anfibios y reptiles en los ecosistemas del Perú ; sin embargo, estas técnicas tienden a ser costosas en tiempo, recursos y requieren una gran cantidad de personas u horas invertidas para poder medir de manera eficiente y con un menor error la riqueza de especies y otras métricas de los lugares.

Es en ese sentido que surge la eco acústica un campo nuevo de la ecología que permite medir el paisaje acústico que se describe como la suma del sonido producido por animales, el ambiente y las personas. Analizando este elemento podemos determinar de una manera más simple, económica y en tiempo real, la biodiversidad (indirectamente) presente en un lugar a través de grabaciones de sonido, y el uso de tecnología (software y programas de inteligencia artificial). Esta información es útil

para la gestión ambiental ya que ofrece una alternativa costo beneficio para el monitoreo de la biodiversidad y los impactos de la actividad humana sobre esta.

En esta tesis se describirá la biodiversidad desde el enfoque del paisaje acústico, utilizando grabaciones de sonido obtenidas en la comunidad campesina “Chirikyacu” en San Martín, Perú. Para describir el paisaje acústico se usarán el espacio acústico usado (ASU), el índice de diversidad acústica (ADI) y el índice del paisaje acústico de diferencia normalizada (NDSI). Además, se buscará determinar la contribución de distintos grupos taxonómicos en la cuantificación de los índices usados.

II. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Los bosques han sido fuente de recursos como alimento, agua, biodiversidad, madera y refugio por miles de años; sin embargo, su explotación y reemplazo por tierra de uso agrícola han ocasionado que las áreas forestales estén en un veloz retroceso (FAO, 2021). Desde el 2015 se han perdido en total el 1% de bosques tropicales en el Perú y en la región de San Martín se han perdido el 3% del bosque amazónico siendo la agricultura expansiva la principal responsable de la pérdida (Geobosques, 2020).

Estas presiones antropogénicas pueden causar cambios en la biodiversidad muy acelerados que no pueden ser medidos a tiempo. Esto se debe a que los muestreos de campo de la ecología tradicional tienden a ser lentos, intensivos en mano de obra, enfocados en un solo objetivo, susceptibles al sesgo del observador y requieren una gran cantidad de recursos y experiencia (Sethi et al., 2020). En ese sentido surge la ecoacústica (Schafer, 1977) como un nuevo campo para monitorear a las morfoespecies en su ambiente natural sin la interferencia del observador humano. El sonido producido por los animales, el ambiente y los humanos construyen el paisaje

sonoro (referencia) del lugar el cual puede ser medido mediante los índices de paisaje acústico como son el índice de paisaje acústico utilizado (ASU), índice de diversidad acústica (ADI) y el índice de paisaje sonoro de diferencia normalizada (NDSI) (Farina, 2018). Los índices de paisaje acústico tienen resultados variables con relación a la riqueza de especies acústicas (Sousa-Lima et al., 2018). El índice de paisaje acústico utilizado (ASU) es influenciado por la riqueza de especies de insectos en el ecosistema y es un proxy práctico para la estimación de la riqueza de especies sonoras en bosques tropicales (Campos-Cerqueira & Aide, 2017; Aide et al., 2017). Así mismo, el ADI mide la diversidad del sonido respecto a aves y sigue la tendencia temporal de insectos y anuros en un paisaje sonoro con altos niveles de igualdad en la distribución y amplitud de sonidos entre las bandas de frecuencia (Sousa-Lima *et al.* 2018; Rajan et al., 2019). Mientras que el NDSI ha sido usado mayormente en zonas urbanas o periurbanas para estimar el nivel de perturbación antropogénica (Kasten et al. 2012; Sousa-Lima et al., 2018; Sánchez-Giraldo et al., 2021). No obstante, no hay trabajos que comparen los tres índices mencionados e indique cuál explica mejor las variaciones del paisaje sonoro.

De lo anterior surge la pregunta

¿Cuál de los índices de paisaje sonoro ASU, ADI, NDSI describe mejor la variación del paisaje sonoro a lo largo de un gradiente de perturbación? Asimismo, ¿Cuál de estos índices tiene una mayor relación con la riqueza de morfoespecies acústicas?

III. JUSTIFICACIÓN DE LA INVESTIGACIÓN

Mediante esta investigación se analizará la relación del paisaje sonoro y la riqueza de morfoespecies acústicas en un gradiente de perturbación antropogénico en la comunidad Chirikyacu lo que es de suma importancia debido a que permitirá una mayor comprensión de la relación entre la biodiversidad que produce sonido y el

paisaje sonoro en un gradiente de perturbación. Este estudio es pertinente para la comunidad científica porque permite expandir el conocimiento del paisaje sonoro y saber qué índices tienen una relación con la riqueza de morfoespecies. Así mismo, le permite un mayor conocimiento sobre la salud del ecosistema a la comunidad y permite mejorar las estrategias de conservación en la zona.

IV. OBJETIVOS

4.1 OBJETIVO GENERAL

Determinar la variación del paisaje sonoro a lo largo de un gradiente de perturbación en la comunidad nativa de Chirikyacu, San Martín-Perú 2019

4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

4.2.1 Determinar el paisaje sonoro en la Comunidad Chirikyacu

4.2.2 Determinar la riqueza de las morfoespecies acústicas de aves, insectos y anfibios en la Comunidad Chirikyacu

4.2.3 Evaluar relación entre el paisaje sonoro y el gradiente de perturbación en la comunidad Chirikyacu a través de la bioacústica

4.2.4 Evaluar la relación entre los índices acústicos y la riqueza de morfoespecies acústicas.

V. MARCO TEÓRICO

5.1 Ecoacústica

La ecoacústica es una nueva disciplina que investiga el rol ecológico del sonido. Es un campo relevante de investigación relacionado al monitoreo de largo tiempo, salud del ecosistema, evaluación de la biodiversidad, conservación del paisaje acústico y manejo del ecosistema. Esta disciplina emergente puede alertar de graves amenazas a la vida de las especies, poblaciones, comunidades y paisajes terrestres o marinos

La complejidad de la ecología del sonido significa que la ecoacústica tiene características interdisciplinarias atrayendo académicos de diferentes disciplinas como acústica, ecología, etología, geografía, ingeniería forestal, arquitectura, música etc. Es más, existe una relación entre la ecoacústica con la acústica aplicada a temas humanos incluyendo la antropología (Farina, 2018). La ecoacústica fue propuesta formalmente durante una reunión internacional de ecólogos, acústicos, bioacústicos, grabadores de sonido y músicos en París en el 2014 (Farina y Gage, 2017). Su nombre deriva de la necesidad de evitar confusión con la “Ecología acústica” que es usada en el estudio del sonido y su relación con la vida y la sociedad. Esta rama deriva de la consolidación del conocimiento de la bioacústica y el creciente reconocimiento de la importancia del sonido en la ecología de las especies, poblaciones, comunidades, ecosistemas y paisajes (Farina, 2018).

5.2 Elementos

5.2.1 Paisaje acústico

El paisaje acústico también conocido como paisaje sonoro es el conjunto de sonidos que son percibidos por un oyente que le da un significado. La capacidad del oyente de distinguir patrones acústicos y asignar un significado es materia de percepción individual y competencia cognitiva. (Farina, 2018)

Sin embargo, Farina, (2018) también menciona que traer esta definición a los animales es difícil por el poco entendimiento que tenemos acerca de la capacidad auditiva e interpretativa de las especies sonoras. Es por ello, que el modelo de eventos acústicos es propuesto como un método estadístico

para asignar un código algorítmico específico a un conjunto de secuencias de sonidos.

5.3 Morfoespecie acústica

Se define como una nota o el conjunto de notas que constituyen una señal acústica única (Aide et al., 2017) También se la define como Sonotipo (Sousa-Lima et al., 2018).

5.4 Índices

5.4.1 Paisaje acústico Usado (ASU)

Índice que busca estimar la cantidad de contenedores de frecuencia (bins) usados en una escala temporal definida (Aide et al., 2017). Esto se realiza mediante el reconocimiento de picos dentro de las grabaciones y se clasifica el bin como usado o no usado dependiendo si el sonido reconocido como pico sobrepasa un umbral determinado.

5.4.2 Índice de paisaje sonoro de diferencia normalizada (NDSI)

Busca estimar el nivel de perturbación antropogénica en el paisaje acústico mediante la estimación de la razón entre la antropofonía a la biofonía en una muestra colectada de sonidos. Se basa en una frecuencia teórica dividida entre antropofonía (1–2 kHz) y biofonía (2–11 kHz). La relación de los dos componentes da valores de -1 a +1, con +1 indicando que no hay antropofonía en el paisaje sonoro y con -1 que predomina el sonido producido por el hombre en el paisaje sonoro. Los valores altos reflejan altos niveles de biofonía de insectos, con un ruido mínimo en el rango de 1 a 2

kHz. Los valores bajos surgen cuando domina la biofonía de insectos la banda de 1–2 kHz (Kasten et al., 2012).

5.4.3 Índice de diversidad acústica ADI

El índice ADI calcula el índice de diversidad de Shannon (Shannon, 1948) considerando cada banda de frecuencias como una categoría distinta, es decir especies, y la proporción de un sonido ocurriendo en cada banda como la frecuencia es decir abundancia. Mientras mayor sea el número de bandas activas y más igual sea la proporción de las actividades, más diversa será la comunidad acústica (Sousa-Lima et al., 2018).

5.4.4 Perturbación

La perturbación puede ser de origen natural (desastres, incendios, inundaciones) o humano (mina, ciudades, explotación de bosques, rocío) y se caracterizan por emisiones acústicas. La medición de estos eventos puede indicar el tipo y duración de la perturbación (Farina 2018)

5.5 Riqueza de especies

El número de especies en una comunidad, en un espacio y tiempo determinado (Colwell 2009). La riqueza de especies es el número de especies en una región definida. Esta es medida a través del muestreo o por censo. Debido a que “región” es definido por el observador, la riqueza de especies ha sido categorizada en 3 componentes que toman en consideración cambios en la escala espacial estos son los índices de diversidad *alpha* (α), *beta* (β) y *gamma* (γ) (Moore, 2013),

La diversidad *alpha* (α), a veces referida como diversidad puntual, es la riqueza de especies que ocurre en un área dentro de una región que es menor a la entera

distribución de especies (Whittaker, 1972). La diversidad *beta* (β) es la tasa de cambio de la riqueza de especies entre localidades, regiones o de ecosistema a otro ecosistema (Whittaker, 1972). La diversidad *gamma* (γ) es la riqueza de especies en una región entera. A medida que el área estudiada se acerca a la de toda la región, la diversidad *alpha* se acerca a la diversidad *gamma* y la diversidad *beta* se acerca a cero (Moore, 2013).

5.6 Biodiversidad

Las variedades de vida en todos los niveles de organización están clasificadas mediante los criterios filogenéticos y ecológicos (Colwell, 2009). Es la propiedad de los sistemas vivos de ser distintos entre sí, no es una entidad sino una propiedad, así como una característica de las múltiples formas de adaptación e integración de la especie humana a los ecosistemas de la tierra y no un recurso (Núñez et al., 2003).

5.7 Comunidad Chirikyacu

La comunidad Chirikyacu está ubicada en el departamento de San Martín, provincia de Lamas, distrito de San Roque de Cumbaza, a una distancia aproximada de 23 km desde Tarapoto. Está conformada por aproximadamente 80 familias pertenecientes al pueblo indígena Kichwa. El centro poblado está ubicado a los lados de la carretera de acceso, donde las familias viven en grupos. Así mismo, cabe mencionar que los comuneros empadronados poseen derechos de propiedad individual sobre sus áreas agrícolas y que los cambios o transferencias son aprobados por la asamblea comunal. Ellos utilizan 608 hectáreas para cultivo y ganadería, 431 hectáreas para usos forestales y 4453 hectáreas son tierras de protección en las que cazan un promedio de 4 veces al año en zonas aledañas a cuerpos de agua que se encuentran en 3 lugares del bosque protegido. Así mismo,

pueden realizar tala de árboles dentro de su territorio con un permiso que solo se les otorga en ocasiones urgentes. (Saldaña et al., 2019)

VI ANTECEDENTES

Para determinar la relación entre el paisaje sonoro utilizado y la riqueza de morfoespecies acústicas en un gradiente de perturbación existente en la comunidad Chirikyacu es conveniente referir la consulta de trabajos realizados que guardan relación con los objetivos propuestos en este estudio, en función a ello se menciona a:

Campos-Cerqueira et al. (2019) determinaron el espacio acústico usado (ASU por sus siglas en inglés) en 3 tipos de bosques distintos, uno utilizado como referencia, otro que poseía la certificación FSC y otro sin esta certificación en la región Tahuamanu-Madre de Dios Perú. Usaron un total de 67 sitios cada uno con grabadores que operaron por 39 días. Así mismo realizaron pruebas estadísticas para determinar el modelo de mejor ajuste. De esta manera, llegaron a la conclusión de que el ASU era mayor en los lugares certificados con FSC, los cuales tiene mayor similitud a los sitios de referencia, que los bosques sin certificación FSC. Así mismo, se encontró que la riqueza de aves tenía una menor influencia en el ASU que la de los insectos.

Este último punto mencionado en el párrafo anterior lo vuelve a aseverar la investigación de Aide et al. (2017). Ellos determinaron la relación entre el espacio acústico usado y la diversidad de especies a través de diferentes grupos taxonómicos en diversos sitios desde un bosque caribeño relativamente bajo en biodiversidad y la selva amazónica. Para ello determinaron la riqueza de las

morfoespecies acústicas y la composición de la biofonía mediante la revisión manual de grabaciones de cada sitio, identificando las morfoespecies de anuros, aves, insectos y mamíferos, así como la presencia de la geofonía y antropofonía. Así mismo, determinaron los rangos de frecuencias de cada morfoespecie y lo graficaron en un histograma. Para analizar el espacio acústico usado utilizaron la plataforma ARBIMON y el resultado que obtuvieron fue que la riqueza de morfoespecies acústicas tiene una correlación positiva con el ASU en todos los lugares. Además, sus investigaciones concluyeron que los insectos dominaban en los sitios con un mayor ASU mientras que las aves dominaban en lugares con un bajo valor de este índice.

De igual manera, Sousa-Lima et al. (2018) refuerzan la importancia de los insectos y anuros en los análisis realizados en la ecoacústica en su estudio. En este estudio apuntaron a describir la riqueza acústica temporal y como 4 grupos de animales distintos (anuros, aves, insectos y mamíferos) contribuyen al paisaje acústico en tres sitios en un área protegida de Cerrado, Brasil. Para ello realizaron un conteo de sonotipos (serie de notas distintas pronunciadas juntas). También calcularon el índice de diversidad acústica (ADI), índice de igualdad acústica (AEI), índice de entropía H, índice de paisaje acústico de diferencia normalizada (NDSI), índice de complejidad acústica (ACI) e índice bioacústico (BIO). El índice NDSI fue utilizado para estimar la proporción de perturbación antropogénica en un paisaje acústico. El conteo de sonotipos tuvo como resultado un patrón marcado de una riqueza acústica mayor de aves en el horario diurno mientras que los insectos y anuros dominaban el espacio acústico nocturno. Así también, el índice AEI mostró una gran heterogeneidad durante el día y una mayor homogeneidad en la noche. No obstante, cuando se comprueba las

correlaciones entre la riqueza de sonotipos y los índices a través de los diferentes sitios evaluados individualmente los resultados se mostraron inconsistentes.

El enfoque eco acústico para el análisis de grabaciones ambientales está siendo usado para identificar grandes patrones ecológicos relacionados a diversas fuentes como animales, humanos y el ambiente, también se usa para evaluar el efecto antropogénico en los ecosistemas. Esto fue investigado por Scarpelli, Ribeiro y Teixeira (2020) en los bosques del Atlántico en Brasil. Ellos segmentaron las áreas en 5 clases distintas según el porcentaje de cobertura vegetal (C1(0-20%) C2(20-40%), C3(40-60%), C4(60-80%), C5(80-100%)), utilizaron los índices background Noise (BGN), Signal to Noise Ratio (SNR), Activity(ACT) y Events per second y compararon la actividad en tres bandas de frecuencias baja (1-1000hz) media (1000-8000 Hz) y Alta(8000-24000 Hz) utilizando 22 grabadoras en 22 puntos distintos de recolección durante la temporada de lluvia (oct 2016- Enero 2017). Como resultado obtuvieron que el valor de BGN fue mayor cerca de cuerpos de agua, el porcentaje de ACT, EVP y SNR fue mayor en zonas de cobertura baja, las frecuencias de rango bajo tuvieron más variaciones en zonas de cobertura media. Por último, las frecuencias de rango alto eran mayores y más variadas en el bosque.

Por otro lado, Furumo & Aide (2019) evaluaron la biodiversidad en plantaciones forestales de *Elaeis guineensis* “Palma aceitera” en Santa Marta, Colombia. Para realizar este estudio utilizaron grabadoras separadas por 300 m de distancia y grabaron sonidos emitidos entre 0 a 22 kHz, correspondiente las frecuencias de aves, anfibios, insectos y mamíferos. Así mismo, utilizaron la plataforma ARBIMON para generar los paisajes acústicos; juntaron las grabaciones por

horas del día por cada sitio y clasificaron las frecuencias escuchadas por origen (biofonía, geofonía o antropofonía). En el caso de biofonía determinaron la morfoespecie a la cual pertenece el sonido. Como conclusión señalaron que las plantaciones de Palma Aceitera pueden reemplazar a los pastizales para ganado y otros sembríos de materia prima sin afectar a las comunidades acústicas presentes.

Burivalova *et al.* (2017) utilizaron el paisaje acústico para detectar la variabilidad del grado de influencia humana en bosques de Papúa Nueva Guinea. Para lo cual colocaron grabadoras en distintas zonas a 300 metros de un centro poblado humano y a 30 m de algún camino. Estas zonas tenían distintos usos como agricultura, conservación, forestal, jardinería, caza y usos generales. Luego calcularon la saturación del paisaje acústico con dos índices $BGNf = Mo(dB cf)$ y $POW f = max(dBcf) - BGNf$. Usando los índices determinaron que el componente de energía acústica usualmente proviene de coros de insectos. Posteriormente, utilizaron distintos modelos estadísticos donde un modelo nulo fue el más acertado (13.8% de las 24 horas) en casi todas las zonas de distintos usos. Como conclusión encontraron que las horas de mayor de actividad fueron durante el amanecer y anochecer, horario en el que los sitios muestran una mayor variabilidad entre ellos y que las variables relacionadas con el impacto humano tuvieron la mayor influencia en la saturación del paisaje acústico. Además, afirmaron que incluso las actividades humanas más leves que involucren fragmentación de la cobertura del bosque disminuyen la vocalización y eliminan los coros diurnos y nocturnos. Además, señalaron que los sitios con una mayor cobertura continua de bosques tenían una mayor saturación de frecuencia.

En la misma línea está el paper de Deichmann *et al.* (2017) en dónde la ecoacústica fue usada para realizar un análisis del paisaje sonoro y un monitoreo acústico, para documentar los impactos en la biodiversidad de las actividades exploratorias del gas natural en los bosques peruanos. Para poder lograr este objetivo tomaron datos a 100-250-500-750-1000 m en dos tramos A y B de la estación de exploración en dos épocas distintas (construcción “C” y perforación “P”). Para ello utilizaron las grabaciones tomadas por grabadoras autónomas LG L70 y analizaron los datos en Arbimon II, describiendo la actividad acústica según el tiempo (horas del día) y frecuencia(kHz). Finalmente concluyeron que la comunidad de aves presenta menos detecciones y menor cantidad de riqueza de especies cerca de la plataforma mientras que los anuros muestran resultados opuestos.

Duarte *et al.* (2021) hicieron una comparación de los cambios sucedidos en el espectro sonoro en un lugar en el que ha ocurrido un incendio forestal y un lugar adyacente en la sabana brasileña que se ha mantenido intacto. Ellos tuvieron como métricas para analizar los sitios de estudio, la densidad de poder del espectro (PSD) y el índice de complejidad acústica (ACI). El primero describe la distribución de poder a través de los dominios de frecuencia, mientras que el ACI mide la variación absoluta de la amplitud de los sonidos en cada paquete de frecuencias. Determinaron que los cambios en PSD y ACI fueron notorios pocos meses después del incendio en la zona afectada, no obstante, una vez pasado un año del siniestro, fueron muy similares, aunque encontraron diferencias menores en la biofonía y la riqueza de especies. Así mismo, demostraron que solo un año de recuperación post incendio no es suficiente para recuperar la biodiversidad.

Además, acotaron que la aproximación ecoacústica es útil para un mejor entendimiento de la ecología del fuego y para evaluar prácticas de manejo de incendios.

Por otro lado, existen variables como la altitud que pueden jugar un rol más importante en la composición de la estructura acústica y su composición como lo estudian Campos- Cerqueira y Aide (2017). En este estudio se tomaron datos en 58 lugares de muestreo en un rango de elevación de 100-1074 m de una zona protegida en Puerto Rico en los meses de marzo y mayo 2015. Analizaron los datos en la plataforma ARBIMON, e hicieron un reconocimiento de las morfoespecies presentes. Ellos concluyeron que la elevación juega un papel importante en la estructura de la comunidad acústica. Así mismo, señalaron que el paisaje acústico sirve para describir y comparar la distribución de especies en zonas de gran extensión a lo largo del gradiente ambiental.

Morales *et al.* (2021) describieron las diferencias en los paisajes sonoros de sistemas silvopastoriles y potreros tradicionales del piedemonte llanero en Colombia. Estos autores calcularon el porcentaje de bosque natural y los otros tipos de ecosistemas. Así mismo, se estimaron las distancias a vías y quebradas. Utilizaron la plataforma de ARBIMON para un análisis del paisaje acústico e identificaron las especies con distintas bases de datos disponibles. Como resultado obtuvieron que se encontraron diferencias en la actividad acústica y el uso de espacio acústico que lo relacionaron a la distancia a las quebradas. Ellos concluyeron que la distancia a vías o quebradas explican la variación de riqueza de aves y anuros. Además, señalaron que los sitios con menor variación fueron los potreros arbolados.

De la misma manera Sánchez-Giraldo, Correa y Daza (2021) relacionan el ambiente acústico como un espejo de la integridad ecológica del paisaje en programas de monitoreo. Este fue realizado en 31 zonas de muestreo en un bosque montano en Colombia. Dentro de este estudio, calcularon el índice de complejidad acústica (ACI), el índice de entropía acústica (H), el índice de diversidad acústica (ADI), el índice de equidad acústica (AEI), el índice de bioacústica (BI), el número de picos (NP), la envoltura de amplitud media, el índice de paisaje sonoro de diferencia normalizada (NDSI) y el de nivel de energía de la biofonía. Ellos encontraron que los índices acústicos están relacionados a la integridad ecológica a escala local. Así mismo, señalaron que existe una relación entre sitios con una alta integridad ecológica y sitios con paisajes acústicos más similares, No obstante, también mencionan que no encontraron relación entre el NDSI, ACI y BI y la integridad ecológica. También mencionaron que el AEI y el NP serían los indicadores más importantes relacionados a la integridad ecológica. Por último, aseveraron que el análisis del paisaje acústico es una metodología válida para el monitoreo y conservación de paisajes andinos.

VII HIPÓTESIS

H0: No hay una relación entre los índices ASU, ADI y NDSI y la riqueza de morfoespecies acústicas a lo largo del gradiente de perturbación.

H1: Hay una relación entre los índices ASU, ADI y NDSI y la riqueza de morfoespecies acústicas a lo largo del gradiente de perturbación.

H0: No existe una relación entre el grado de perturbación (distancia a centros poblados) y los índices ASU, ADI y NDSI

Hi: Existe una relación entre el grado de perturbación (distancia a centros poblados) y los índices ASU, ADI y NDSI.

VIII MATERIALES Y MÉTODOS

8.1 Lugar de ejecución: Comunidad nativa Chirikyacu- San Martín

8.2 Tipo y diseño de investigación: Experimental

8.3 Variables

Independiente:

- La perturbación antropogénica medida como distancia a centros poblados
- Riqueza de Morfoespecie acústica

Dependiente:

- Paisaje sonoro
- Índice de diversidad acústica
- Índice de paisaje sonoro de diferencia normalizada

Tabla N°1 Tabla de operacionalización de las variables

8.4 OPERACIONALIZACIÓN DE LAS VARIABLES					
Objetivos específicos	Variable	Definición	Indicador	Escala de medida	Instrumento
Determinar el paisaje sonoro (ASU, ADI, NDSI)	Paisaje sonoro utilizado (ASU)	Porcentaje de tiempo entre las cantidades de frecuencia en cada sitio	Bins usados	Porcentaje T/contenedores de frecuencia	ARBIMON Rstudio
	Índice de diversidad acústica (ADI)	Índice que evalúa la diversidad acústica en el paisaje sonoro en base al índice de Shannon aplicado a las frecuencias usadas	Bandas de frecuencias usadas	Rango de [0 a +]	Rstudio
	Índice de diferencia acústica normalizada (NDSI)	Variable que evalúa el grado de antropofonía	Bajas frecuencias de 1-2 kHz	Rango de valores [-1 a1]	Rstudio
Determinar la riqueza de las morfoespecies acústicas de aves, insectos y anfibios en la Comunidad Chirikyacu	Riqueza de las morfoespecies acústica de Aves, insectos y anfibios	El número de especies en una comunidad, en un espacio determinado en un tiempo determinado (Colwell. 2009)	Número de morfoespecies	Unidad	ARBIMON
		Se define como una nota o el conjunto de notas que constituyen una señal acústica única (Aide <i>et al.</i> 2017) También se la define como Sonotipo (Sousa-lima et al., 2018)			Raven Pro
Evaluar relación entre el paisaje acústico y el gradiente de perturbación en la comunidad Chirikyacu a través de la bioacústica	Distancia a centros poblados	Recorrido entre el centro poblado a las zonas de grabación	Distancia	Metros	QGIS

8.5 Materiales

8.5.1 Grabadoras tipo audiomoths

Se utilizaron 27 Audiomoths v1.2.0 (grabadoras de sonido) utilizadas para captar sonidos audibles y ultrasónico. Se colocaron en 27 locaciones distintas dentro del territorio de la comunidad de Chirikyacu y se las dejaron grabando por un mes completo por un minuto cada 10 minutos y se registraron frecuencias de 0 kHz a 24 kHz. (Hill *et al.* 2019)

8.5.2 Software

Se utilizó la plataforma virtual de ARBIMON RFCX para el procesamiento de audios y la identificación de morfoespecies. Se usó Rstudio v 4.13 y Microsoft excel 2019 para el procesamiento y ordenamiento de datos. A demás, se utilizó Qgis para la realización de mapas. Por último, se utilizó la plataforma de Microsoft word para realizar el informe resultante de la investigación.

8.6 Procedimientos y análisis de datos

8.6.1 Determinación del paisaje sonoro mediante ASU, ADI y NDSI

Se estimó ASU mediante la herramienta *soundscape analysis* de ARBIMON. En esta se definió la escala de agregación del tiempo en 24 horas, el tamaño del bin de frecuencias en 86.13 hz y el mínimo umbral para la amplitud del pico de sonido de 0.2 conforme al procedimiento establecido por Deichmann *et al.* (2016). Además, se realizó una división entre el número de grabaciones con un pico en cada tiempo entre clase de frecuencia por el número total de grabaciones (Aide *et al.*, 2017)

Los índices ADI y NDSI fueron calculados mediante la función “multiple_sounds” del paquete “Soundecology package” y “Seewave-R”, donde se analizó las grabaciones disponibles (Sousa-Lima et al., 2018).

8.6.2 Determinación de las morfoespecies acústicas

Para determinar las especies sonoras en la grabación se realizó un análisis detallado con la plataforma Arbimon. Para ello, se seleccionó 1 día de grabaciones de manera aleatoria de cada sensor (Audiomoth v1.2) por cada semana (5 semanas), y se trabajó con 4 archivos de 1 minuto en los siguientes horarios 5:00-7:00, 8:00-10:00, 15:00-17:00 y 18:00-22:00 cada uno siguiendo el procedimiento de propuesto por Duarte *et al.* (2021). Cada archivo fue analizado en su espectrograma respectivo (0kHz a 24kHz). Cada sonido fue clasificado en 3 categorías: insectos, anuros y aves. Los insectos, anuros y aves fueron clasificados como sonidomorfos que es representado por una serie de notas únicas que representa un tipo de sonido de una especie reconocido mediante la estridulación y el sonido graficado por Arbimon. (Sousa-Lima et al., 2018).

8.6.3 Determinar la distancia a centros poblados y la relación que tiene con los índices acústicos utilizados

Para determinar la perturbación primero se seleccionaron los centros poblados cercanos a la comunidad de chirikyacu. Luego se creó un ráster a partir de estos y se usó la herramienta proximity raster con un tamaño de 50 m por pixel en QGIS (Gidahatari, 2017). Luego se colocaron los puntos que representan las estaciones de grabado y se realizó un buffer

de 400 m para cada estación. Posteriormente se utilizó la herramienta de análisis espacial de estadística zonal y se obtuvo el promedio de distancia de cada punto de grabado a los centros poblados y se ploteó el mapa resultante. (Gidahatari, 2017). Después se realizó una correlación de rango de Spearman para determinar la relación entre la distancia a centros poblados y los índices acústicos. (Zar,2005)

8.6.4 Calcular la relación entre ASU, ADI y NDSI y la Riqueza de morfoespecies en un gradiente de perturbación

La relación entre ASU, ADI, NDSI y la riqueza de morfoespecies acústicas se estimó mediante una correlación de rango de Spearman. Además, con la función glm de R se generó modelos lineales generalizados de los índices obtenidos (ASU, ADI, NDSI) y se utilizó el criterio de información de Akaike (AICc) para determinar cuál es el mejor modelo que relaciona mejor estos índices con la riqueza de morfoespecies (anuros + aves + insectos). Además, se evaluó coeficientes beta resultantes para evaluar los resultados y se tomó en cuenta el intervalo de confianza para poder graficar las tendencias. (R core team., 2020, Aide et al., 2017).

8.7 Muestreo:

Diseño sistemático Lineal

8.8 Aspecto ético:

No se presenta ningún conflicto ético en la realización de este proyecto

IX RESULTADOS

9.1 Determinación del paisaje sonoro mediante ASU, ADI y NDSI

Se determinó los índices de ASU, ADI y NDSI según lo mencionado en el procedimiento. Como resultado se obtuvieron los promedios de ASU (30.950 %), ADI (promedio=2.233 Ds= 0.213) y NDSI (promedio = 0.604 Ds= 0.276) (ver Tabla N°2)

Tabla N° 2 Tabla de los índices ASU, ADI y NDSI

Sitios	ASU	ADI		NDSI	
		Promedio	Ds	Promedio	Ds
Z01	36.87%	2.200	0.286	0.495	0.453
Z02	2.75%	2.267	0.157	0.489	0.266
Z03	23.70%	2.272	0.137	0.764	0.229
Z04	42.43%	2.282	0.097	0.377	0.393
Z06	32.32%	2.037	0.584	0.440	0.236
Z07	26.30%	2.244	0.207	0.437	0.385
Z08	13.52%	2.271	0.167	0.641	0.242
Z09	31.08%	2.095	0.504	0.243	0.367
Z10	54.06%	2.292	0.089	0.480	0.270
Z11	12.51%	2.271	0.173	0.660	0.181
Z12	43.94%	2.295	0.054	0.297	0.390
Z13	41.05%	2.270	0.159	0.288	0.406
Z14	47.73%	2.189	0.302	0.636	0.446
Z15	29.73%	2.261	0.150	0.697	0.325
Z16	34.05%	2.215	0.254	0.817	0.226
Z17	49.97%	2.229	0.168	0.467	0.398
Z18	37.10%	2.275	0.157	0.696	0.234
Z19	22.33%	2.189	0.364	0.774	0.231
Z20	25.85%	2.281	0.125	0.756	0.266
Z21	23.25%	2.286	0.126	0.693	0.087
Z22	10.60%	2.267	0.201	0.556	0.129
Z23	14.10%	2.019	0.574	0.576	0.220
Z24	7.48%	2.231	0.243	0.624	0.333
Z25	33.80%	2.282	0.114	0.811	0.170
Z26	45.56%	2.261	0.112	0.905	0.173
Z27	49.60%	2.254	0.162	0.896	0.193
Z28	43.98%	2.282	0.091	0.801	0.203

Los sitios que muestran un mayor ASU son los sitios Z10, Z17 y Z27 de los cuales el primero se encuentra cercano a 3 centros poblados (1170.97 m.), mientras que el segundo y tercero de mayor ASU se encuentran mucho más alejados (4196.81 m y 5436.60 m. respectivamente). Así mismo los sitios con menor ASU Z02, Z24 y Z22 se encuentran a 1170.97, 1170.97 y 2384.63.

Así mismo, los sitios un índice de diversidad acústica (ADI) mayor son los sitios. Z12, Z10 y Z20 (2983.15 m, 1170.97 m y 572.456 m respectivamente) mientras que los sitios con un índice de diversidad (ADI) menor son Z23, Z06 y Z09 (572.456 m, 2983.15 m y 3598.3 m.)

Por último, los sitios con el índice de paisaje sonoro de diferencia normalizada (NDSI) con mayor nivel de representación de biofonía son los sitios Z26, Z27 y Z25 (2384.63 m, 5436.60 m y 1769.49m) por el contrario, donde se encuentra una menor biofonía Z09, Z13 y Z12 (3598.3 m, 2384.63 m, 2983.15m)

9.2 Determinación de las morfoespecies acústicas

Se determinó la cantidad de morfoespecies acústicas según lo mencionado en la metodología. Se excluyó el sitio Z2 debido a que no contaba con los requerimientos suficientes para seguir el procedimiento de muestreo de establecido. Así mismo, se encontraron un total de 157 morfoespecies de insectos, 164 de morfoespecies de anuros y 296 morfoespecies de Aves (ver anexo F). La zona con mayor cantidad de morfoespecies fue la Z27 que se encuentra a 5436.60 m de distancia a los centros poblados con un total de 162 morfoespecies

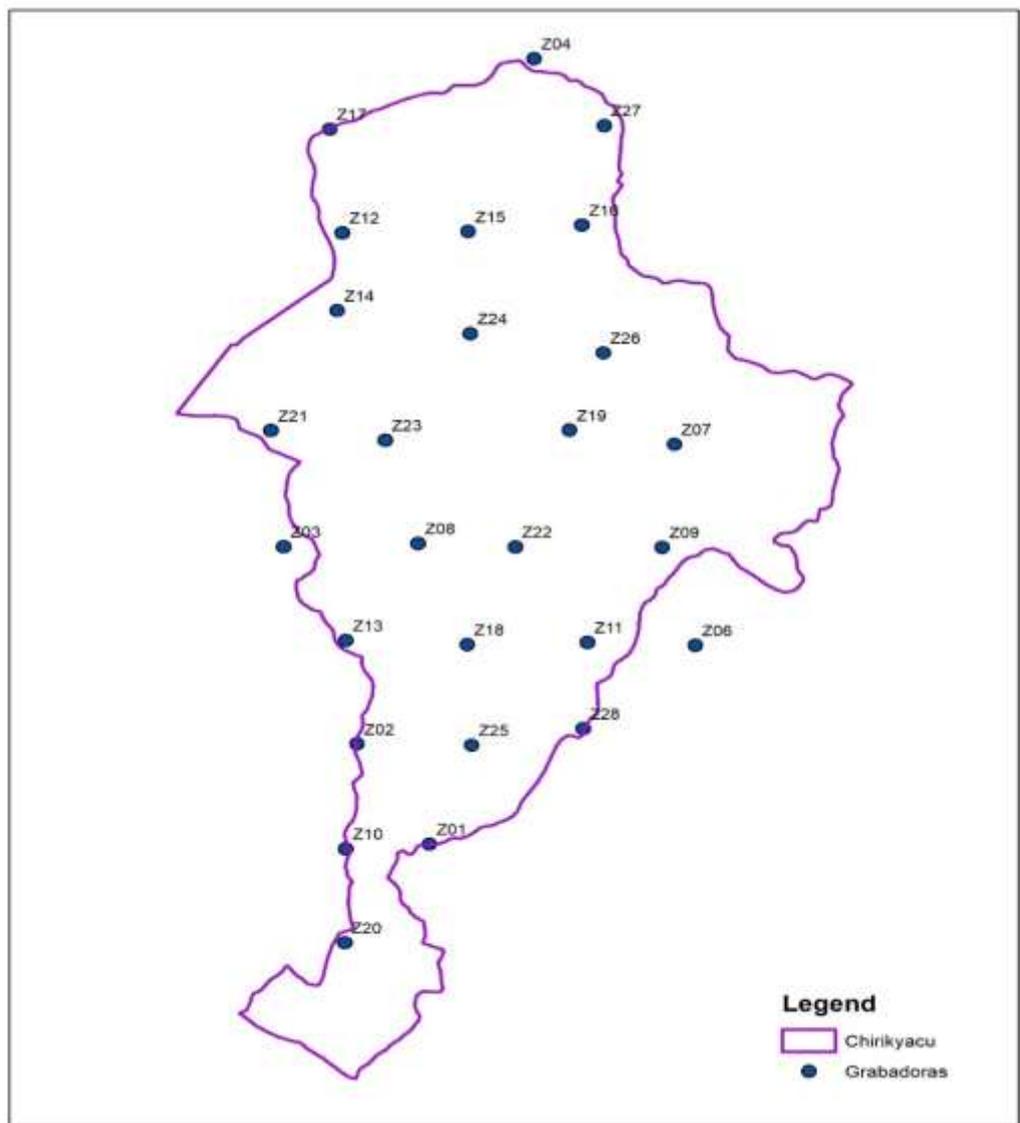


Figura N°1 Mapa de chirikyacu y las estaciones de grabación

Tabla N° 3 Cantidad de morfoespecies por Sitio

SITIOS	NRO MORFOESPECIES			
	Total	Insectos	Aves	Anuros
Z01	126	57	28	41
Z02	-	-	-	-
Z03	63	29	8	26
Z04	113	48	20	45
Z06	9	5	3	0
Z07	78	17	24	36
Z08	39	9	10	20
Z09	104	44	16	41
Z10	102	35	39	22
Z11	55	17	8	30
Z12	38	18	3	17
Z13	80	30	23	14
Z14	88	48	7	31
Z15	96	39	22	33
Z16	99	31	22	45
Z17	136	54	26	56
Z18	96	42	11	43
Z19	131	49	15	53
Z20	140	34	56	49
Z21	20	14	1	25
Z22	12	8	2	2
Z23	55	21	20	14
Z24	94	40	19	33
Z25	98	46	16	38
Z26	77	26	20	31
Z27	162	46	50	64
Z28	146	43	39	60

9.3 Determinar la distancia a centros poblados y su relación con los índices acústicos utilizados

Se determinó la distancia a centros poblados de los puntos de grabación mediante QGIS siguiendo el procedimiento mencionado en la metodología.

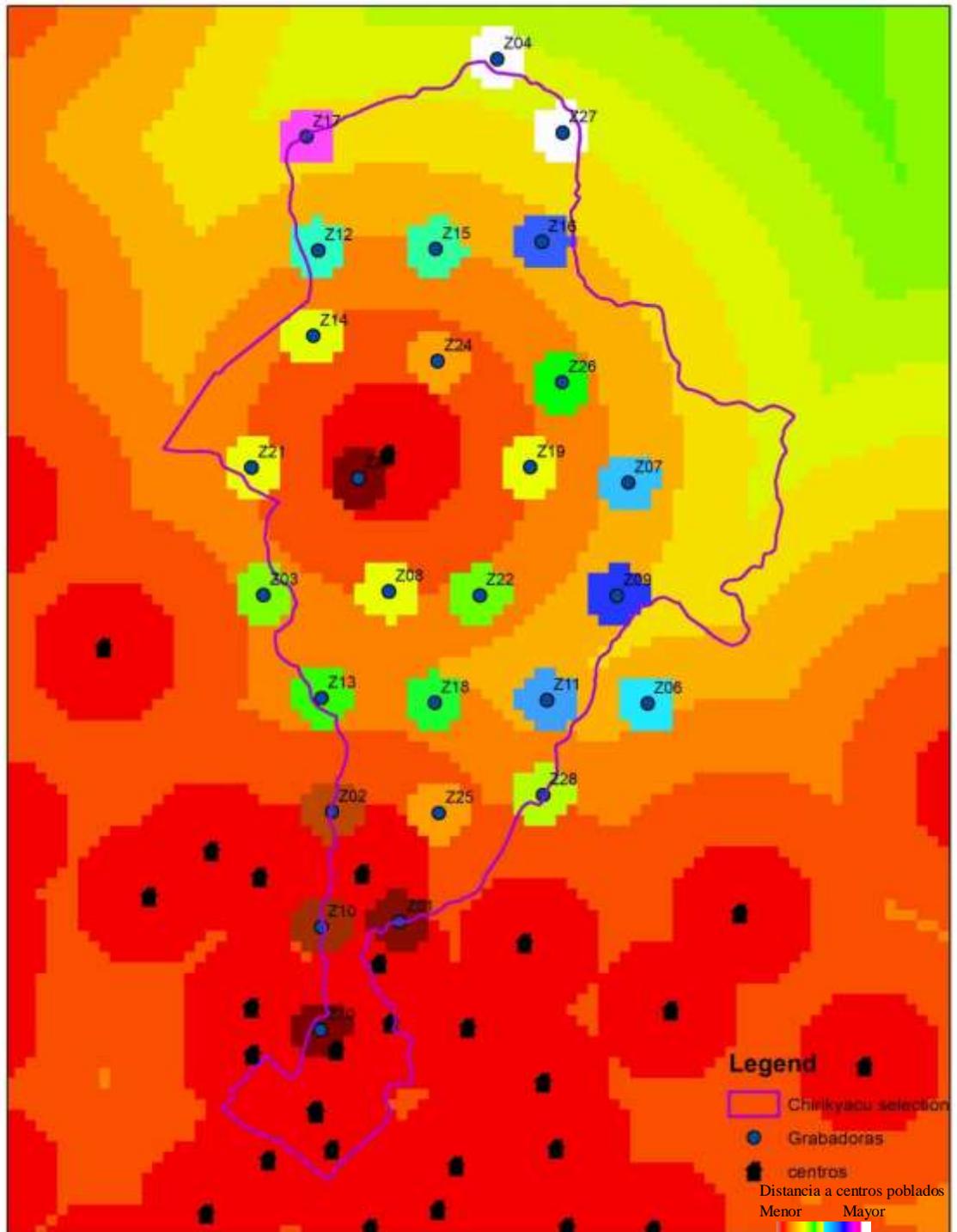


Figura N°2 Mapa de distancia de las grabadoras a centros poblados

El rango de correlación de Spearman se realizó para evaluar la relación entre el ASU y la distancia a Centros poblados. Se encontró que hubo una relación positiva entre las dos variables $R = .41$, $p\text{-valor} = .036$ ($p < .05$) y es estadísticamente significativa. Lo que significa que se encontró evidencia de que la distancia a centros poblados está relacionada positivamente con el ASU.

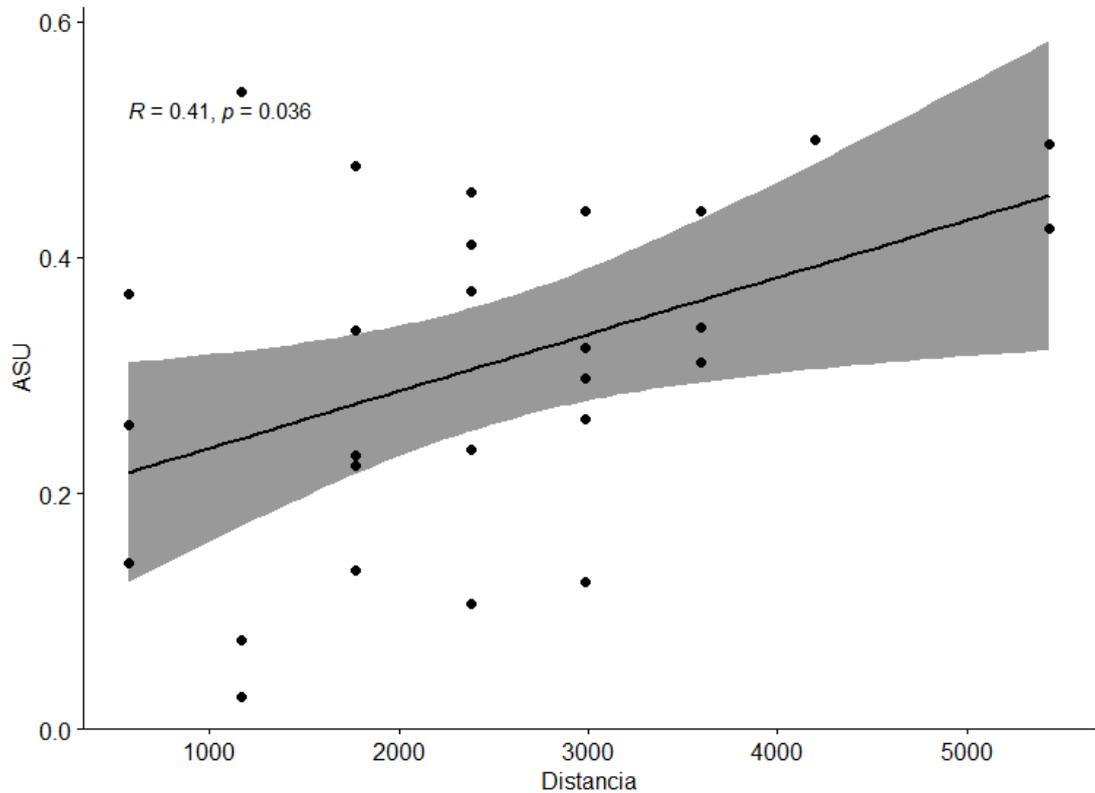


Figura N°3 Correlación de Spearman entre la distancia a centros poblados y ASU.

De igual manera se utilizó el método de Spearman para evaluar la relación entre el ADI y la distancia a Centros poblados. Se encontró en siguiente resultado entre las dos variables $R = -0.036$, $p\text{-valor} = .86$ ($p > 0.05$) pero este es no significativo. Por lo cual, la distancia a centros poblados no tiene relación en el ADI

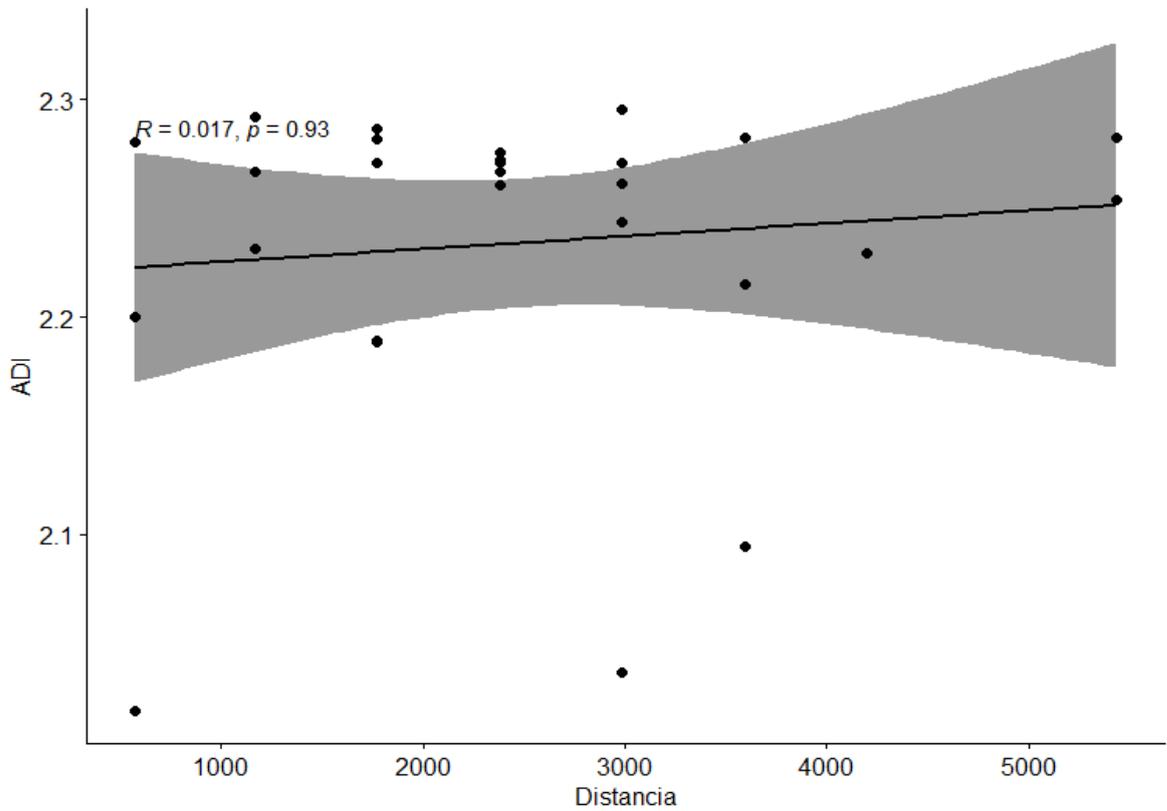


Figura N° 4. Correlación de Spearman entre la distancia a centros poblados y ADI

El rango de correlación de Spearman se calculó para evaluar la relación entre el NDSI y la distancia a Centros poblados. Se encontró el siguiente resultado entre las dos variables $R = -0.059$, $p\text{-valor} = .77$ ($p > 0.05$) el cuál no es significativa. Es por ello que la distancia a centros poblados no tiene relación con el NDSI

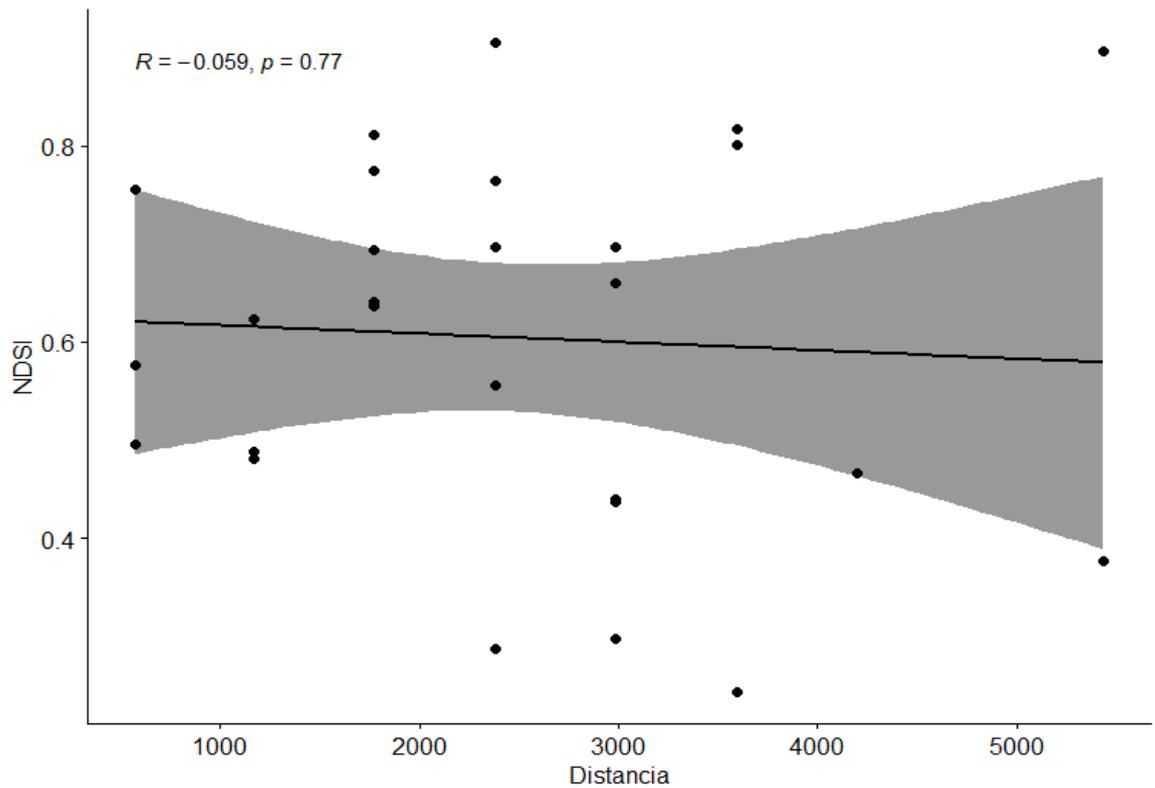


Figura N° 5. Correlación de Spearman entre la distancia a centros poblados y NDSI.

9.4 Calcular la relación entre ASU, ADI, NDSI y la Riqueza de morfoespecies en un gradiente de perturbación

Se realizó una prueba de Spearman evaluando la relación entre los índices y la riqueza de morfoespecies. De acuerdo con la prueba de Spearman el índice de espacio acústico usado (ASU) muestra una correlación moderadamente positiva con la riqueza de morfoespecies de insectos con un $R = 0.55$, $p\text{-valor} = .002$ ($p < 0.05$) y es estadísticamente significativo. Ello significa que la riqueza de morfoespecies de insectos está relacionada positivamente con el ASU (Figura N°6.)

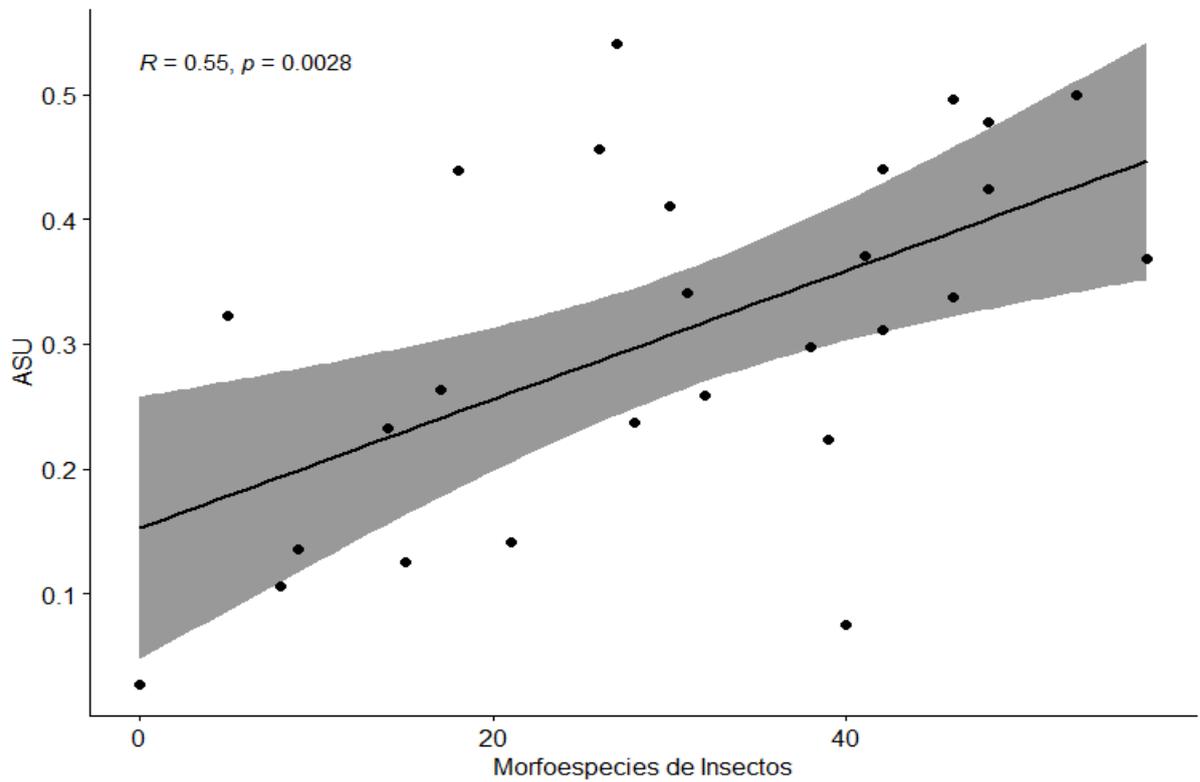


Figura N° 6. Correlación de Spearman entre la riqueza de morfoespecies de Insectos y ASU

En el caso de prueba de Spearman aplicado a la relación entre el ASU y la riqueza de morfoespecies de aves. Esta posee una relación positiva y significativa de $R=0.48$, $p\text{-valor}=0.011$ ($p < 0.05$). Ello indica que la riqueza de morfoespecies de aves está relacionada positivamente con el ASU. (Figura N°7.)

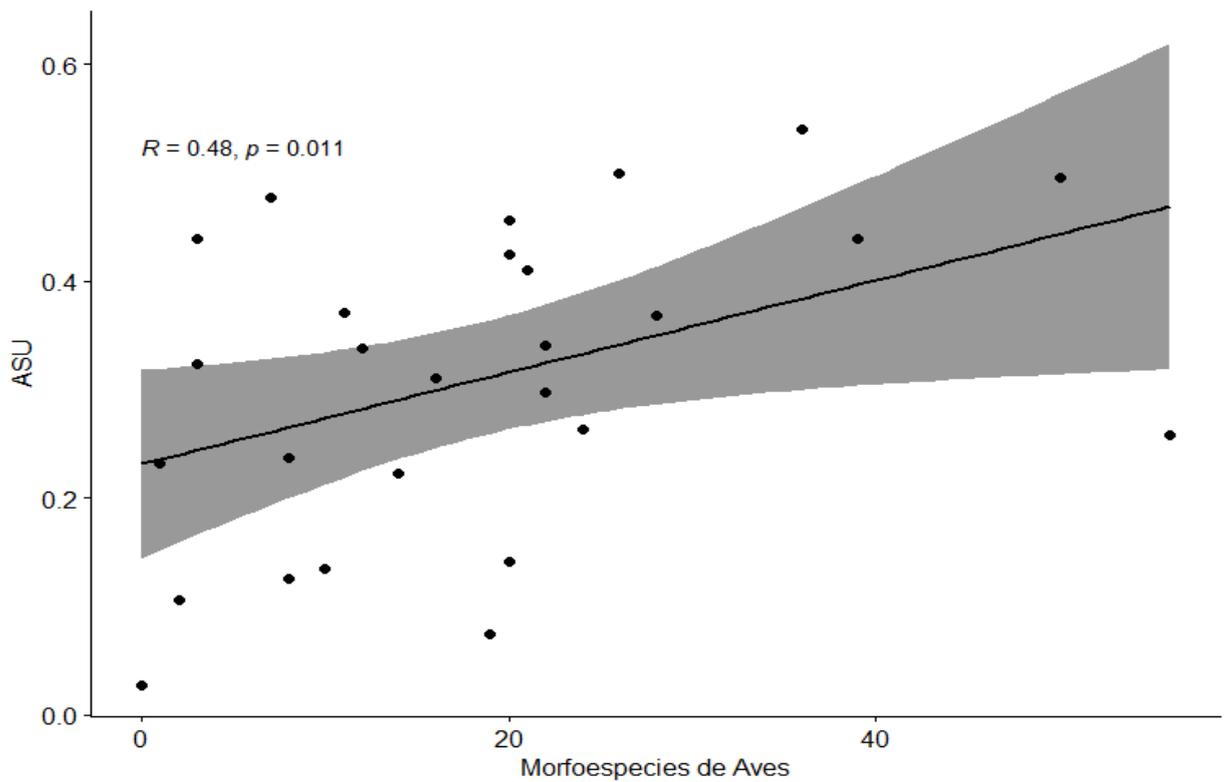


Figura N° 7. Correlación de Spearman entre la riqueza de morfoespecies de Aves y ASU

Por último, la prueba de Spearman que evaluó la relación entre la riqueza de morfoespecies de anuros y el ASU. Esta presenta una relación positiva y significativa $R=0.43$ $p\text{-valor} = 0.026$ ($p<0.05$). Ello demuestra que la riqueza de morfoespecies de anuros está relacionada positivamente con el ASU.

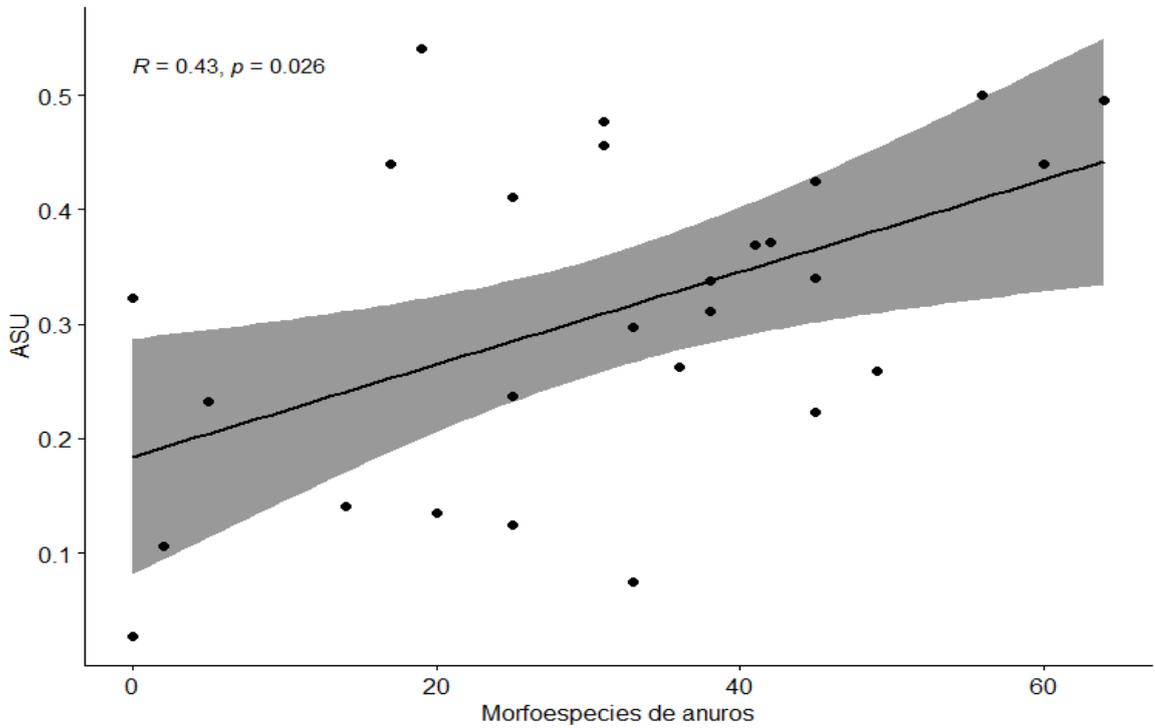


Figura N° 8. Correlación de Spearman entre la riqueza de morfoespecies de Anuros y ASU

Por otro lado, el índice de diversidad acústica ADI en función de la riqueza de morfoespecies de insectos resulta $R=-0.13$, $p\text{-valor}= 0.53$ ($p>0.05$) es decir, esta no es estadísticamente significativa (Figura N°9). Por lo cual la riqueza de las morfoespecies de insectos no tiene relación con el índice ADI.

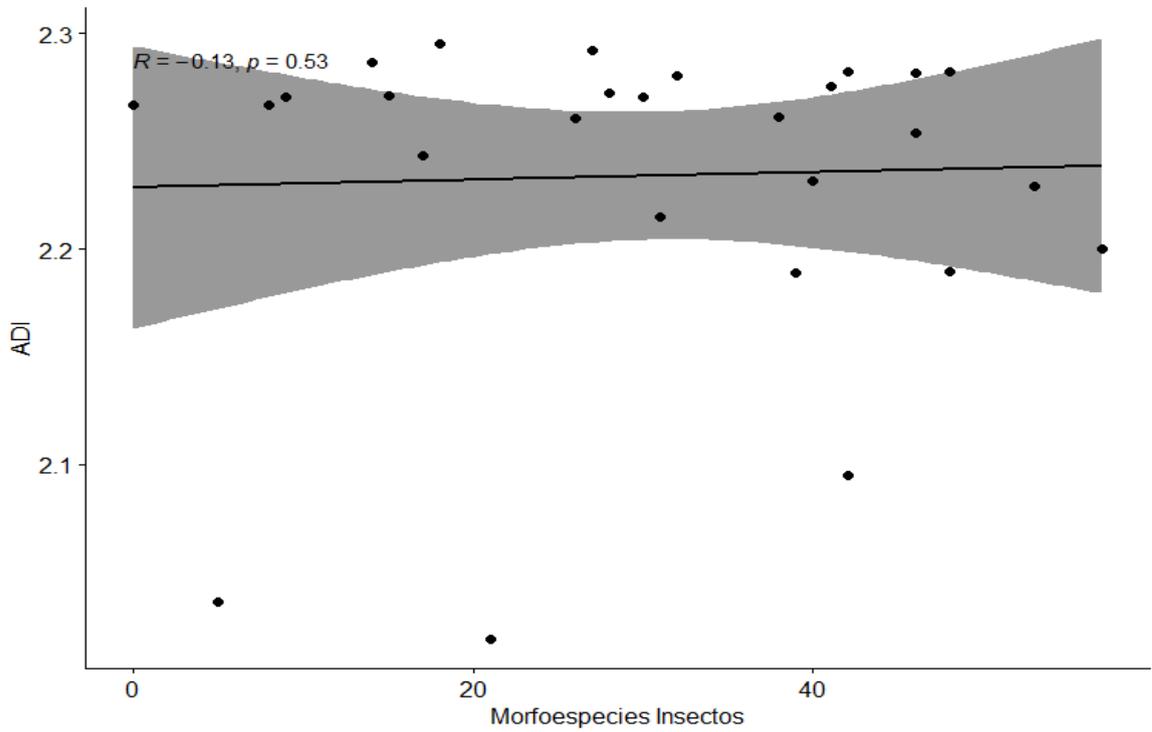


Figura N° 9. Correlación de Spearman entre la riqueza de morfoespecies de Insectos y ADI

Así mismo, el caso de prueba de Spearman aplicado a la relación entre el ADI y la riqueza de morfoespecies de aves resulta $R=-0.05$, $p\text{-valor}=0.80$ ($p > 0.05$). Ello indica que la riqueza de morfoespecies de aves no tiene relación con el ADI.

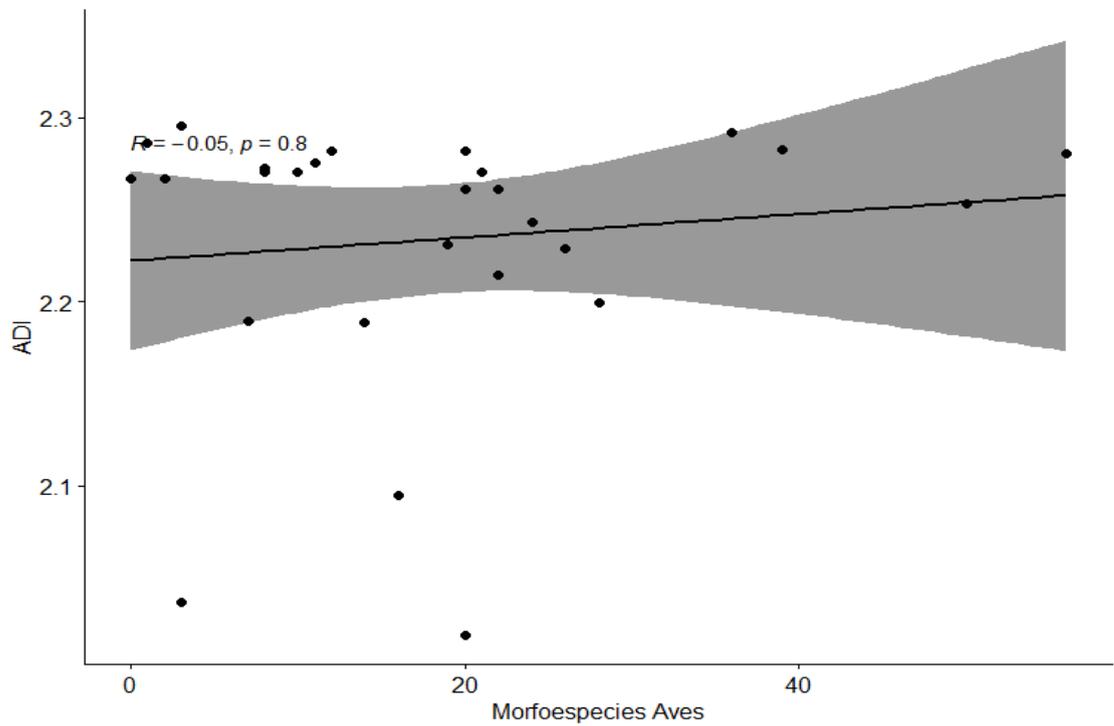


Figura N°10. Correlación de Spearman entre la riqueza de morfoespecies de Aves y ADI

Por último, la prueba de Spearman que evaluó la relación entre la riqueza de morfoespecies de anuros y el ADI presenta una relación negativa y no significativa $R = -0.056$, $p\text{-valor} = 0.78$ ($p > 0.05$). Ello demuestra que la riqueza de morfoespecies de anuros no está relacionada con el ADI.

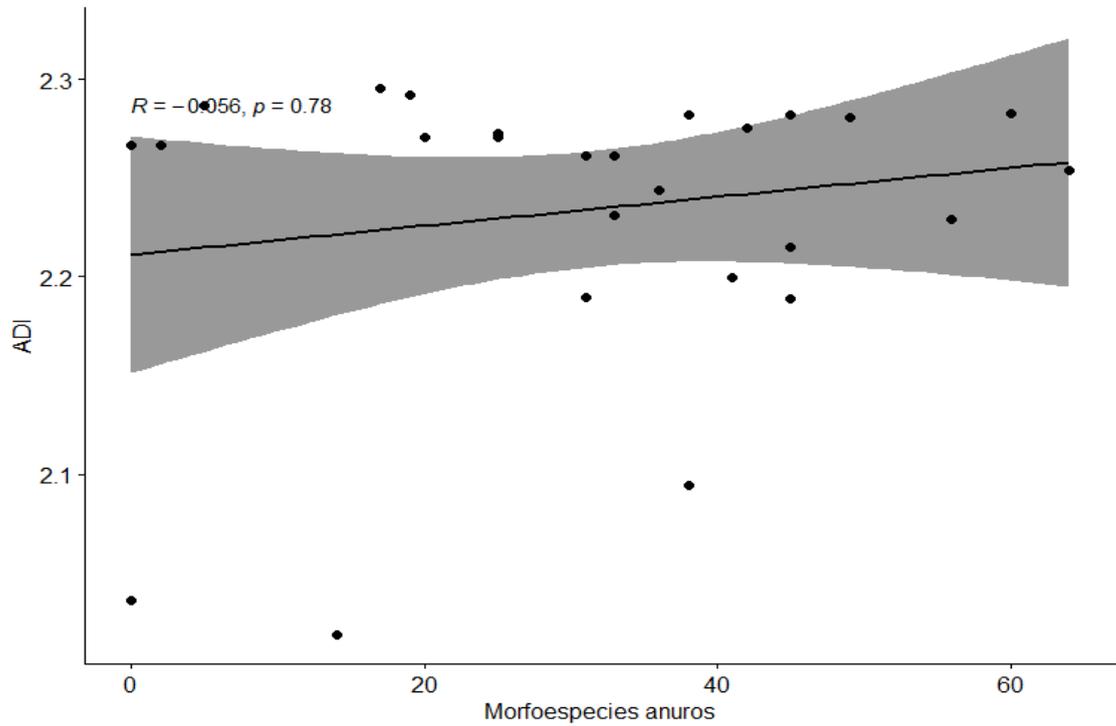


Figura N°11. Correlación de Spearman entre la riqueza de morfoespecies de Anuros y ADI

Por otro lado, el índice de diversidad acústica NDSI en función de la riqueza de morfoespecies de insectos resulta $R=-0.13$, $p\text{-valor}=0.50$ ($p>0.05$) no es estadísticamente significativa (Figura N°9). Por lo cual la riqueza de las morfoespecies de insectos no tiene relación con el índice NDSI.

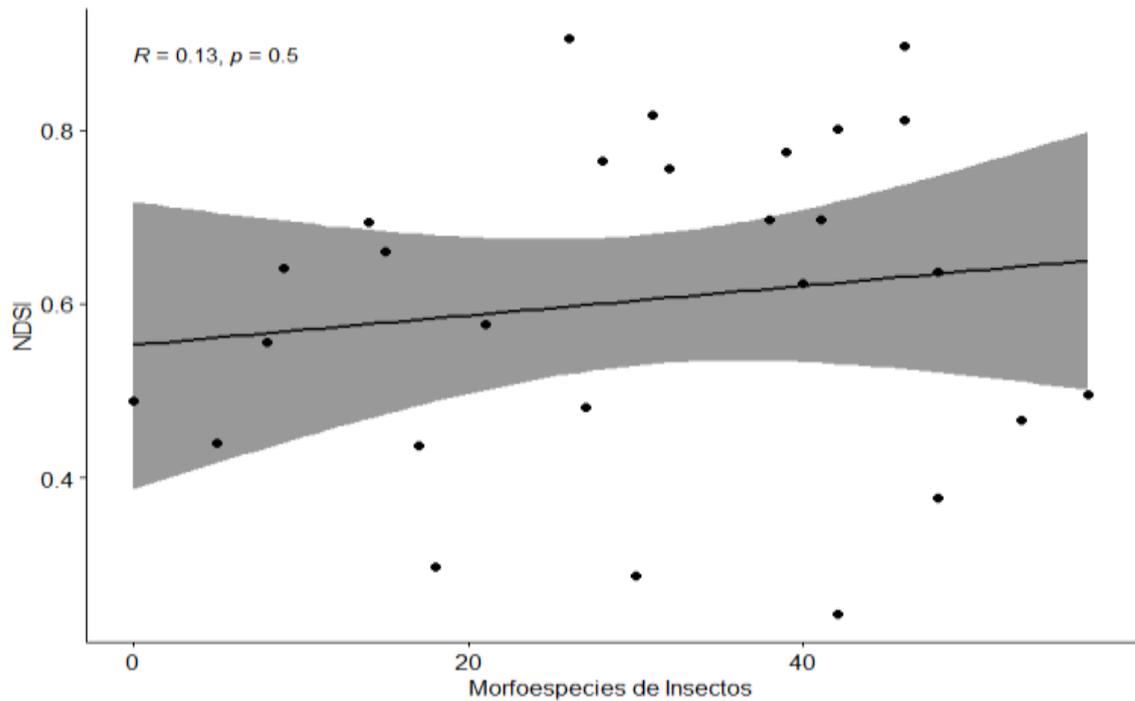


Figura N°12. Correlación de Spearman entre la riqueza de morfoespecies de Insectos y NDSI

Así mismo, el caso de la prueba de Spearman aplicado a la relación entre el NDSI y la riqueza de morfoespecies de aves resulta $R = 0.17$, $p\text{-valor} = 0.40$ ($p > 0.05$). Ello indica que la riqueza de morfoespecies de aves no tiene relación con el NDSI.

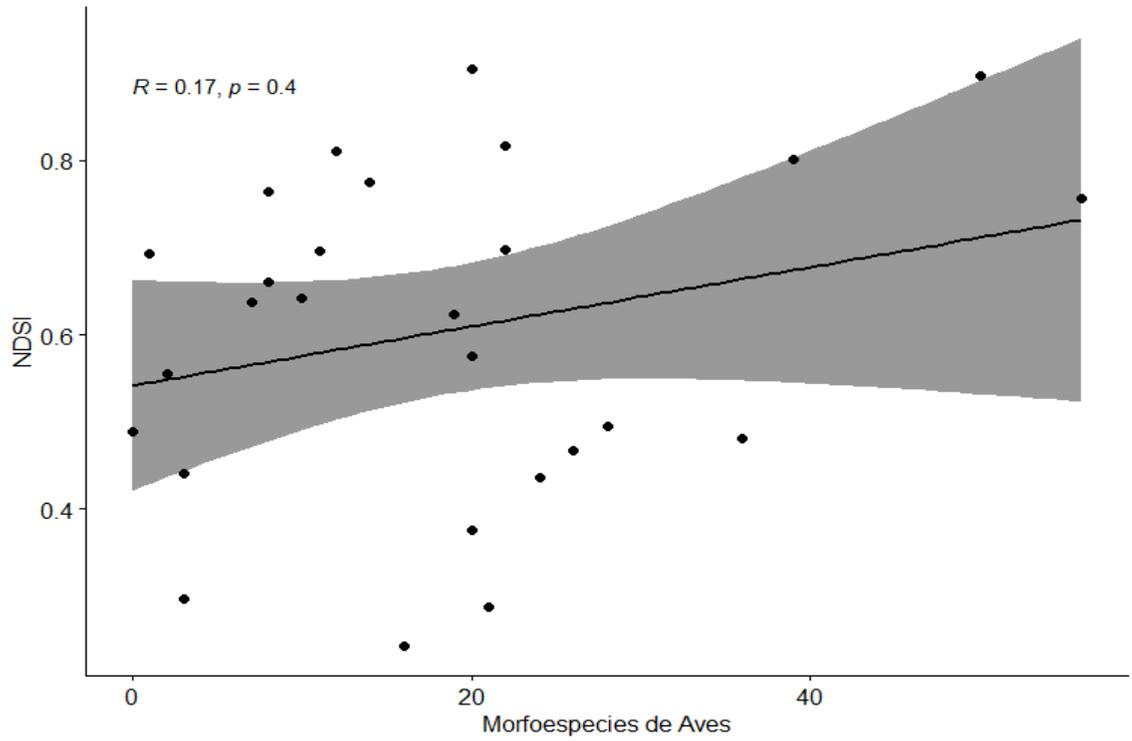


Figura N°13. Correlación de Spearman entre la riqueza de morfoespecies de Aves y NDSI

Por último, la prueba de Spearman que evaluó la relación entre la riqueza de morfoespecies de anuros y el NDSI teniendo como resultado $R = 0.36$ $p\text{-valor} = 0.06$ ($p > 0.05$). Ello demuestra que la riqueza de morfoespecies de anuros no está relacionada con el ADI.

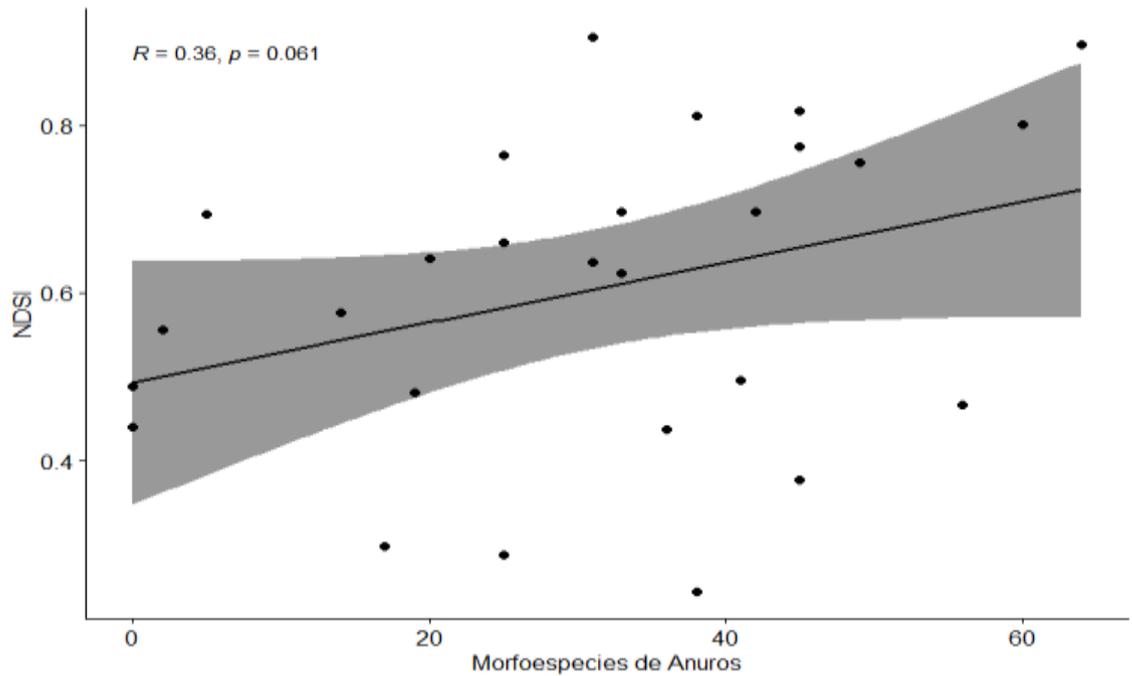


Figura N°14. Correlación de Spearman entre la riqueza de morfoespecies de Anuros y NDSI

A continuación, calculamos los GLM de ADI en función de las morfoespecies según lo establecido en la metodología (ver anexo B y C). A continuación, se muestra el mejor modelo según el criterio de selección de Akaike

Tabla N° 4 GLM de ADI en función a la riqueza de morfoespecies de Anuros

VARIABLE	BETA (SE)	95% CI	P
INTERCEPTO	2.21 (0.03)	2.15 - 2.27	<0.001
ANUROS	0.00 (0.00)	0.00 - 0.00	0.38

En el caso de ADI en función de la riqueza de morfoespecies de anuros, podemos observar que el estimado es de 2.21 (± 0.03) y el valor de p-valor = 0.38 ($p > .05$) no es estadísticamente significativo por lo cual se acepta la hipótesis nula. (Ver figura N°10). No hay relación alguna entre la cantidad de morfoespecies de anuros y el ADI.

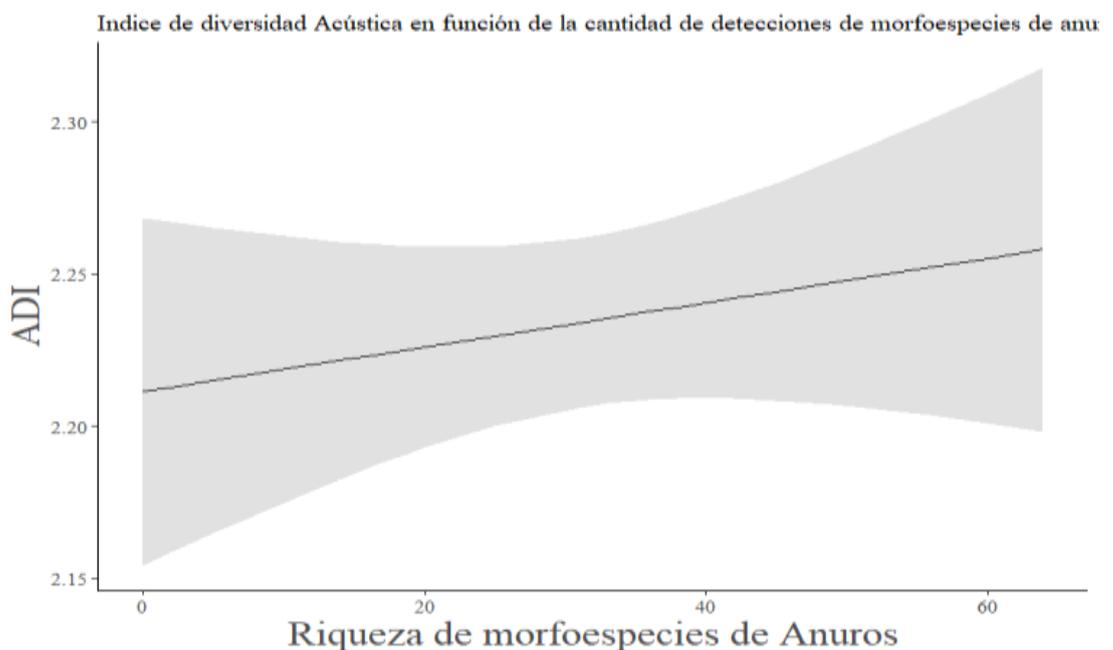


Figura N°15. Modelo lineal generalizado entre la riqueza de morfoespecies de Anuros y ADI

Luego calculamos los GLM de NDSI en función de la riqueza morfoespecies según lo establecido en la metodología (ver anexo C y D). A continuación, se muestran el mejor resultado según el criterio de AICC.

Tabla N° 5 NDSI en función de la riqueza de morfoespecies de Insectos

VARIABLE	BETA (SE)	95% CI	P
INTERCEPTO	2.21 (0.03)	2.15, 2.27	<0.001
ANUROS	0.00 (0.00)	0.00,0.00	0.38

En este caso, podemos observar que el estimado es de 2.21 (± 0.03) y el valor de p-valor = 0.38 (≥ 0.05) no es estadísticamente significativo por lo cual se acepta la hipótesis nula. (Ver figura N°12). No hay relación alguna entre la cantidad de morfoespecies de Anuros y el NDSI.

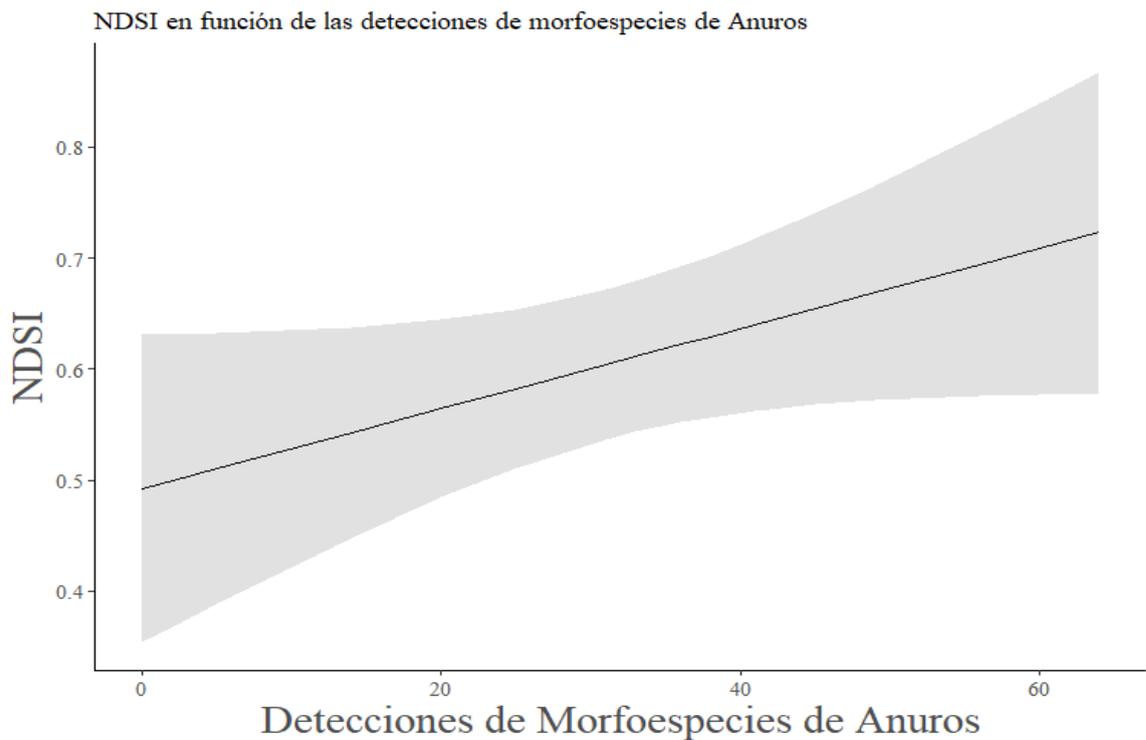


Figura N° 16. Modelo lineal generalizado entre la riqueza de morfoespecies de Anuros y NDSI

A continuación, se calculó los resultados de ASU según lo establecido anteriormente (ver anexo C y D). A continuación, se muestra el resultado del modelo con mejor AICC.

Tabla N°6 ASU en función de la riqueza de morfoespecies.

VARIABLE	BETA(SE)	95% CI	P
INTERCEPTO	-1.65(0.01)	-	<0.001
INSECTOS	0.02(0.00)	1.02 (1.02,1.03)	<0.001
AVES	0.01 (0.00)	1.01 (1.01, 1.01)	<0.001
ANUROS	-0.00(0.00)	1.00 (0.99, 1.00)	<0.001

En el caso de ASU en función de la riqueza de morfoespecies podemos observar que el estimado del intercepto es de -1.65 (± 0.01) y el valor de p-valor < 0.001 (≤ 0.05) es estadísticamente significativo por lo cual se rechaza la hipótesis nula. Es decir, existe una relación entre la cantidad de morfoespecies insectos, de aves y de anuros con el ASU.

X DISCUSIÓN

La rápida pérdida de bosques a nivel mundial debido a su explotación y reemplazo por tierra de uso agrícola han ocasionado que las áreas forestales estén en un veloz retroceso y a nivel peruano se han perdido 983 mil hectáreas de bosque desde el 2015 siendo la agricultura expansiva el principal responsable (FAO, 2021, Geobosques, 2020). En este contexto rápidamente cambiante, el análisis del espacio acústico que es una herramienta novedosa para evaluar la salud de los ecosistemas de forma sencilla y con un menor esfuerzo se muestra como una alternativa para recoger datos y medir el estado de los ecosistemas. (Sethi et al., 2020).

De acuerdo a los sitios muestreados se encontró un total de 157 morfoespecies de insectos, 164 de morfoespecies de anuros y 296 morfoespecies de Aves, las especies de mamíferos fueron muy raras o inexistentes en muchas zonas por lo cual no fueron tomadas en cuenta para el análisis. Por otro lado, hay que recalcar que cada especie puede relacionarse con dos o más morfoespecies distintas o en el caso de los anuros tienden a cambiar de llamados según la antropofonia en el paisaje acústico (Aide *et al.* 2017, Halfwerk *et al.* 2018). Por lo cual, se podría haber sobreestimado la riqueza de especies y se recomienda que el siguiente paso sea un trabajo en base a la identificación de especies. Este trabajo futuro requerirá de la elaboración de bibliotecas realizadas por expertos por localidades que actualmente no existen en el caso peruano y un trabajo más exhaustivo de reconocimiento por parte los científicos. Ello permitirá un correcto reconocimiento de las especies y una mejor estimación de la riqueza que se podrá usar para poder conservar de una mejor manera los ecosistemas y también su relación con el paisaje acústico.

Se utilizaron los índices acústicos ADI, NDSI y ASU para poder estimar el paisaje acústico y averiguar la relación de estos con la riqueza de morfoespecies y la distancia a centros poblados (perturbación antropogénica). Tanto los índices ADI como NDSI son usados para estimar la diversidad de las zonas respectivas. En el caso de ADI se deriva del índice de Shannon (Shannon, 1948) y permite estimar la diversidad y abundancia de especies a través de la cantidad de bandas frecuencias distintas y la proporción de sonidos ocurriendo en cada banda como la frecuencia. (Sousa-Lima et al., 2018). Y en el de NDSI, busca estimar el nivel de perturbación antropogénica mediante la estimación de la razón entre la antropofonia a la biofonía y sirve para poder estimar la riqueza en paisajes acústicos con una presencia alta de perturbación humana (Kasten et al., 2012). (Fuller et al. 2015). Por otro lado, el índice ASU no es un índice que mide la diversidad de un ecosistema como los anteriores, sino que se basa en el uso de distintos paquetes de frecuencias y se ha encontrado que a mayor número de paquetes de frecuencias usadas de existe un paisaje acústico más diverso por lo tanto una mayor diversidad. (Aide *et al.* 2017)

En el área de estudio investigada en esta tesis el índice de espacio acústico usado (ASU), tanto en la prueba de Spearman, como en la de los modelos lineales generalizados, demuestran que los insectos, anuros y aves dominan el paisaje acústico (<24 kHz) por lo cual serían los grupos taxonómicos que más influyen en el índice ASU. Los mamíferos al haber aparecido en números marginales no han sido tomados en cuenta. Estos resultados van en línea similar a los encontrados por Aide *et al.* 2017, que encontró que en los trópicos la riqueza de especies de insectos domina el espacio acústico usado. Sin embargo, es importante notar algunas advertencias sobre la relación entre de morfoespecies acústicas y la verdadera riqueza de especies debido a que muchas especies de aves tienen distintos tipos de llamados y pueden imitar a

otras especies. (Aide et al. 2017). No obstante, la clasificación de morfoespecies se hizo difícil sin una guía o biblioteca acústica que permita estandarizar el proceso. Dicha guía en el caso de anuros e insecto no ha sido verificada debido a la falta de una colección acústica de sonidos de estos grupos. El mismo problema fue identificado por Aide et al. 2017, pero comenta que intenta estandarizar la colecta de los datos mediante el control de la estructura de hábitat y temporalidad, sin embargo, no se tiene en cuenta puede que estén subestimando la riqueza de especies presentes en la zona evaluada. Aun así, tanto los resultados obtenidos por esta investigación como por Aide et al. 2017 confirman que hay una correlación positiva entre el ASU y la riqueza de las especies.

Por otro lado, se puede observar el índice de diversidad acústica (ADI) en este caso estudiado no tiene una relación con la riqueza de las morfoespecies acústicas tanto como con la prueba de Spearman como el GLM. Esto se puede deber a la propia naturaleza del índice que ha sido construido para trabajar en sitios con una baja diversidad de especies y un espacio acústico bastante igual, esto se refleja en los datos de Mammides *et al.* 2017 que demuestran que en dos bosques de china en diferentes estaciones (seca y lluviosa) hay una diferencia significativa entre los índices ADI donde en la estación seca, el ADI es mayor mientras que la estación lluviosa es menor. Al igual que Eldridge *et al.* 2019 que sostiene que un incremento del número de especies generará señales a través de un rango más amplio de frecuencias debido a la partición de frecuencias resultando en una mayor uniformidad. Así mismo, Retamosa *et al.* 2021 muestran que el ADI es un índice con poca importancia para medir la riqueza de especies de aves. Por lo cual, tanto nuestros resultados obtenidos en esta investigación, como las de los autores señalados encontraron que el índice de diversidad acústica no sería un índice apropiado para medir la diversidad en

ecosistemas tropicales de alta biodiversidad. Además, Machado et al. 2017, encuentra que la correlación de ADI con la riqueza de especies de aves mostró una relación significativa, resultados opuestos a los obtenidos en esta tesis. Por otro lado, en la investigación de Ferreira *et al.* (2018) que también se realizó en un ecosistema tropical, el ADI sirvió como el mejor índice acústico para explicar la varianza de morfoespecies y también explicó más del 84% de las morfoespecies en insectos. Esto se puede deber a que existe una mayor saturación de frecuencias en el espacio acústico en sitios con una mayor cobertura continua de bosques en comparación con sitios que poseen una vegetación de tipo herbácea. (Burivalova *et al.* 2017). Ello, indicaría que la presencia de árboles es un factor que afecta al índice de diversidad acústica y es debido a la naturaleza dada de los índices acústicos es que se deben usar según los ecosistemas pertinentes. Es por ello que recomiendo que el índice de ADI no sea utilizado para medir la riqueza de hábitats con comunidades con alta biodiversidad como bosques tropicales.

Por otro lado, el índice de paisaje acústico de diferencia normalizada no mostró relación entre el índice y la riqueza de morfoespecies acústicas en ninguna de las dos pruebas realizadas. Esto debido a la naturaleza del índice que se traduce de la ecuación

$$(\text{biofonia} - \text{antropofonia})/(\text{biofonia} + \text{antropofonia})$$

que demuestra que más allá de ser un índice que mide la bionomía realmente mide la influencia humana en el espacio acústico. Es por ello por lo que, al igual que Mammides *et al.*, (2017) los datos que observamos presentaron una relación débil y no significativa con la riqueza de aves. Así mismo los datos de Retamosa et al. (2021) van en el mismo sentido de los datos estudiados en este documento, adicionando que

el NDSI no muestra una importancia con la riqueza de especies y la abundancia. Por el contrario, los estudios de Fuller et al. (2015) revelaron una relación positiva entre el NDSI y la biocondición, con los sitios que tienen un alto nivel de antropofonia y una baja biofonía que experimentan una biocondición baja y un incremento en la fragmentación del paisaje. Por lo cual, concluyen que NDSI es un indicador efectivo para sitios de pequeños parches, situados cerca a áreas residenciales y rodeado por una gran extensión de caminos o sitios con una condición ecológica alta que no están rodeadas por desarrollo urbano y una extensión mínima de caminos, pero varía ampliamente en el tamaño de los parches. Por ello, al contrario de los resultados obtenidos que están situados en una selva en altas condiciones de conservación o los datos de Mammides *et al.*, (2017), el NDSI no ha servido como un buen índice para predecir la riqueza de morfoespecies. Así mismo, Sánchez-Giraldo, Correa y Daza 2021 no encontraron relación de este índice con la biodiversidad en el paisaje acústico. No obstante, demuestra que los lugares en los cuales se deberían registrar la perturbación antropomorfa de Chirikyacu en general no generarían una perturbación a la biodiversidad presente en la zona.

Por último, los índices ADI y NDSI no mostraron una relación con la distancia a centros poblados. Eso puede explicarse porque la distancia en el que las grabadoras han sido puestas están lo suficientemente lejanas ($Z_{20}=572$ metros mínimo) que supera la distancia mínima determinada por Deichmann *et al.*, 2017 donde a partir de 250 m encontraban un mayor número de detecciones de aves. Así mismo, el bosque de Chirikyacu, está bajo protección de la comunidad y no permiten acciones de alta intervención humana (tala, minería o agricultura expansiva) dentro de este (Saldaña et al., 2019) por ello, se podría decir que hay un bajo efecto de la perturbación humana que no afecta a estos dos índices acústicos analizados en este estudio. Sin embargo,

el ASU si muestra una relación positiva y significativa. Esto se puede deber a que este índice registra cambios en el uso de frecuencias donde los ambientes controlados por humanos suelen usar frecuencias más bajas (1-2 kHz) y que reemplazan a la diversidad de frecuencias usadas por los espacios más diversos. (Aide et al., 2017)

Por lo cual se puede concluir que es un índice que ha medido de manera efectiva los cambios en el paisaje acústico de acuerdo a la distancia de centros poblados.

Por último, es necesario recalcar la utilidad de los índices acústicos usados en especial el de espacio acústico usado (ASU), que es el único de los índices utilizados que ha mostrado una relación con la riqueza de morfoespecies acústicas de la zona y la distancia a centros poblados. Por lo cual recomiendo enérgicamente que este índice sea utilizado para una mayor cantidad de estudios acústicos en bosques tropicales en los cuales será una herramienta que servirá para estimar de manera adecuada la afectación y los cambios graduales en la biodiversidad y el aumento de la perturbación antropogénica.

XI CONCLUSIONES

- Se describe el paisaje sonoro en base a los índices utilizados de ellos se reporta un uso del espacio acústico de 30.95% del total de frecuencias audibles, una alta diversidad acústica (ADI= 2.233) y un paisaje acústico donde predomina la biofonía (NDSI=0.60).
- La riqueza de morfoespecies de insectos, aves y anuros tienen influencia en el espacio acústico usado ($p < 0.05$). Sin embargo, la detección de anuros probablemente está sobre estimada es decir es más probable que sea la riqueza de morfoespecies de insectos y aves las que influyen el espacio acústico usado. Por el contrario, no se ha encontrado evidencia que la riqueza de morfoespecies tenga una relación con los índices ADI y NDSI.
- El grado de perturbación (distancia a centros poblados) tiene una correlación positiva y significativa (p -valor < 0.05) con el ASU. Por el contrario, los índices ADI y NDSI no tienen una relación con esta variable.

XII RECOMENDACIONES

- Se debe mejorar el proceso de identificación de morfoespecies mediante la creación de bibliotecas acústicas de especies para poder estimar mejor la riqueza en las zonas estudiadas.

XII REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aide, T., Hernández-Serna, A., Campos-Cerqueira, M., Acevedo-Charry, O., & Deichmann, J. (2017). Species richness (of insects) drives the use of acoustic space in the tropics. *Remote sensing*, 9(11), 1096.
- Burivalova, Z., Towsey, M., Boucher, T., Truskinger, A., Apelis, C., Roe, P., & Game, E. T. (2018). Using soundscapes to detect variable degrees of human influence on tropical forests in Papua New Guinea. *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology*, 32(1), 205–215.
- Campos-Cerqueira, M., & Aide, T. M. (2017). Changes in the acoustic structure and composition along a tropical elevational gradient. *Journal of Ecoacoustics*, 1(1), 1–1.
- Campos-Cerqueira, M., Mena, J. L., Tejada-Gómez, V., Aguilar-Amuchastegui, N., Gutierrez, N., & Aide, T. M. (2020). How does FSC forest certification affect the acoustically active fauna in Madre de Dios, Peru? *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 6(3), 274–285.
- Colwell, R. K. (2009). III.1 biodiversity: Concepts, patterns, and measurement. En S. A. Levin, S. R. Carpenter, H. C. J. Godfray, A. P. Kinzig, M. Loreau, J. B. Losos, ... D. S. Wilcove (Eds.), *The Princeton Guide to Ecology* (pp. 257–263). Princeton: Princeton University Press.
- Deichmann, J. L., Hernández-Serna, A., Delgado C., J. A., Campos-Cerqueira, M., & Aide, T. M. (2017). Soundscape analysis and acoustic monitoring document impacts of natural gas exploration on biodiversity in a tropical forest. *Ecological Indicators*, 74, 39–48.

- Duarte, M. H. L., Sousa-Lima, R. S., Young, R. J., Vasconcelos, M. F., Bittencourt, E., Scarpelli, M. D. A., ... Pieretti, N. (2021). Changes on soundscapes reveal impacts of wildfires in the fauna of a Brazilian savanna. *The Science of the Total Environment*, 769(144988), 144988.
- Eldridge, A., Guyot, P., Moscoso, P., Johnston, A., Eyre-Walker, Y. y Peck, M. (2018). Sounding out ecoacoustic metrics: Avian species richness is predicted by acoustic indices in temperate but not tropical habitats. *Ecological Indicators*, 95, 939–952. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.06.012>
- FAO. (2021). Evaluación de los recursos forestales mundiales 2020 - Informe principal. Roma. <https://doi.org/10.4060/ca9825es>
- Farina, A. & Gage, S. (2017). Ecoacoustics: A New Science. 10.1002/9781119230724.ch1.
- Farina, A. (2018). Perspectives in ecoacoustics: A contribution to defining a discipline. *Journal of Ecoacoustics*, 2(2), 1–1.
- Ferreira L. M., Oliveira E. G., Lopes L. C., Brito M. R., Baumgarten J., et al. (2018). What do insects, anurans, birds, and mammals have to say about soundscape indices in a tropical savanna. *Journal of Ecoacoustics*. 2: #P VH6YZ. <https://doi.org/10.22261/JEA.PVH6YZ>
- Furumo, P. R., & Mitchell Aide, T. (2019). Using soundscapes to assess biodiversity in Neotropical oil palm landscapes. *Landscape Ecology*, 34(4), 911–923.

- Gidahatari, (31 de mayo 2017) Tutorial de cálculo de ráster de distancias con Qgis y procesos-Caso hospitales Guadalajara [Archivo de Vídeo]. YouTube
<https://www.youtube.com/watch?v=Lt5Gg8FS4Ws>
- Geobosques*. (s. f.). Recuperado 31 de agosto de 2021, de
[https://geobosques.minam.gob.pe/geobosque/view/url cambiar](https://geobosques.minam.gob.pe/geobosque/view/url%20cambiar)
- Halfwerk, W., Blaas, M., Kramer, L., Hijner, N., Trillo, P. A., Bernal, X. E., ...
 Ellers, J. (2018). *Adaptive changes in sexual signalling in response to urbanization*. *Nature Ecology & Evolution*. doi:10.1038/s41559-018-0751-8
- Hill, A. P., Prince, P., Snaddon, J. L., Doncaster, C. P., & Rogers, A.
 (2019). *AudioMoth: A low-cost acoustic device for monitoring biodiversity and the environment*. *HardwareX*, e00073. doi:10.1016/j.ohx.2019.e00073
- Hortal, J., Carrascal, L. M., Triantis, K. A., Thebault, E., Meiri, S., &
 Sfenthourakis, S. (2013). Species richness can decrease with altitude but not with habitat diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(24), E2149–E2150. doi:10.1073/pnas.1301663110
- Kasten, E. P., Gage, S. H., Fox, J., & Joo, W. (2012). The remote environmental assessment laboratory's acoustic library: An archive for studying soundscape ecology. *Ecological Informatics*, 12, 50–67.
- Mammides, C., Goodale, E., Dayananda, S. K., Kang, L., & Chen, J. (2017). Do acoustic indices correlate with bird diversity? Insights from two biodiverse regions in Yunnan Province, south China. *Ecological Indicators*, 82, 470–477. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.017>
- Moore, J. C. (2013). Diversity, taxonomic versus functional. En *Encyclopedia of Biodiversity* (pp. 648–656). Elsevier.

- Morales Rozo, A., Lizcano, D. J., Montoya Arango, S., Velasquez Suarez, Á., Alvarez Daza, E., & Acevedo-Charry, O. (2021). Diferencias en paisajes sonoros de sistemas silvopastoriles y potreros tradicionales del piedemonte llanero, Meta, Colombia. *Biota colombiana*, 22(1).
doi:10.21068/c2021.v22n01a05
- Núñez, I., González-Gaudio, É., & Barahona, A. (2003). La biodiversidad: Historia y contexto de un concepto. *Interciencia*, 28(7), 387-393.
- QGIS Development Team (2022). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>
- Rajan, S. C., Athira, K., Jaishanker, R., Sooraj, N. P., & Sarojkumar, V. (2019). Rapid assessment of biodiversity using acoustic indices. *Biodiversity and Conservation*, 28(8–9), 2371–2383.
- R Core Team (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Retamosa Izaguirre, M., Barrantes-Madrigal, J., Segura Sequeira, D., Spínola-Parallada, M., & Ramírez-Alán, O. (2021). It is not just about birds: what do acoustic indices reveal about a Costa Rican tropical rainforest? *Neotropical Biodiversity*, 7(1), 431–442.
doi:10.1080/23766808.2021.1971042

- Saldaña, Valencia, Cronkleton, & Larson. (2019). *Comunidad Nativa Chirikyacu: Estudio Titulacion de Comunidades Nativas - Avances y Desafios*. Center for International Forestry Research (CIFOR).
- Sánchez-Giraldo, C., Correa Ayram, C., & Daza, J. M. (2021). Environmental sound as a mirror of landscape ecological integrity in monitoring programs. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 19(3), 319–328.
- Scarpelli, M. D. A., Ribeiro, M. C., & Teixeira, C. P. (2021). What does Atlantic Forest soundscapes can tell us about landscape? *Ecological Indicators*, 121(107050), 107050.
- Zar, J. (2005). Spearman Rank Correlation. 10.1002/0470011815.b2a15150.
- Sethi, S. S., Jones, N. S., Fulcher, B. D., Picinali, L., Clink, D. J., Klinck, H., ... Ewers, R. M. (2020). Characterizing soundscapes across diverse ecosystems using a universal acoustic feature set. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 117(29), 17049–17055.
- Sousa-Lima, R. S., Ferreira, L. M., Oliveira, E. G., Lopes, L. C., Brito, M. R., Baumgarten, J., & Rodrigues, F. H. (2018). What do insects, anurans, birds, and mammals have to say about soundscape indices in a tropical savanna. *Journal of Ecoacoustics*, 2(1), 1–1.
- Whittaker, R. H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21(2–3), 213–251.

XIV ANEXOS

ANEXO N°1: Distribución de los GLM de los índices acústicos.

ADI:

ADI 1: $\text{glm}(x=\text{Insectos}, y=\text{ADI})$

ADI 2: $\text{glm}(x=\text{Aves}, y=\text{ADI})$

ADI 3: $\text{glm}(x=\text{Anuros}, y=\text{ADI})$

ADI 4: $\text{glm}(x=\text{Insectos} + \text{Aves}, y=\text{ADI})$

ADI 5: $\text{glm}(x=\text{Insectos} + \text{Anuros}, y=\text{ADI})$

ADI 6: $\text{glm}(x=\text{Aves} + \text{Anuros}, y=\text{ADI})$

ADI 7: $\text{glm}(x=\text{Insectos} + \text{Aves} + \text{Anuros}, y=\text{ADI})$

NDSI:

NDSI 1: $\text{glm}(x=\text{Insectos}, y=\text{NDSI})$

NDSI 2: $\text{glm}(x=\text{Aves}, y=\text{NDSI})$

NDSI 3: $\text{glm}(x=\text{Anuros}, y=\text{NDSI})$

NDSI 4: $\text{glm}(x=\text{Insectos} + \text{Aves}, y=\text{NDSI})$

NDSI 5: $\text{glm}(x=\text{Insectos} + \text{Anuros}, y=\text{NDSI})$

NDSI 6: $\text{glm}(x=\text{Aves} + \text{Anuros}, y=\text{NDSI})$

NDSI 7: $\text{glm}(x=\text{Insectos} + \text{Aves} + \text{Anuros}, y=\text{NDSI})$

ASU:

ASU1: $\text{glm}(x=\text{Insectos}, y= (\text{frecuencias usadas}, \text{total} - \text{frecuencias usadas}))$

ASU2: $\text{glm}(x=\text{Aves}, y= (\text{frecuencias usadas}, \text{total} - \text{frecuencias usadas}))$

ASU3: $\text{glm}(x=\text{Anuros}, y= (\text{frecuencias usadas}, \text{total} - \text{frecuencias usadas}))$

ASU4: $\text{glm}(x=\text{Insectos} + \text{Aves}, y= (\text{frecuencias usadas}, \text{total} - \text{frecuencias usadas}))$

ASU5: $\text{glm}(x=\text{Insectos} + \text{Anuros}, y= (\text{frecuencias usadas}, \text{total} - \text{frecuencias usadas}))$

ASU6: $\text{glm}(x=\text{Aves} + \text{Anuros}, y= (\text{frecuencias usadas}, \text{total} - \text{frecuencias usadas}))$

ASU7: $\text{glm}(x=\text{Insectos} + \text{Aves} + \text{Anuros}, y= (\text{frecuencias usadas}, \text{total} - \text{frecuencias usadas}))$

ANEXO N°2: Criterios de información de Akaike

Criterios de Akaike para los modelos armados en función de ADI y la riqueza de morfoespecies acústicas en sus divisiones

	K	AICc	Delta AICc	AICcWt	Cum.Wt	LL
adi3 3	-59.18	0.00	0.29	0.29	33.11	
adi2 3	-58.74	0.43	0.24	0.53	32.89	
adi1 3	-58.37	0.81	0.20	0.72	32.71	
adi5 4	-57.35	1.83	0.12	0.84	33.58	
adi6 4	-56.40	2.77	0.07	0.91	33.11	
adi4 4	-55.99	3.19	0.06	0.97	32.90	
adi7 5	-54.37	4.81	0.03	1.00	33.61	

Criterios de Akaike para los modelos armados en función de NDSI y la riqueza de morfoespecies acústicas en sus divisiones

	K	AICc	Delta AICc	AICcWt	Cum.Wt	LL
ndsi3 3	-11.38	0.00	0.35	0.35	9.21	
ndsi5 4	-10.31	1.07	0.21	0.56	10.06	
ndsi2 3	-9.91	1.46	0.17	0.73	8.48	
ndsi6 4	-8.62	2.76	0.09	0.82	9.22	
ndsi1 3	-8.60	2.78	0.09	0.91	7.82	
ndsi7 5	-7.30	4.08	0.05	0.96	10.08	
ndsi4 4	-7.15	4.23	0.04	1.00	8.48	

Criterios de Akaike para los modelos binomiales armados en función de ASU y la riqueza de morfoespecies acústicas en sus divisiones

	K	AICc	Delta AICc	AICcWt	Cum.Wt	LL
asu7 4	12705.39	0.00		1	1	-6347.78
asu4 3	12746.80	41.41		0	1	-6369.88
asu5 3	13183.18	477.79		0	1	-6588.07
asu1 2	13267.81	562.42		0	1	-6631.65
asu3 2	14555.55	1850.17		0	1	-7275.53
asu2 2	15839.67	3134.28		0	1	-7917.58
asu6 2	15839.67	3134.28		0	1	-7917.58

ANEXO N°3: DISTANCIA DE LAS ESTACIONES AL CENTRO POBLADO

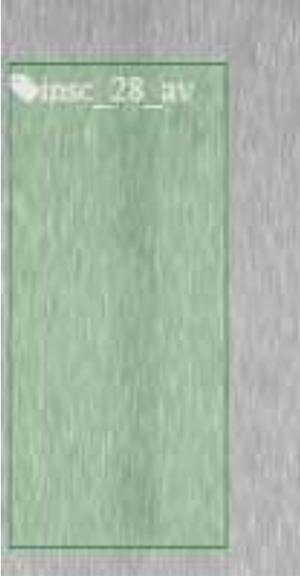
SITIO	DISTANCIA(M)
Z01	572.456
Z02	1170.97
Z03	2384.63
Z04	5436.60
Z06	2983.15
Z07	2983.15
Z08	1769.49
Z09	3598.30
Z10	1170.97
Z11	2983.15
Z12	2983.15
Z13	2384.63
Z14	1769.49
Z15	2983.15
Z16	3598.30
Z17	4196.81
Z18	2384.63
Z19	1769.49
Z20	572.456
Z21	1769.49
Z22	2384.63
Z23	0572.45
Z24	1170.97
Z25	1769.49
Z26	2384.63
Z27	5436.60
Z28	3598.30

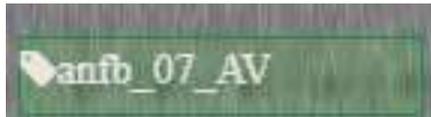
ANEXO N° 4: TABLA DE DETECCIONES DE MORFOESPECIES

SITIOS	NRO MORFOESPECIES			
	Total	Insectos	Aves	Anuros
Z01	344	197	31	111
Z02	-	-	-	-
Z03	252	164	8	80
Z04	392	211	35	146
Z06	20	13	6	0
Z07	309	48	71	190
Z08	164	34	17	113
Z09	278	116	19	140
Z10	243	118	65	50
Z11	143	46	8	89
Z12	191	130	5	56
Z13	246	114	25	64
Z14	393	262	10	113
Z15	387	204	25	138
Z16	384	213	31	138
Z17	403	216	31	156
Z18	318	159	33	126
Z19	368	155	18	166
Z20	333	146	71	115
Z21	77	51	1	25
Z22	143	137	2	4
Z23	210	140	29	41
Z24	317	203	23	86
Z25	278	170	13	92
Z26	375	182	30	163
Z27	547	228	94	213
Z28	375	176	55	138

ANEXO N°5: Guía referencia de morfoespecies

Ejemplos de referencia de las morfoespecies

 A spectrogram showing a single, short, vertical pulse of energy. The label 'insec_05_AV' is visible in the top left corner of the plot area.	Insecto 05 13-14.8
 A spectrogram showing a single, short, vertical pulse of energy. The label 'insec_06' is visible in the top left corner of the plot area.	Insecto 06 13.7 -14.7 khz
 A spectrogram showing a long, horizontal, dense band of energy. The label 'insec_16_AV' is visible in the top left corner of the plot area.	Insecto 16 7-9 khz
 A spectrogram showing a long, vertical, dense band of energy. The label 'insec_28_av' is visible in the top left corner of the plot area.	Insc 28 14-17 khz

	<p>anfb_04 5 khz</p>
	<p>anfb_05 3-4 khz</p>
	<p>anfb_06 3-4 khz</p>
	<p>anfbio_07 2-3 khz</p>
	<p>ave_281 1-4 kHz lipaugus vociferans</p>
	<p>ave_282 3-9 kHz Camptostoma obsoletum</p>
	<p>ave_259 2-7 kHz</p>
	<p>ave_257 2-4 kHz</p>