

UNIVERSIDAD NACIONAL
SISTEMA DE ESTUDIOS DE POSGRADO
INSTITUTO INTERNACIONAL EN CONSERVACION
Y MANEJO DE VIDA SILVESTRE

CARACTERIZACIÓN DEL PAISAJE SONORO ASOCIADO A LAS CARRETERAS
INTERNAS DEL PARQUE NACIONAL SANTA ROSA, COSTA RICA

Edgar Daniel Tenez Rivas

Heredia, agosto de 2016.

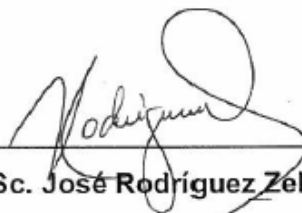
Tesis sometida a consideración del Tribunal Examinador de Posgrado
de la Universidad Nacional para optar al título de Magister Scientiae
en Conservación y Manejo de Vida Silvestre

CARACTERIZACIÓN DEL PAISAJE SONORO ASOCIADO A LAS CARRETERAS
INTERNAS DEL PARQUE NACIONAL SANTA ROSA, COSTA RICA

Edgar Daniel Tenez Rivas

Tesis presentada para optar al grado de Magister Scientiae en Conservación y Manejo de
Vida Silvestre. Cumple con los requisitos establecidos por el Sistema de Estudios de
Posgrado de la Universidad Nacional. Heredia. Costa Rica.

Miembros del Tribunal Examinador



M.Sc. José Rodríguez Zelaya

Presidente suplente del Consejo Central de Posgrado



Ph.D. Laura Porras Murillo

Representante de la Dirección del

ICOMVIS



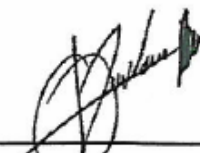
Ph.D. Mónica Retamosa Izaguirre

Tutor



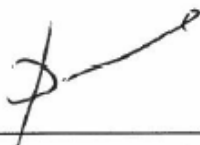
Ph.D. Manuel Spínola Parallada

Asesor



M.Sc. Héctor Perdomo Velázquez

Asesor



Edgar Daniel Tenez Rivas

Sustentante

RESUMEN

Los sonidos provenientes de un paisaje, tanto de origen biológico (biofonías), geológico (geofonías) o humano (antropofonías), crean patrones acústicos característicos abordados a través de la ecología del paisaje sonoro. La cuantificación y conservación del paisaje sonoro natural en las áreas silvestres protegidas permite conocer su estado actual y tomar medidas de manejo por la intromisión de antropofonías, como el ruido del tráfico. Se caracterizó el paisaje sonoro asociado a las carreteras internas, una de asfalto y otra de lastre, del Parque Nacional Santa Rosa (PNSR). Se analizó la variación espacial y temporal del paisaje sonoro en diferentes sitios de bosque seco tropical secundario; así como el tipo de antropofonías. Se realizaron 2268 grabaciones remotas, de 10 minutos en cada hora, desde las 6:00 a las 17:00 horas, en todos los días de la semana, durante tres visitas entre junio y agosto de 2015. Los sitios de grabación se ubicaron en distancias perpendiculares a 10, 250 y 500 m de cada carretera, así como en sitios distantes a 1000, 1250 y 1500 m de las mismas. Todas las grabaciones se analizaron por medio de dos índices acústicos, el Índice de Diferencia Normalizada del Paisaje Sonoro (NDSI) y el Índice de Complejidad Acústica (ACI). Además se analizaron los espectrogramas de 504 grabaciones de todos los sitios a 10 m de las carreteras. El 79% (IC 95%: 75 - 82%, n = 504) de los archivos presentaban biofonías, como cantos de aves y sonidos de insectos. El 81% (IC 95%: 77 - 84%, n = 504) contenían geofonías, como viento. El 53% (IC 95%: 49 - 57%, n = 504) contenían antropofonías, en especial ruido del tráfico vehicular y aéreo. Se observó un patrón espacial esperado, ya que los sitios ubicados a 10 m de la carretera de asfalto presentaron la mayor proporción de antropofonías (NDSI = 0.18, IC 95%: 0.12 - 0.24, n = 252), mientras que los sitios a 500 m presentaron mayor proporción de biofonías (NDSI = 0.54, IC 95%: 0.50 - 0.58, n = 252). El número de vehículos estuvo asociado a una mayor proporción de antropofonías según las horas del día y días de la semana en la carretera de asfalto; en la carretera de lastre el número de vehículos fue cuatro veces menor. En los sitios distantes la variación temporal del paisaje sonoro no se afectó por los días de la semana. El índice ACI presentó valores mayores a la orilla de la carretera de asfalto, lo cual podría estar asociado a los efectos del ruido sobre las vocalizaciones de las aves.

Palabras clave: antropofonías, biofonías, bosque seco, conservación del paisaje sonoro natural, contaminación sónica en parques nacionales, índices acústicos, geofonías.

AGRADECIMIENTOS

Al Servicio Alemán de Intercambio Académico (DAAD) por todo el apoyo, la confianza y la oportunidad brindada para cursar exitosamente estudios de maestría.

Al Instituto Internacional en Conservación y Manejo de Vida Silvestre (ICOMVIS) de la Universidad Nacional de Costa Rica, por toda la formación académica y profesional.

Al Parque Nacional Santa Rosa por todo el apoyo durante la fase de campo del presente trabajo de tesis.

A la tutora Ph.D. Mónica Retamosa por incluirme en el proyecto de paisajes sonoros de Costa Rica y por todo el apoyo a lo largo del trabajo de tesis.

Al asesor M.Sc. Héctor Perdomo por el apoyo técnico en temas de bioacústica, por sus asesorías, revisiones y en especial por su disponibilidad e interés.

Al asesor Ph.D Manuel Spínola por su apoyo en el análisis estadístico de los datos.

Un agradecimiento muy especial a Rigoberto Solano por el apoyo logístico y asistencia de campo que fueron claves para la realización de esta tesis, así como por todo el apoyo personal.

A todas las personas que contribuyeron al desarrollo de la tesis por medio de comunicaciones personales, intercambio de documentos bibliográficos, identificación de sonidos y asistencia técnica. Entre ellos: Almo Farino, Angélica Trujillo, Edgardo Arévalo, Eira Bermúdez, Fernando González, Fredy Falconi, Grace Smith, Hansel Herrera, Irene Roca, Joel Sáenz, Johan Martínez, José Castro, José Rangel, José Soto, Marcela Leija, Marcelo Araya, Margarita Gil, Mauricio de la O, Oscar Ramírez, Pablo Bolaños, Paula Caicedo, Roberto Vargas, Rodolfo Cabrera, Roger Blanco y Stuart Gage. Así como a Bryan Pijanowski del Center for Global Soundscapes por la participación en el taller del Global Sustainable Soundscapes Network.

A mis compañeros y amigos de la promoción XXV del ICOMVIS por las metas compartidas y por todo el crecimiento personal.

A mis amigos por la motivación que me brindaron para culminar esta meta.

A mi familia por siempre apoyarme, en especial a mis abuelitos que fueron un gran ejemplo de lucha.

A mis sobrinitos con mucho cariño.

DEDICATORIA

A la bella Guatemala.

ÍNDICE

RESUMEN.....	iv
AGRADECIMIENTOS.....	v
DEDICATORIA.....	vi
ÍNDICE DE CUADROS.....	ix
ÍNDICE DE FIGURAS.....	x
INTRODUCCIÓN.....	1
REVISIÓN DE LITERATURA.....	4
Efectos del ruido en la vida silvestre	4
Impacto del ruido de las carreteras sobre la vida silvestre.....	6
Los sonidos naturales y el ruido	8
Ecología del paisaje sonoro	9
Estudio del paisaje sonoro	11
Conservación del paisaje sonoro natural.....	14
OBJETIVOS	18
Objetivo general:.....	18
Objetivos específicos:	18
ÁREA DE ESTUDIO	19
Parque Nacional Santa Rosa	19
METODOLOGÍA.....	22
Sitios de grabación del paisaje sonoro	22
Grabaciones en el campo.....	22
Análisis de grabaciones	23
Análisis de las antropofonías.....	25
Medición de la presión sonora.....	26
Estimación del tráfico vehicular	27

Análisis estadístico.....	28
RESULTADOS	29
Caracterización del paisaje sonoro asociado a las carreteras internas del Parque Nacional Santa Rosa	29
Proporción de cada componente del paisaje sonoro por tipo de carretera	33
Variación espacial del paisaje sonoro.....	34
Variación temporal del paisaje sonoro.....	36
Valores extremos de los índices.....	41
Análisis de las antropofonías en las carreteras internas del Parque Nacional Santa Rosa	44
Medición del ruido asociado a las carreteras internas del Parque Nacional Santa Rosa ...	46
DISCUSIÓN.....	51
Caracterización del paisaje sonoro de las carreteras internas del Parque Nacional Santa Rosa	51
Variación espacial y temporal del paisaje sonoro asociado a las carreteras internas del Parque Nacional Santa Rosa	54
Análisis de las antropofonías en ambas carreteras	60
Implicaciones para la conservación y el manejo del paisaje sonoro natural del Parque Nacional Santa Rosa.....	63
CONCLUSIONES.....	70
RECOMENDACIONES.....	71
LITERATURA CITADA	73

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Clasificación del tipo de vehículos motorizados observados en las carreteras internas del Parque Nacional Santa Rosa entre junio y agosto de 2015.	27
Cuadro 2. Tipos de cada componente del paisaje sonoro registrados en las carreteras de asfalto y de lastre del Parque Nacional Santa Rosa, entre junio y agosto de 2015.	29
Cuadro 3. Valores máximos y mínimos del Índice de Diferencia Normalizada del Paisaje Sonoro (NDSI) y del Índice de Complejidad Acústica (ACI) en distancias perpendiculares a la carretera de asfalto y de lastre, así como en sitios distantes a ambas, dentro del Parque Nacional Santa Rosa, entre junio y agosto de 2015. Se incluye el día de la semana y la hora del registro acústico.	42
Cuadro 4. Valores promedio (\pm IC 95%) de la presión sonora en decibels dB(A), según mediciones en diferentes distancias asociadas a las carreteras de asfalto y de lastre, así como en sitios distantes a ellas dentro del Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica, entre junio y agosto de 2015.	47
Cuadro 5. Número de vehículos según su tipo y valores promedio (\pm IC 95%) del nivel de presión sonora en decibels dB(A) registrados en las carreteras de asfalto y de lastre dentro del Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica entre los meses de junio a agosto de 2015.	48

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación de sitios de grabación del paisaje sonoro en el bosque seco tropical asociado a las carreteras internas del Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica, entre junio y agosto de 2015.....	25
Figura 2. Ejemplos de espectrogramas y oscilogramas de biofonías del paisaje sonoro de las carreteras internas del Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica, registradas entre los meses de junio a agosto de 2015.....	30
Figura 3. Ejemplos de espectrogramas y oscilogramas de geofonías del paisaje sonoro de las carreteras internas del Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica, registradas entre los meses de junio a agosto de 2015.....	31
Figura 4. Ejemplos de espectrogramas y oscilogramas de antropofonías del paisaje sonoro de las carreteras internas del Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica, registradas entre los meses de junio a agosto de 2015.	32
Figura 5. Porcentaje (\pm IC 95%) de grabaciones con presencia de cada componente del paisaje sonoro en sitios ubicados a 10 m de distancia del borde de las carreteras de asfalto y de lastre del Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica, entre los meses de junio a agosto de 2015. .	33
Figura 6. Valores promedio (\pm IC: 95%) del Índice de Diferencia Normalizada del Paisaje Sonoro (NDSI) en distancias perpendiculares respecto a la carretera de asfalto y de lastre, así como en sitios distantes a ambas carreteras, entre junio a agosto de 2015 en el Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica.....	34
Figura 7. Valores promedio (\pm IC: 95%) del Índice de Complejidad Acústica (ACI) en distancias perpendiculares respecto a la carretera de asfalto y de lastre, así como en sitios distantes a ambas carreteras, entre los meses de junio a agosto de 2015 en el Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica.....	35

Figura 8. Valores promedio (\pm IC: 95%) del Índice de Diferencia Normalizada del Paisaje Sonoro (NDSI) por hora según los registros de todos los sitios asociados a la carretera de asfalto, de lastre y en sitios distantes, entre los meses de junio a agosto de 2015 en el Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica..... 36

Figura 9. Valores promedio (\pm IC: 95%) del Índice de Diferencia Normalizada del Paisaje Sonoro (NDSI) por hora y por distancia perpendicular respecto a la carretera de asfalto (A), de lastre (L) y en sitios distantes (D), registrados entre los meses de junio a agosto de 2015 en el Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica..... 37

Figura 10. Valores promedio (\pm IC: 95%) del Índice de Complejidad Acústica (ACI) por hora en distancias perpendiculares respecto a la carretera de asfalto (A) y de lastre (L), así como en distancias lejanas a ambas carreteras o sitios distantes (D), entre los meses de junio a agosto de 2015 en el Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica. 38

Figura 11. Valores promedio (\pm IC: 95%) del Índice de Diferencia Normalizada del Paisaje Sonoro (NDSI) por día según los registros de todos los sitios asociados a las carreteras de asfalto y de lastre, así como en sitios distantes a ambas, entre los meses de junio a agosto de 2015 en el Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica. 39

Figura 12. Valores promedio (\pm IC: 95%) del Índice de Diferencia Normalizada del Paisaje Sonoro (NDSI) por día y por distancias perpendiculares respecto a la carretera de asfalto (A) y de lastre (L); así como en distancias lejanas a ambas carreteras o sitios distantes (D), registrados entre los meses de junio a agosto de 2015 en el Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica. 40

Figura 13. Valores promedio (\pm IC: 95%) del Índice de Complejidad Acústica (ACI) por hora en distancias perpendiculares respecto a la carretera de asfalto (A) y de lastre (L), así como en distancias lejanas a ambas carreteras o sitios distantes (D), entre los meses de junio a agosto de 2015 en el Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica. 41

Figura 14. Valores máximos (A) de los índices de Diferencia Normalizada del Paisaje Sonoro (NDSI) y de Complejidad Acústica (ACI); y valores mínimos (B: NDSI, C: ACI) registrados en el Parque Nacional Santa Rosa, entre junio y agosto de 2015.....	43
Figura 15. Número total o acumulado de vehículos por cada hora en las tres semanas de grabación, registrados en las carreteras de asfalto y de lastre del Parque Nacional Santa Rosa, entre junio y agosto de 2015.....	45
Figura 16. Número promedio (\pm IC 95%) de vehículos en cada hora del día, registrados en las grabaciones realizadas en las carreteras de asfalto y de lastre del Parque Nacional Santa Rosa, entre junio y agosto de 2015.....	45
Figura 17. Número de vehículos acumulado por día en las tres semanas de grabación, registrados en las carreteras de asfalto y de lastre del Parque Nacional Santa Rosa, entre junio y agosto de 2015.	46
Figura 18. Mapa de ruido en decibels dB(A) sin la presencia de vehículos en las carreteras de asfalto y de lastre de los sitios de grabación ubicados en distancias asociadas a las carreteras, así como en sitios distantes a ambas, dentro del Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica, entre junio y agosto de 2015.....	49
Figura 19. Mapa de ruido en decibels dB(A) con la presencia de vehículos en las carreteras de asfalto y de lastre de los sitios de grabación ubicados en distancias asociadas a las carreteras, así como en sitios distantes a ambas dentro del Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica, entre junio y agosto de 2015.....	50

INTRODUCCIÓN

El Parque Nacional Santa Rosa (PNSR) forma parte del Área de Conservación Guanacaste (ACG) en el Pacífico Norte de Costa Rica, que ha sido reconocida como Patrimonio Mundial por la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO). Esto debido a que conserva más del 2 % de la biodiversidad mundial, tanto terrestre como marina; así como por la protección y restauración biológica del bosque seco tropical que es un ecosistema altamente amenazado, entre otros criterios (ACG 2015a). El PNSR es el segundo sitio con mayor visitación turística dentro del ACG, con atractivos que incluyen el Museo Histórico la Casona de Santa Rosa y Playa Naranjo. El PNSR posee dos carreteras internas, una de asfalto por donde circulan todos los vehículos que ingresan al parque y una de lastre que comunica con Playa Naranjo.

Las áreas silvestres protegidas, además de conservar el patrimonio natural, también brindan valores asociados a la apreciación de la naturaleza tanto visual como acústica, por medio del ecoturismo. En ese sentido dichas áreas deben proporcionar ambientes libres de ruido antropogénico, que sean ricos en sonidos naturales o bien zonas naturales tranquilas. La calidad acústica de un paisaje genera sensación de paz y tranquilidad, por lo que es un elemento indispensable para los visitantes, principalmente los que huyen de la contaminación sónica de las áreas urbanas (Farina y Pieretti 2012).

En los bosques tropicales la alta biodiversidad contribuye a una alta diversidad de sonidos naturales, por lo que se hace necesario cuantificar el impacto de los efectos de la actividad humana sobre la fauna silvestre en relación al sonido (Pijanowski et al. 2011a, Rodríguez et al. 2014). Con la pérdida de hábitats y biodiversidad, también desaparecen los sonidos naturales; es por ello que deben ser manejados como un recurso natural sujeto a conservación, manejo y monitoreo; con la identificación de amenazas y evaluación del estado actual (Dumyahn y Pijanowski 2011a).

Los sonidos provenientes de un paisaje particular, tanto de origen biológico (biofonías), geofísico (geofonías) o antropogénico (antropofonías), pueden ser utilizados para comprender las dinámicas entre el ser humano y la naturaleza, a escalas espacial y temporal (Pijanowski et al. 2011a). Estos sonidos crean patrones acústicos característicos, los cuales son abordados por medio de una nueva disciplina denominada ecología del paisaje sonoro (Pijanowski et al. 2011b). El paisaje sonoro se define como el total de energía sónica producida por un paisaje, que resulta del traslape de tres fuentes sónicas distintas: las biofonías, geofonías y antropofonías (Farina 2014).

Las biofonías están inversamente correlacionadas con las antropofonías; por ejemplo, en un gradiente urbano rural las antropofonías serán mayores que las biofonías en zonas más urbanizadas; mientras que las biofonías serán mayores en áreas más boscosas (Joo 2011). La ecología del paisaje sonoro tiene importantes aplicaciones, como por ejemplo en la evaluación de la calidad ambiental de áreas silvestres protegidas, en la planificación urbana, en la etología y antropología. Además, en el monitoreo a largo plazo de los efectos del cambio climático sobre las especies que se comunican por medio de señales acústicas, como aves y anfibios (Farina 2014). Los impactos antropogénicos han provocado acelerados cambios en los patrones de biodiversidad y fenológicos; por ejemplo, se ha reportado el arribo de especies de aves migratorias de manera más temprana debido a cambios en las condiciones climáticas, lo que ocasiona cambios en la actividad acústica. Los métodos utilizados en el paisaje sonoro han sido efectivos para detectar cambios en la fenología de la actividad acústica de comunidades de aves paseriformes, asociados al cambio climático y otras fuentes de disturbios (Buxton et al. 2016).

Una de las fuentes de antropofonías en las áreas silvestres protegidas es el ruido ocasionado por el tráfico vehicular en las carreteras de acceso (Miller 2008). El ruido generado en las carreteras ocasiona impactos negativos sobre la fauna silvestre, principalmente en la comunicación acústica, ya que altera el ambiente de transmisión y distorsiona el contenido de las señales, por lo que las especies deben utilizar mecanismos compensatorios (Roca et al. 2016). Así mismo, el ruido del tráfico puede ocasionar cambios en la composición, abundancia y patrones de ocupación de especies de aves (Goodwin y Shriver 2011). Es decir provoca el abandono de las zonas ruidosas.

En el PNSR se han desarrollado varios estudios de bioacústica de aves (Swiston y Mennill 2009, Douglas et al. 2012, Sosa-López et al. 2012, Hick et al. 2015, Maynard et al. 2015). Por ejemplo, se ha observado que la degradación y atenuación de las señales acústicas de una especie de ave fue menor en el bosque seco tropical del PNSR, por ser un hábitat más abierto, comparado con otros tipos de hábitats con vegetación más densa en áreas lejos del parque (Graham et al. 2016). Sin embargo, este tipo de estudios se centran en aspectos de la comunicación animal; es decir, son distintos a los estudios de ecología del paisaje sonoro, los cuales evalúan la energía sonora de todos los sonidos emitidos dentro de un paisaje.

En Costa Rica se han realizado estudios del paisaje sonoro en bosques lluviosos, donde la diversidad acústica se relacionó directamente con la estructura vertical del bosque (Pekin et al. 2012). Además, en otro estudio se evaluó la eficiencia de los índices acústicos utilizados en el estudio del paisaje sonoro, como indicadores de biodiversidad (Ström 2013).

Respecto al impacto de las carreteras, en el Parque Nacional Carara, adyacente a una carretera principal, se realizó un estudio que indica que la riqueza y abundancia relativa de aves decreció con el incremento del ruido vehicular (Arévalo y Newhard 2011). En el PNSR se cuenta con un estudio, pero asociado al atropellamiento y uso de pasos de fauna en el segmento de 12 km de la Carretera Interamericana Norte que atraviesa al ACG (Torres 2011); además se han realizado estudios preliminares sobre el nivel de ruido en dicho segmento y en la carretera de asfalto (Arévalo 2010, 2015).

En el PNSR se desarrolló un estudio que evaluó la interacción del paisaje sonoro y la estructura de la vegetación del bosque seco en sucesión (Hayes 2016). Así mismo, se llevó a cabo un proyecto que evalúa el paisaje sonoro en varios sectores como una herramienta para el monitoreo de la biodiversidad, del cual formó parte el presente estudio. La cuantificación del paisaje sonoro natural es un requisito para poder identificar tendencias a lo largo del tiempo y predecir condiciones futuras; con lo cual es posible evaluar objetivos encaminados a la eliminación o el manejo de las amenazas, tales como la introducción de sonidos antropogénicos o bien de biofonías de especies invasoras (Miller 2003, Dumyahy y Pijanowski 2011a).

Se considera muy importante cuantificar el paisaje sonoro del PNSR, es decir conocer la composición o el tipo de sonidos que ocurren, así como sus proporciones. Debido a la presencia de las carreteras internas es necesario contar con un valor del nivel de antropofonías y de biofonías, en sitios aledaños a dichas carreteras y en sitios alejados de la influencia del ruido del tráfico vehicular. También se debe conocer el nivel de ruido que dichas antropofonías generan y sus potenciales efectos sobre la vida silvestre. Con esta línea base se pueden hacer comparaciones de los cambios en el paisaje sonoro dentro del bosque seco en sucesión a lo largo del tiempo. La cuantificación de las biofonías se realiza a través de sus proporciones en el paisaje sonoro y puede servir como un indicador de biodiversidad. Sin embargo, a pesar de que no se basa en la identificación de especies, la generación de grabaciones o archivos acústicos puede contribuir al registro de especies de interés biológico. La conservación del paisaje sonoro natural debe estar orientada a la protección de las biofonías y al manejo de las antropofonías, como el tráfico vehicular. El objetivo del presente estudio fue cuantificar la variación espacial y temporal del paisaje sonoro en diferentes distancias respecto a las dos carreteras internas y en sitios distantes a las mismas; así como analizar el tipo de antropofonías que ocurren dentro del PNSR. De esta forma se puede conocer el estado actual del paisaje sonoro natural y evaluar medidas para su conservación y manejo.

REVISIÓN DE LITERATURA

Efectos del ruido en la vida silvestre

El ruido es un sonido voluntario o involuntario que cuando se añade a una señal acústica reduce su capacidad de ser percibida o interpretada correctamente (Farina 2014). Es decir, el ruido es un sonido no deseado, generalmente del entorno, que enmascara o interfiere a las señales acústicas. Su origen puede ser geofísico como la erupción de un volcán, biológico como una colonia de aves reproductoras, o antropogénico como el producido por el tráfico o por maquinarias (Farina 2014).

El nivel de ruido natural es una variable importante en la caracterización de un hábitat. Además, se considera un criterio de selección de hábitat que define la distribución de las especies. Por ejemplo, se sabe que algunas especies de ranas acústicamente activas, seleccionan microhábitats para sitios de canto en base al nivel de presión sonora o intensidad del ruido de los arroyos (Goutte et al. 2013). El ruido antropogénico se considera una fuente de contaminación ambiental con consecuencias negativas en la salud y el bienestar psicológico del ser humano, así como en los animales (Farina 2014). Este tipo de ruido frecuentemente es de mayor alcance y magnitud que los ruidos de origen natural y tiene una serie de efectos nocivos sobre la fauna silvestre (Kight y Swaddle 2011).

Los efectos del ruido antropogénico sobre los animales pueden ser directos o indirectos; tanto a nivel fisiológico, reproductivo, etológico y ecológico, ya que afectan desde los genes hasta el nivel paisajístico. Por ejemplo, se ha determinado experimentalmente que la exposición al ruido puede provocar daños al ADN, alteraciones en la expresión de los genes o afectar el desarrollo embrionario; así como cambios en el funcionamiento apropiado del metabolismo y de los sistemas auditivo, cardiovascular, inmunológico y nervioso (Kight y Swaddle 2011). Sin embargo, se considera que los efectos del ruido en la fauna silvestre han sido poco estudiados, además varían entre especies e individuos, así como en la época del año (Farina 2014).

En las especies que se comunican acústicamente, como por ejemplo las aves, el ruido puede provocar varios efectos que van desde estrés directo hasta interferir en los mecanismos de comunicación y de detección de depredadores. Esto debido a la reducción en la eficiencia de las señales acústicas relacionadas con la defensa del territorio y el apareamiento (Slabbekoorn y Ripmeester 2008). El incremento de los niveles de ruido reduce la distancia y el área en que las señales acústicas pueden ser percibidas por los animales; es decir, inhibe la percepción de los sonidos, lo cual se conoce como efecto de enmascaramiento sonoro o

interferencia acústica (Parris y Schneider 2009, Barber et al. 2010). El enmascaramiento es un proceso en el cual la detección y la percepción de los sonidos se disminuyen debido a la presencia de otro sonido, o agregado de sonidos, generalmente más intensos (Barber et al. 2010). La presencia simultánea del ruido de fondo, ya sea natural o antropogénico, representa un traslape que afecta a las frecuencias de los sonidos emitidos, es decir los enmascara. Los ruidos de frecuencias bajas y amplitud amplia son los que mejor enmascaran a las señales acústicas (Farina 2014).

El ruido antropogénico frecuentemente es más fuerte y persistente que los sonidos naturales y conlleva diversas consecuencias negativas a nivel etológico y ecológico. Por ejemplo, altera la comunicación al obstaculizar la detección de cantos de otros individuos. Esto puede afectar las condiciones reproductivas debido a la pérdida de oportunidades de cortejo y apareamiento. Así mismo, el traslape con el ruido interrumpe las interacciones entre depredador y presa, ya que no permite la detección de los llamados de alarma o la llegada de depredadores, o bien la detección de las presas. Además, las reacciones ante el ruido pueden provocar una reducción en el tiempo de forrajeo, afectar el cuidado parental, el abandono de áreas ruidosas y el establecimiento de especies más tolerantes al ruido (Slabbekoorn y Ripmeester 2008, Barber et al. 2010, Farina 2014). Por ejemplo, las aves que vocalizan con señales acústicas de frecuencias bajas son más susceptibles al enmascaramiento, en especial las aves grandes. El ruido industrial que también es emitido en frecuencias bajas, imposibilita la comunicación provocando que las aves evadan o abandonen las áreas ruidosas. Por lo que se considera que el efecto de enmascaramiento puede ser una importante fuerza selectiva en la configuración de la ecología de las comunidades de aves a nivel mundial (Francis et al. 2011).

En la actualidad los animales deben enfrentar la modificación de los ambientes sonoros naturales provocada por la creciente alteración paisajística, por lo que algunas especies tratan de minimizar el efecto del ruido de fondo, o enmascaramiento, a través de al menos dos estrategias: modificación de la amplitud y modificación de la frecuencia. El cambio de amplitud o efecto Lombard se refiere al incremento de la amplitud o intensidad de las señales acústicas para hacerlas más inteligibles, es decir para que se escuchen con mayor claridad debido al traslape con el ruido. El cambio de frecuencia se refiere al uso de otras bandas de frecuencias distintas a las del ruido (Farina 2014).

Impacto del ruido de las carreteras sobre la vida silvestre

La red de carreteras en el mundo representa un factor determinante en la pérdida de la biodiversidad (Benítez-López et al. 2010). Estas estructuras tienen diversos efectos negativos sobre la vida silvestre y la integridad biótica de los ecosistemas. Alteran las condiciones físicas ya que cambian la temperatura, el nivel de luz, los patrones de escurrimiento y sedimentación entre otros, ocasionando cambios microclimáticos. También alteran el ambiente químico con la introducción de contaminantes asociados al tráfico vehicular que afectan al aire, al suelo y al recurso hídrico. Así mismo, las carreteras son fuente importante de contaminación sónica. A nivel ecológico generan el efecto de borde, la fragmentación, transformación y degradación de la cobertura vegetal; provocan el efecto barrera o de aislamiento de poblaciones; además, facilitan el acceso hacia áreas silvestres con lo que se incrementa la cacería, pesca y deforestación entre otros impactos. También propician la dispersión de especies exóticas. La fauna se ve directamente afectada por la mortalidad ocasionada por el atropellamiento. Además, se altera el comportamiento animal lo cual ocasiona cambios en el rango de hogar, movimientos, éxito reproductivo, respuesta de escape y estado fisiológico. En general, las carreteras tienen efectos sobre la abundancia y distribución de las poblaciones animales (Trombulak y Frissell 2000, NRC 2005, Fahrig y Rytwinski 2009, Pomareda et al. 2014). De todos estos efectos, el ruido del tráfico se considera el principal factor negativo de las carreteras sobre la fauna silvestre (McClure et al. 2013).

En las carreteras, ya sea principales o secundarias, se generan altos niveles de ruido producidos por los vehículos motorizados. Este ruido puede ser crónico o intermitente y es especialmente conspicuo en las áreas naturales donde el nivel de los sonidos de fondo es bajo (Brown et al. 2013). Las áreas con vegetación cercanas a los bordes de las carreteras son importantes hábitats para muchas especies de fauna que están expuestos a altos niveles de ruido, disturbios visuales por el paso de vehículos y potencial atropellamiento (Parris y Schneider 2008). Las especies reaccionan ante el ruido modificando sus señales acústicas o bien evadiendo las zonas ruidosas. Como consecuencia, el tema de los efectos del ruido del tráfico es de gran interés para la biología de la conservación (Farina 2014).

Muchos estudios han evidenciado cómo el ruido puede afectar el comportamiento reproductivo de la fauna. Algunas especies de aves deben modificar su canto ya que la presencia del ruido del tráfico disminuye la probabilidad de detección entre individuos. Se sabe que las aves que emiten sus cantos en las frecuencias bajas similares a las del ruido, deben cantar en frecuencias más altas para evitar el enmascaramiento. Sin embargo, el incremento de la cantidad de tráfico y de la intensidad del ruido, pueden actuar conjuntamente y provocar

la exclusión de dichas especies de hábitats adyacentes a carreteras muy transitadas y ruidosas (Parris y Schneider 2008). En otras especies de aves se han registrado modificaciones de la amplitud debido al ruido del tráfico. Los machos en territorios ruidosos se ven forzados a cantar a mayor amplitud o intensidad, que los machos en áreas menos afectadas por el ruido, lo cual implica mayores costos energéticos (Brumm 2004).

Muchas especies de aves son menos abundantes en áreas cercanas a las carreteras, ya que el ruido se considera un factor importante que las ahuyenta, aun cuando existan suficientes requerimientos de hábitat (Slabbekoorn y Ripmeester 2008). El ruido del tráfico tiene un efecto negativo directo sobre la reproducción de las aves, ya que el traslape en tiempo y en frecuencias sonoras interfiere con en la defensa del territorio y el apareamiento, lo que puede provocar el abandono de los hábitats reproductivos; así mismo, se han observado nidadas de menor tamaño en áreas cercanas a carreteras ruidosas (Halfwerk et al. 2011).

En especies de ranas se han observado adaptaciones acústicas como respuesta al efecto de enmascaramiento ocasionado por el ruido del tráfico en carreteras. Debido a que la energía del ruido del tráfico se concentra en frecuencias bajas, algunas especies que emiten señales acústicas de frecuencias bajas necesitan realizar ajustes en su comportamiento de vocalización para una comunicación efectiva. Una de las estrategias utilizadas es cantar más veces cuando el nivel del ruido del tráfico es relativamente bajo y dejar de cantar cuando el nivel es relativamente alto (Vargas-Salinas et al. 2014). En otras especies, se ha observado que las hembras prefieren a los machos que emiten llamados graves o de tonos bajos, ya que puede ser un indicador de machos más experimentados. Sin embargo, en presencia del ruido del tráfico los machos deben cantar en tonos más altos para compensar la audibilidad, aunque resulte insuficiente para revertir el efecto del ruido. Se considera que la exposición a altos niveles de ruido del tráfico puede afectar el éxito reproductivo de estas especies de ranas y eventualmente conducir a la extinción local (Parris et al. 2009).

Los sonidos naturales y el ruido

Las áreas silvestres protegidas conservan componentes tangibles, tales como la biodiversidad o bien sitios de importancia cultural; pero también características intangibles como por ejemplo belleza escénica, áreas naturales aisladas e inalteradas, noches claras sin contaminación lumínica, sonidos naturales y sitios tranquilos o silenciosos (Farina 2014). Una de las motivaciones por parte del ecoturismo para visitar dichas áreas es la experiencia de estar en sitios con condiciones naturales libres de ruido antropogénico y poder escuchar sonidos naturales, como el canto de las aves o el sonido de los ríos. Se considera que el sonido de la naturaleza es una fuente importante de bienestar para los visitantes de las áreas silvestres protegidas, mientras que la presencia del ruido antropogénico puede impactar negativamente la visita y representar una evaluación desfavorable para el área (Farina 2014).

Los sonidos naturales son un componente importante para generar una experiencia positiva en los visitantes, ya que constituyen la manera más fácil de detectar a la fauna silvestre, son un complemento para la apreciación visual de la naturaleza, o bien ofrecen zonas naturalmente silenciosas o tranquilas (Reid y Olson 2013, Iglesias-Merchan 2014). Por otro lado, un ambiente sonoro libre de ruido también beneficia a las especies de fauna silvestre que dependen del sonido para su comunicación, para la localización de presas o para la detección de depredadores, entre otros aspectos (Reid y Olson 2013). Sin embargo, el ruido es una de las amenazas más comunes para muchas áreas silvestres protegidas, especialmente el generado por el tráfico vehicular, lo que hace necesario desarrollar planes para el manejo del ruido y para la protección de los sonidos naturales (Lynch et al. 2011).

Actualmente, la exposición al ruido antropogénico crónico proveniente del crecimiento de las redes de transporte, las industrias extractivas de recursos, la recreación motorizada y el desarrollo urbano, abarca a la gran mayoría de áreas terrestres incluso a sitios silvestres remotos (Barber et al. 2010). Por ejemplo, en Estados Unidos la escala espacial de exposición al ruido es tan grande, que ningún sitio y ningún parque nacional están libres de ruido, principalmente por el generado en el transporte aéreo (Barber et al. 2011). El ruido antropogénico también afecta a los ecosistemas acuáticos, tanto marinos y de agua dulce. La intrusión del ruido en los ambientes marinos es generada por el tráfico de barcos o lanchas motorizadas, por estudios geológicos que incluyen perforaciones y métodos sísmicos, y también por los parques eólicos marinos (Farina 2014).

El manejo efectivo de las áreas silvestres protegidas debe incluir la evaluación del ruido antropogénico (Barber et al. 2010); es decir, deben garantizar ambientes sonoros naturales

libres de fuentes de contaminación sónica. En los parques nacionales de Estados Unidos por ejemplo, los sonidos naturales son reconocidos por medio de leyes y políticas como un recurso natural, por lo que están sujetos a estudio, manejo, protección o restauración como cualquier otro recurso conservado (Miller 2008, Lynch et al. 2011). Como consecuencia de lo anterior, se han desarrollado métodos, procesos y habilidades para el manejo de los sonidos naturales en los parques nacionales a nivel técnico y político; con la identificación del tipo de ruido, su registro y cuantificación. Así mismo, se han desarrollado criterios para la restauración y preservación de los sonidos naturales, según la categoría de manejo del área silvestre protegida y el conflicto con los intereses económicos de las actividades generadoras del ruido (Miller 2008). Debido a que la protección de estos recursos sonoros o acústicos es crucial para la integridad ecológica y para la experiencia de los visitantes, se requiere un monitoreo que incluya el establecimiento de las condiciones actuales y los efectos potenciales de las decisiones de manejo (Lynch et al. 2011).

Ecología del paisaje sonoro

Los sonidos producidos por los animales han sido un tópico de investigación de la etología y la bioacústica; sin embargo, recientemente existe interés por el estudio de los sonidos ambientales, tanto bióticos y abióticos, bajo una perspectiva ecológica dentro de un nuevo campo denominado ecoacústica. Esta disciplina investiga e interpreta el sonido en un amplio rango de escalas espaciales y temporales para abordar la ecología de poblaciones, comunidades y paisajes; además considera al sonido como un componente y un indicador de los procesos ecológicos (Sueur y Farina 2015).

Un ejemplo en particular sobre la aplicación de la ecoacústica es el estudio de los efectos del cambio climático sobre la biodiversidad, ya que cuenta con modelos robustos para investigar este fenómeno desde un enfoque acústico. El cambio climático tiene diversos efectos sobre los sonidos animales, que pueden ser observados antes que los cambios en los patrones de vegetación y estructuras del paisaje. Esto debido a que los sonidos permiten la detección temprana de signos de estrés en los animales en relación a los cambios climáticos, desde el nivel de especies hasta el paisajístico (Krause y Farina 2016). Entre los efectos climáticos se puede mencionar cambios en el comportamiento de la fenología acústica. Por ejemplo, un estudio con datos históricos indica que el incremento local de la temperatura en las últimas cuatro décadas, ha afectado los ciclos temporales de algunas especies de ranas y

ha provocado el adelanto del inicio de la actividad acústica asociada a la época reproductiva (Klaus y Loughheed 2013).

La ecoacústica incluye a la denominada ecología del paisaje sonoro que es un campo de investigación dedicado específicamente al estudio de los sonidos que emergen del paisaje (Sueur y Farina 2015); así mismo, se considera un nuevo paradigma dentro del campo de estudio de la ecología del paisaje (Truax y Barrett 2011). La ecología del paisaje sonoro hace énfasis en las características ecológicas y en los patrones espacio-temporales de los sonidos generados en los paisajes. El término paisaje sonoro se define como un arreglo complejo de sonidos con diferentes fuentes, que incluyen sonidos biológicos, geofísicos y antropogénicos, que emanan de un paisaje para crear patrones acústicos únicos que varían en espacio y tiempo, los cuales reflejan procesos ecosistémicos y actividades humanas (Pijanowski et al. 2011a, b).

Los términos ecología acústica y paisaje sonoro ya habían sido desarrollados anteriormente relacionados a la contaminación sónica y el efecto de enmascaramiento producidos por la industrialización (Wrightson 2000). Sin embargo, solamente se enfocaban en el sistema humano, sus percepciones y valores hacia el sonido. La ecología del paisaje sonoro tiene un enfoque más amplio pues abarca los sistemas social y ecológico (Dumyahn y Pijanowski 2011a, Pijanowski et al. 2011b). Así mismo, la ecología del paisaje sonoro se diferencia de la bioacústica, la cual se enfoca en el estudio de la comunicación animal, en que no se centra en el estudio de la acústica a nivel de especies sino más bien a nivel de comunidad (Pijanowski et al. 2011b).

El paisaje sonoro es el resultado del traslape de tres fuentes sónicas distintas: geofonías, biofonías y antropofonías (Farina 2014). Las geofonías son los sonidos geofísicos producidos por la energía sónica de agentes naturales abióticos, tales como el viento, el movimiento de las hojas por el viento, lluvia, truenos, volcanes, olas marinas, agua en movimiento, avalanchas, terremotos e inundaciones. Las biofonías son los sonidos emitidos por los animales silvestres, tanto vertebrados y algunas especies de insectos, que incluyen vocalizaciones, cantos, llamados, coros y sonidos producidos por estridulación. Las biofonías corresponden al sonido colectivo producidos por los organismos vivos dentro de un ecosistema en particular. Mientras que las antropofonías son los sonidos de origen humano producidos por maquinarias o aparatos, tales como los motores, aspas, aire acondicionado, vehículos, trenes, aviones, maquinaria industrial entre otros (Pijanowski et al. 2011a, b; Farina 2014, Servik 2014, Krause 2015). Los sonidos de origen humano incluyen sonidos controlados, como las voces, el lenguaje y la música; sin embargo, la mayoría de las antropofonías son sonidos

caóticos considerados ruido (Krause 2015). El término tecnofonía también se ha utilizado como un subcomponente de las antropofonías, para referirse exclusivamente a los sonidos producidos por las maquinarias y la tecnología (Mullet et al. 2015). Estos tres componentes se mezclan en diferentes proporciones de acuerdo a las características del paisaje. Así en paisajes urbano predominan las antropofonías, mientras que las biofonías son el principal componente del paisaje sonoro en áreas boscosas (Farina et al. 2014a).

La energía acústica se concentra en diferentes bandas de frecuencia según su origen. La mayoría de fuentes de ruido antropogénico concentran su energía particularmente en las frecuencias bajas, es decir entre 1 a 2 kHz. Las geofonías varían en un rango amplio, desde 1 kHz que corresponde al sonido de poca lluvia, hasta 8 kHz durante el viento o lluvia moderada a fuerte, aunque pueden abarcar todo el espectro de frecuencias. Las biofonías usualmente se encuentran en frecuencias altas. Los sonidos de los insectos se emiten en frecuencias entre 3 a 4 kHz principalmente, o bien entre 6 a 8 kHz en especies como los grillos y las chicharras. Las frecuencias de los coros de especies de ranas y sapos varían entre 2 a 5 kHz. La mayoría de los cantos y llamados producidos por las aves ocurre en el rango de 2 a 6 kHz, ciertas especies tropicales tienen vocalizaciones en el rango de 10 a 12 kHz. Algunas especies de mamíferos, como monos, coyotes o ardillas entre otros, también emiten sonidos que forman parte del paisaje sonoro (Warren et al. 2006, Pijanowski et al. 2011b, Servick 2014, Gage et al. 2015).

Estudio del paisaje sonoro

Los métodos tradicionales para la evaluación de la biodiversidad suelen ser costosos e invasivos, así como limitados en tiempo y espacio. Sin embargo, actualmente existen metodologías que pueden describir parte de la biodiversidad local por medio de análisis acústicos de la comunidad. Los sonidos producidos durante la comunicación, el desplazamiento o en el reconocimiento del entorno por la fauna silvestre en especial aves, mamíferos, anfibios, peces y artrópodos, se pueden utilizar como un indicador de la biodiversidad de una comunidad. Este nuevo enfoque facilita la evaluación de la diversidad animal a escalas espacial y temporal (Sueur et al. 2008a).

La escala de estudio del paisaje sonoro ya no es a nivel de especie sino a niveles ecológicos más complejos, es decir a nivel de comunidad, ecosistemas y paisajes. Sin embargo, el objeto de estudio aún podría ser una especie, pero en el contexto de interacción

con las demás especies y con los otros componentes acústicos de antropofonías y geofonías, dentro del paisaje sonoro (Towsey et al. 2014a).

El uso de nuevas tecnologías es vital para mejorar y ampliar a nivel global el monitoreo de la biodiversidad, en especial por la acelerada pérdida de hábitats y por los cambios ocasionados con el cambio climático. Se han desarrollado métodos que permiten la adquisición automática y manejo de datos, así como la identificación de especies (Aide et al. 2013). Estos métodos se basan en grabaciones acústicas, las cuales se realizan remotamente en el campo por medio de micrófonos y unidades de grabación de audio. Los equipos de grabación pueden ser diferentes tipos de grabadoras digitales, incluso dispositivos de bajo costo (Farina et al. 2014b). Dichos equipos son programados para realizar las grabaciones de audio de manera automática; posteriormente las señales acústicas son sometidas a análisis y tratamientos por medio de herramientas computacionales (Caycedo-Rosales et al. 2013). Dado a que los tres tipos de sonidos en el paisaje sonoro se caracterizan por diferentes rangos de frecuencia, se requieren micrófonos sensibles que capturen los sonidos de interés, como por ejemplo los sonidos ultrasónicos de los murciélagos (Blumstein et al. 2011). Debido a que los sonidos son especie-específicos, los sistemas de grabación automatizada permiten el registro y monitoreo de especies durante largos períodos de tiempo y en diferentes hábitats simultáneamente. Además las grabaciones constituyen un registro permanente para la validación de los datos (Aide et al. 2013).

Los métodos de grabación automática remota no son invasivos por lo que se han utilizado en diversos tipos de investigación. Por ejemplo, incrementan la detección de especies que generalmente no son registradas con los métodos de muestreo tradicionales tales como especies amenazadas, crípticas o que debido a su comportamiento o ecología reducen substancialmente su detectabilidad. Con ello se aumenta también la precisión en la detección de especies lo cual es sumamente importante para la conservación biológica (Zwart et al. 2014). También se han utilizado para documentar la estructura espacial única de islas con presencia de microendemismos, ya que es posible detectar diferencias acústicas entre sitios con riqueza de especies y contexto ecológico similares, pero con ensamble de especies microendémicas diferentes (Gasc et al. 2013). Además, por medio de la grabación de las llamadas de vuelo se puede llevar a cabo un monitoreo acústico de las especies migratorias nocturnas (Sanders y Menill 2014).

El procesamiento de datos acústicos es una acción compleja principalmente cuando se requiere la identificación de especies; sin embargo, el objetivo principal de la ecología del paisaje sonoro es extraer información sobre patrones en términos de complejidad del ambiente

acústico. Existen dos enfoques diferentes para el análisis del paisaje sonoro, uno se basa en la presión sonora y el otro en el análisis de frecuencia espectral (Farina 2014). La medición de los niveles de presión sonora o energía sonora están asociados a la evaluación del ruido y la calidad ambiental (Farina 2014). Para este fin se utilizan plataformas móviles o portátiles que miden la intensidad del sonido por medio de sonómetros o decibelímetros, los valores son reportados en decibeles ponderados, es decir en dB(A), que corresponden a la sensibilidad del oído humano (Merchant et al. 2015). El análisis de frecuencia espectral es más sofisticado y consiste en el estudio de los patrones del espectro creados por los sonidos, es decir de las intensidades de cada frecuencia (Farina 2014). Las grabaciones de audio representan información expresada en ondas, las cuales deben transformarse a un formato más útil. Las señales de onda se convierten a niveles de amplitud por frecuencia, a través de un proceso algorítmico denominado transformaciones de Fourier. De esta forma se pueden obtener espectrogramas o sonogramas que son representaciones gráficas del sonido, los cuales consisten en graficar la energía por frecuencias en el tiempo. En un espectrograma, las frecuencias acústicas se muestran en el eje vertical (eje y) y se expresan en kilohertz (kHz); el tiempo se muestra en el eje horizontal (eje x); mientras que la energía, amplitud o intensidad del sonido se grafica en el eje z a través de distintas intensidades de color o en escala de grises. Los espectrogramas son herramientas útiles para el procesamiento y análisis de grabaciones digitales del paisaje sonoro (Pijanowski et al. 2011, Villanueva-Rivera et al. 2011).

En el estudio del paisaje sonoro, además de los equipos remotos de grabación automática, también se utilizan métricas específicas para el registro de las biofonías, geofonías y antropofonías de paisajes terrestres o acuáticos. Los sistemas de grabación remota pueden permanecer en el campo por largos períodos de tiempo y acumular grandes cantidades de horas de grabación, por lo que muchas veces se considera casi imposible escuchar o interpretar toda esa información. Por lo que se es necesario asistencia automatizada para la identificación de elementos del paisaje sonoro. Es por ello que se han desarrollado índices acústicos, que representen las características ecológicas del paisaje sonoro. Estos índices son métricas que resumen información como la estructura y la distribución de la energía acústica contenida en la grabación (Towsey et al. 2014b). El interés de los índices acústicos es la caracterización de la comunidad acústica, compuesta por el ensamblaje de las especies vocales, así como de todos los elementos acústicos de un paisaje (Sueur et al. 2014).

Los índices acústicos se han utilizado en diversos tipos de estudios ecológicos y en diferentes tipos de hábitats. Por ejemplo, se pueden usar para realizar una evaluación rápida de la diversidad animal a través del análisis acústico de una comunidad (Depraetere et al.

2012). Se han utilizado para la identificación de fluctuaciones espaciales y temporales tanto en la composición como en la actividad acústica de comunidades de aves en zonas templadas (Farina et al. 2011). Sirven para examinar la variación de los patrones del paisaje sonoro respecto a la condición ecológica y configuración o fragmentación del paisaje (Fuller et al. 2015). Así mismo, se han utilizado para visualizar y comparar cambios estacionales en el paisaje sonoro en períodos de varios años (Gage y Axel 2014). Los índices acústicos también se han usado para proporcionar información sobre los beneficios de los sistemas agroforestales para la conservación (Bobryk et al. 2015); han sido útiles para describir el paisaje sonoro de hábitats de agua dulce poco estudiados, como por ejemplo estanques (Desjonquères et al. 2015); y también se han usado para el análisis de cantos de anuros (Lozano et al. 2014).

Un área de aplicación de la ecología del paisaje sonoro es el estudio las consecuencias del ruido antropogénico, pero no únicamente a nivel de las alteraciones en la comunicación animal o de las implicaciones para la salud humana, sino más bien a escalas espaciales y temporales ecológicamente relevantes. En ese sentido se han realizado estudios que indican cómo las antropofonías afectan a las biofonías. Por ejemplo, en lagos rodeados con áreas recreacionales y residenciales se ha observado que la disminución de las biofonías está asociada a la presencia de parques públicos y el incremento de la urbanización (Kuehne et al. 2013). Se han utilizado en áreas templadas para estudiar la variabilidad espacio-temporal de las dinámicas de los cantos de comunidades de aves en un contexto alterado por el ruido del tráfico (Pieretti y Farina 2013); así como en áreas tropicales para evaluar el efecto del ruido generado en minas a cielo abierto sobre las biofonías (Duarte et al. 2015).

La medición de los niveles de los sonidos bióticos, abióticos y antropogénicos es necesaria para realizar comparaciones a lo largo del tiempo y entre diferentes localidades. A través de un monitoreo acústico es posible evaluar la influencia del ruido antropogénico en especies acústicamente sensibles y en los ecosistemas (Merchant et al. 2015).

Conservación del paisaje sonoro natural

El paisaje sonoro representa una colección de sonidos, ya sean biofonías, geofonías y antropofonías, que caracterizan a un paisaje en particular. En ese sentido un eje central en la ecología del paisaje sonoro y la biogeografía, debe ser la visualización y análisis de grabaciones del paisaje sonoro de ecosistemas representativos a lo largo de todo el mundo (Lomolino et al. 2015). El paisaje sonoro varía en espacio y el tiempo por lo que debe

registrarse en diferentes épocas para la evaluación de cambios. Es por ello que el monitoreo exhaustivo de los ecosistemas a través de métricas del paisaje sonoro, es un eje de investigación en la ecología del paisaje sonoro (Pijanowsky 2016).

La interacción entre los tres componentes de un paisaje sonoro determina sus patrones característicos. Las geofonías y las antropofonías tienen una influencia directa sobre las biofonías. Por ejemplo, un día muy ventoso o el ruido generado en las cercanías a una carretera muy transitada, puede reducir o impedir la comunicación acústica de la mayoría de especies vocales (Farina 2014). En ese sentido, las alteraciones antropogénicas como por ejemplo la urbanización, no solo afectan a los tipos de cobertura, sino también alteran al paisaje sonoro con consecuencias para la fauna local, que debe adaptarse o migrar para obtener una comunicación efectiva. Las características del paisaje sonoro están asociados a la estructura y composición de los paisajes, así en un gradiente urbano-rural las biofonías están inversamente correlacionadas con las antropofonías. Es decir en áreas más urbanas existirán más antropofonías y en áreas con mayor cobertura forestal se esperan más biofonías, mientras que en las áreas agrícolas se esperan sonidos de ambas fuentes (Joo et al. 2011). El paisaje sonoro es dinámico, se puede ver afectado por condiciones climáticas y actividades antropogénicas. Por ejemplo, el cambio climático puede alterar los patrones de las geofonías con fenómenos extremos como largos períodos de lluvia; esto unido a la pérdida de biodiversidad por el creciente cambio de uso del suelo y de la vegetación, así como las actividades humanas, tienen un impacto negativo sobre las biofonías (Pijanowski et al. 2011a).

El paisaje sonoro natural posee valores y beneficios tanto ecológicos como sociales. Así la degradación por la contaminación sónica afecta el bienestar del ser humano y la vida silvestre, mientras que un paisaje sonoro natural de alta calidad puede reducir el estrés, mejorar la salud humana y calidad de vida. Además, debido a la innata atracción del ser humano hacia los sonidos naturales, el paisaje sonoro crea una conexión con la naturaleza. El paisaje sonoro debería ser considerado como un recurso natural sujeto a manejo y conservación, en especial el paisaje sonoro natural. Existen diferentes tipos de paisaje sonoro que requieren mayor atención, como por ejemplo áreas silvestres tranquilas o libres de ruido antropogénico; paisajes sonoros sensibles, como los sitios de reproducción de aves; paisajes sonoros amenazados por impactos ambientales, como la construcción de un aeropuerto; así como paisajes sonoros únicos, es decir con hábitats con características especiales (Dumyahn y Pijanowski 2011a).

Los sonidos son un modelo óptimo que proporciona información indirecta y oportuna sobre el estado de los ecosistemas. El análisis del paisaje sonoro es una herramienta útil en

la conservación, ya que permite la identificación de sitios con altos niveles de biofonías o acústicamente complejos; permite detectar cambios en las comunidades; prevenir la degradación ambiental y contribuye a tomar decisiones sobre los sitios que deben protegerse o restaurarse (Farina et al. 2014a). La conservación del paisaje sonoro, además de la protección de las dinámicas naturales, puede contribuir al mantenimiento de valores culturales, recreacionales y espirituales asociados a los sonidos como un recurso natural y cultural característicos de un área (Farina et al. 2014a).

Los bosques tropicales son sitios únicos por su alta diversidad acústica por lo que deben protegerse de cualquier intromisión del ruido antropogénico. Pero también se debe proteger al paisaje sonoro de las biofonías de especies invasoras (Dumyahn y Pijanowski 2011a). En ausencia de alteración humana el paisaje sonoro de los bosques tropicales es espacialmente heterogéneo y ligeramente estructurado en el tiempo. Es necesario realizar análisis del paisaje sonoro de los bosques tropicales para entender las dinámicas naturales sin la presencia de ruido antropogénico, o bien cuantificar los efectos de la actividad humana (Rodríguez et al. 2014). El manejo del ruido antropogénico dentro de áreas silvestres protegidas ha sido un tema desarrollado en países como Estados Unidos, en donde existen políticas de protección de los sonidos naturales en los parques nacionales. Estas políticas están basadas principalmente en el manejo de los ruidos producidos por actividades tales como sobrevuelos turísticos; el tráfico en las carreteras dentro de los parques, algunas actividades de mantenimiento, el uso de vehículos motorizados recreacionales y las industrias fuera de los parques, entre otros (Miller 2008, Dumyahn y Pijanowski 2011b, Reid y Olson 2013, Farina 2014). La conservación del paisaje sonoro debe ser integral y no solamente enfocarse a la mitigación del ruido.

Se requiere un enfoque holístico diferente al de regulaciones individuales para cada tipo de ruido; el paisaje sonoro debe manejarse sosteniblemente como un recurso de uso común, bajo una perspectiva social y ecológica (Dumyahn y Pijanowski 2011b). En todo caso se considera que el enfoque exclusivamente hacia la mitigación del ruido, no ha sido exitoso en limitar la propagación de las antropofonías. Se requiere un nuevo enfoque que identifique paisajes sonoros de alta calidad, para su manejo como un recurso natural con beneficios y valores asociados. Una vez que sean comprendidos estos beneficios y valores, se deben definir e implementar nuevas y más efectivas estrategias de conservación del paisaje sonoro (Pijanowski et al. 2011a).

Se requiere de datos cuantitativos del estado del paisaje sonoro, así como de la variabilidad espacial y temporal, para la identificación de condiciones que deben mantenerse

o mejorarse. Así mismo, también es necesario un monitoreo acústico para guiar las acciones y estudios sobre los impactos a la fauna silvestre. También es necesaria investigación sobre la percepción humana y valores hacia el paisaje sonoro, así como educación ambiental sobre este tema específico, entre otros. La protección de paisaje sonoro como un recurso natural, deben beneficiar tanto al ser humano como a la vida silvestre (Dumyahn y Pijanowski 2011*b*).

En las áreas silvestres protegidas es necesario contar con grabaciones del estado actual del paisaje sonoro que sirva como punto de referencia para la detección de cambios en los ecosistemas (Krause et al. 2011). Con ello se puede detectar efectos debidos a cambios en el clima, incrementos en la contaminación sónica, cambios en la intensidad de visitantes, o cambios en las políticas de manejo y uso de recursos. El objetivo de la conservación del paisaje sonoro natural debe ser la protección y restauración de las biofonías y el manejo de las amenazas, tales como la introducción de antropofonías.

OBJETIVOS

Objetivo general:

- Caracterizar el paisaje sonoro del bosque seco secundario asociado a las carreteras internas del Parque Nacional Santa Rosa (PNSR).

Objetivos específicos:

- Analizar la variación espacial del paisaje sonoro asociado a los dos tipos de carreteras internas del PNSR.
- Analizar la variación temporal del paisaje sonoro asociado a los dos tipos de carreteras internas del PNSR.
- Analizar las antropofonías y niveles de ruido generados en los dos tipos de carreteras internas del PNSR.

ÁREA DE ESTUDIO

Parque Nacional Santa Rosa

El Parque Nacional Santa Rosa (PNSR) se localiza al suroeste de la Península de Santa Elena, en la Provincia de Guanacaste, cantón La Cruz, distrito Santa Elena en el Pacífico Norte de Costa Rica (10°53'N, 85°46'W). La entrada del PNSR se ubica a 35 km al norte de la ciudad de Liberia sobre la Carretera Interamericana Norte. El PNSR abarca ecosistemas terrestres y marino-costeros. Se encuentra bajo la administración del Área de Conservación Guanacaste (ACG) y comprende el Sector Santa Rosa, Sector Santa Elena y Sector Murciélagos (CGC 2015). El PNSR tiene una superficie de 850.65 km², de los cuales 463.91 km² corresponden al área marina protegida (Salas et al. 2012).

El PNSR se ubica dentro de la Región Climática Pacífico Norte, específicamente en la subregión central, en la planicie guanacasteca. En esta subregión predomina la severidad del clima con prolongados periodos secos. Pertenece al régimen de precipitación Pacífico, que se caracteriza por la presencia de dos períodos bien definidos, uno seco y otro lluvioso. El régimen anual de lluvia es del tipo denominado sequía, con una precipitación de 1100 a 1500 mm (Solano y Villalobos 2001).

El bosque seco de la región del ACG se caracteriza por presentar una época seca de cinco a siete meses, generalmente de diciembre a mediados de mayo. Durante la época lluviosa la precipitación puede variar entre 800 a 2800 mm con un promedio anual de 1500 mm. Existe un período seco dentro de la época lluviosa, conocido localmente como veranillo, que puede durar hasta seis semanas entre los meses de julio y agosto (Jansen 2004). Respecto a la temperatura, se sabe que varía entre 26 y 36 °C durante el día y de 18 a 22 °C por la noche. En la región se presentan fuertes vientos provenientes del noreste durante la primera mitad de la estación seca (Jansen 2004).

Las zonas de vida, según el sistema Holdridge, presentes en el PNSR son Bosque Húmedo Pre-montano y Bosque Seco Tropical (Bolaños et al. 2005). El tipo de vegetación en toda la subregión central, es decir en la planicie guanacasteca, es Bosque Seco Tropical. El cual se caracteriza porque la mayoría de especies son deciduas, con fustes cortos, gruesos y poco densos; así como por la escasez de epifitas (Solano y Villalobos 2001). El sotobosque es relativamente abierto, especialmente durante la época seca en donde la mayoría de los arbustos pierden las hojas (Graham et al. 2016).

El bosque seco del PNSR es florísticamente más diverso comparado con el bosque seco tropical de otras áreas silvestres protegidas en Centroamérica (Gillespie et al. 2000). Incluye bosque secundario en diferentes estados de regeneración, así como bosque maduro de más de 50 años con un dosel de 30 m de altura en sitios que no fueron afectados por la agricultura; a medida que avanza el estado sucesional del bosque seco tropical se incrementa la composición y estructura de este bosque protegido. En el PNSR se han reportado al menos 159 especies leñosas. Además, se le considera un mosaico ya que incluye otros tipos de vegetación como pastizales y comunidades de bosque seco de encino (Kalacska et al. 2004, Powers et al. 2009, Carvajal-Vanegas y Calvo-Alvarado 2013).

El PNSR posee condiciones que permiten la distribución de especies de fauna que requieren una alta integridad ecológica como por ejemplo el tapir (*Tapirus bairdii*) y felinos como el jaguar (*Panthera onca*), el puma (*Puma concolor*) y el ocelote (*Leopardus pardalis*). La abundancia de presas y las condiciones ecológicas del área han beneficiado el aumento de las poblaciones de felinos, principalmente del jaguar (Montalvo et al. 2015).

El ACG ha sido declarado Patrimonio Mundial por parte de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO) desde 1999. Esto debido a que conserva más del 2 % de la biodiversidad mundial, tanto terrestre como marina, así como por la protección y restauración biológica del bosque tropical seco, ya que representa la muestra más importante de bosque seco protegido de Mesoamérica (ACG 2015a, UNESCO 2015).

El bosque seco tropical es un ecosistema mundialmente amenazado y se considera una prioridad alta para la conservación (Miles et al. 2006). En la provincia de Guanacaste se han dado procesos de restauración del bosque seco tropical a partir de los años ochenta, producto de múltiples factores socioeconómicos y políticas de conservación (Calvo-Alvarado et al. 2009). El ACG ha contribuido a la protección del bosque seco tropical a través de la regeneración de áreas que históricamente habían sido destinadas a la ganadería extensiva y expuestas a procesos de quema y tala (Jansen 2000).

El PNSR colinda con la Carretera Interamericana Norte que se considera una carretera primaria (Ley No. 9078), la cual es altamente transitada. En el PNSR, específicamente en el Sector Santa Rosa existen dos carreteras internas que pueden considerarse secundarias por estar destinadas a actividades turísticas principalmente. La primera es una carretera asfaltada relativamente plana, de 7 km con un ancho aproximado de 7.6 m, por la cual ingresan todos los vehículos al parque y permite el acceso a atractivos culturales que son el Museo Histórico La Casona de Santa Rosa, el sendero de acceso universal Indio Desnudo y el Mirador

Monumento a los Héroes. La segunda es una carretera de lastre o terracería de 12 km con una ancho aproximado de 5.3 m, por la que transitan los vehículos que se dirigen hacia el Sendero Los Patos, el Mirador Valle Naranjo y Playa Naranjo. Esta carretera se encuentra en mal estado y posee pendientes pronunciadas por lo que únicamente se recomienda su uso para vehículos de doble tracción (AGC 2015a). La presente investigación se realizó en el bosque seco aledaño a dichas carreteras.

METODOLOGÍA

Sitios de grabación del paisaje sonoro

La selección de los sitios de grabación del paisaje sonoro se basó en el criterio de cercanía a los dos tipos de carreteras internas del Sector Santa Rosa del PNSR, es decir la carretera asfaltada y la de lastre. Esto debido al interés en la grabación de las antropofonías ocasionadas por el tráfico. Sin embargo, también se realizaron grabaciones en sitios distantes a ambas carreteras o sitios control, es decir lejanos a la influencia del ruido. Todas las grabaciones de audio se realizaron dentro del ecosistema de bosque seco tropical, en bosque secundario en diferentes estados de sucesión, a una altitud aproximada de 300 msnm y en un relieve relativamente plano.

Se hicieron tres visitas de una semana de duración cada una durante los meses de junio, julio y agosto de 2015. Esta época corresponde al período seco dentro de temporada lluviosa, conocido como período de canículas. Todas las grabaciones se realizaron dentro de este período por lo que se consideraron homogéneas, es decir presentaron las mismas condiciones climáticas, de esta forma pudieron ser comparables entre sí.

En cada semana se grabó en 9 sitios distintos, por lo que las grabaciones del paisaje sonoro se realizaron en un total de 27 sitios (figura 1). Se definieron tres tratamientos: a) carretera asfaltada también denominada “asfalto”; b) carretera de lastre o de terracería, también denominada “lastre” y c) sitios distantes o lejanos a ambas carreteras, también denominados “distante”. Tanto en la carretera asfaltada como en la de lastre, se colocaron sitios de grabación en distancias perpendiculares desde el borde a 10, 250 y 500 m. En los sitios distantes a las carreteras se ubicaron grabadoras a 1000, 1250 y 1500 m desde alguna de las dos carreteras. Para ello se utilizaron senderos internos que no están abiertos al público, tales como Las Mesas, Penca, Cortafuego Perros y Quebrada San Emilio, entre otros. Al final se contó con tres sitios de grabación por cada distancia y tipo de tratamiento. Los sitios de grabación estaban separados entre sí cada 250 m aproximadamente para evitar el traslape de grabación de sonidos entre sitios, en otros estudios se han usado distancias menores de 100 m (Pieretti et al. 2011).

Grabaciones en el campo

Se utilizaron 9 grabadoras de audio digitales modelo Song Meter SM2+ (Wildlife Acoustics Inc. USA). Cada grabadora utilizó dos micrófonos omnidireccionales, por lo que la

grabación se realizó a través de dos canales, es decir en estéreo. La calidad del audio digital fue de disco compacto con una tasa de muestreo o tasa de frecuencia de 44.1 kHz y 16 bits de resolución.

Los archivos de audio se grabaron en formato Microsoft Wave (.wav). Este formato es recomendado para el estudio del paisaje sonoro ya que guarda los archivos sin comprimir, lo que permite el registro de sonidos que no son audibles al oído humano (Villanueva-Rivera et al. 2011). Los archivos de audio se almacenaron en tarjetas de memoria SDHC de 32 GB de capacidad, una por cada grabadora.

Cada equipo de grabación constituyó una plataforma fija, es decir se colocó en el campo para permanecer en un mismo sitio por un período largo (Merchant et al. 2015). Estos equipos son impermeables por lo que se programaron para que grabaran de manera autónoma en el campo. En cada sitio de grabación los equipos se fijaron en árboles, en dirección hacia las carreteras, a una altura aproximada de 1.50 m para poder registrar la actividad acústica del sotobosque (Rodríguez et al. 2014). En cada visita las grabaciones se realizaron durante toda la semana de domingo a sábado; desde las 6:00 hasta las 17:00 horas por un período de 10 minutos que iniciaban a la hora en punto. Es decir, por cada grabadora se obtuvieron 12 archivos de audio y un total de 2 horas de grabación por día.

Análisis de grabaciones

Se utilizaron índices acústicos para el análisis de frecuencia espectral de las grabaciones (Farina 2014). Se seleccionaron dos índices que toman en consideración a las antropofonías y que han sido utilizados en estudios que evalúan diferentes distancias respecto a fuentes de ruido antropogénico, como el tráfico vehicular (Pieretti y Farina 2013, Duarte et al. 2015).

Se utilizó el Índice de Diferencia Normalizada del Paisaje Sonoro (NDSI), que está basado en la estimación de la contribución relativa de cada componente del paisaje sonoro. Así mismo, se utilizó el Índice de Complejidad Acústica (ACI), que es un índice de complejidad, es decir basado en el supuesto de que la complejidad de la producción acústica de una comunidad o un paisaje se incrementa con el número de individuos y especies vocales (Sueur et al. 2014).

El índice NDSI separa las biofonías de las antropofonías (Gage et al. 2015). Su objetivo es estimar el nivel de perturbación antropogénica en un paisaje sonoro por medio del cálculo de la relación entre las antropofonías y la biofonías en las grabaciones de campo. Se basa en

la separación de las bandas de frecuencia, con las antropofonías concentradas principalmente en las frecuencias bajas (entre 1 y 2 kHz) y las biofonías en las frecuencias altas (entre 2 y 8 kHz). Este índice utiliza la proporción del nivel relativo de antropofonías (a) y de biofonías (b) de un paisaje sonoro y calcula una relación: $(b - a)/(a + b)$. El NDSI varía en un rango entre los valores de -1 a 1. El valor de -1 indica la prevalencia de antropofonías en la grabación, mientras que el valor de 1 indica la prevalencia de biofonías, es decir sin la presencia de ruido antropogénico (Kasten et al. 2012, Gage et al. 2015). El valor del NDSI de un sitio no permanece constante ya que cambia de acuerdo a la hora del día o época del año (Kasten et al. 2012).

El índice ACI es un algoritmo que mide la complejidad espectral del paisaje sonoro (Pieretti et al. 2015). Se basa en la observación de que muchas biofonías, como los cantos de las aves, se caracterizan por una variabilidad intrínseca de las intensidades. Mientras que algunas antropofonías, como el ruido del tráfico vehicular o aéreo, o bien las geofonías, como el viento, presentan valores de intensidad muy constantes (Farina et al. 2011, Pieretti et al. 2011). Este índice produce una cuantificación rápida y directa de las complejas biofonías en grabaciones con presencia de ruido antropogénico. Esto debido a que se basa en el cambio espectral de la amplitud o cambios en la intensidad de la señal acústica; también toma en cuenta los sonidos emitidos en el rango de frecuencias de las antropofonías, de 0 a 2 kHz (Pieretti et al. 2011, Fuller et al. 2015). Este índice tiene la capacidad de destacar variaciones rápidas de intensidad dentro de cada una de las bandas de frecuencia. Estas variaciones rápidas son características de las vocalizaciones de las aves y generan valores altos del índice ACI; en contraste los sonidos más planos, como el zumbido de los insectos y algunas antropofonías, poseen aproximadamente niveles constantes de intensidad lo cual genera valores bajos. Por lo que este índice se recomienda para el análisis del paisaje sonoro con presencia de antropofonías con intensidades constantes, tales como el paso de aviones o de vehículos (Pieretti et al. 2011).

El cálculo de los índices acústicos de cada una de las grabaciones se realizó dentro del lenguaje estadístico y de programación R (R Development Core Team 2015). Se utilizó el paquete Soundecology Versión 1.3.2 (Villanueva-Rivera y Pijanowski 2015) que calcula diversos índices acústicos, entre ellos el NDSI y el ACI. Se utilizó la función de sonidos múltiples que permite analizar grupos grandes de grabaciones. Los parámetros utilizados fueron los predeterminados en el paquete para cada índice.

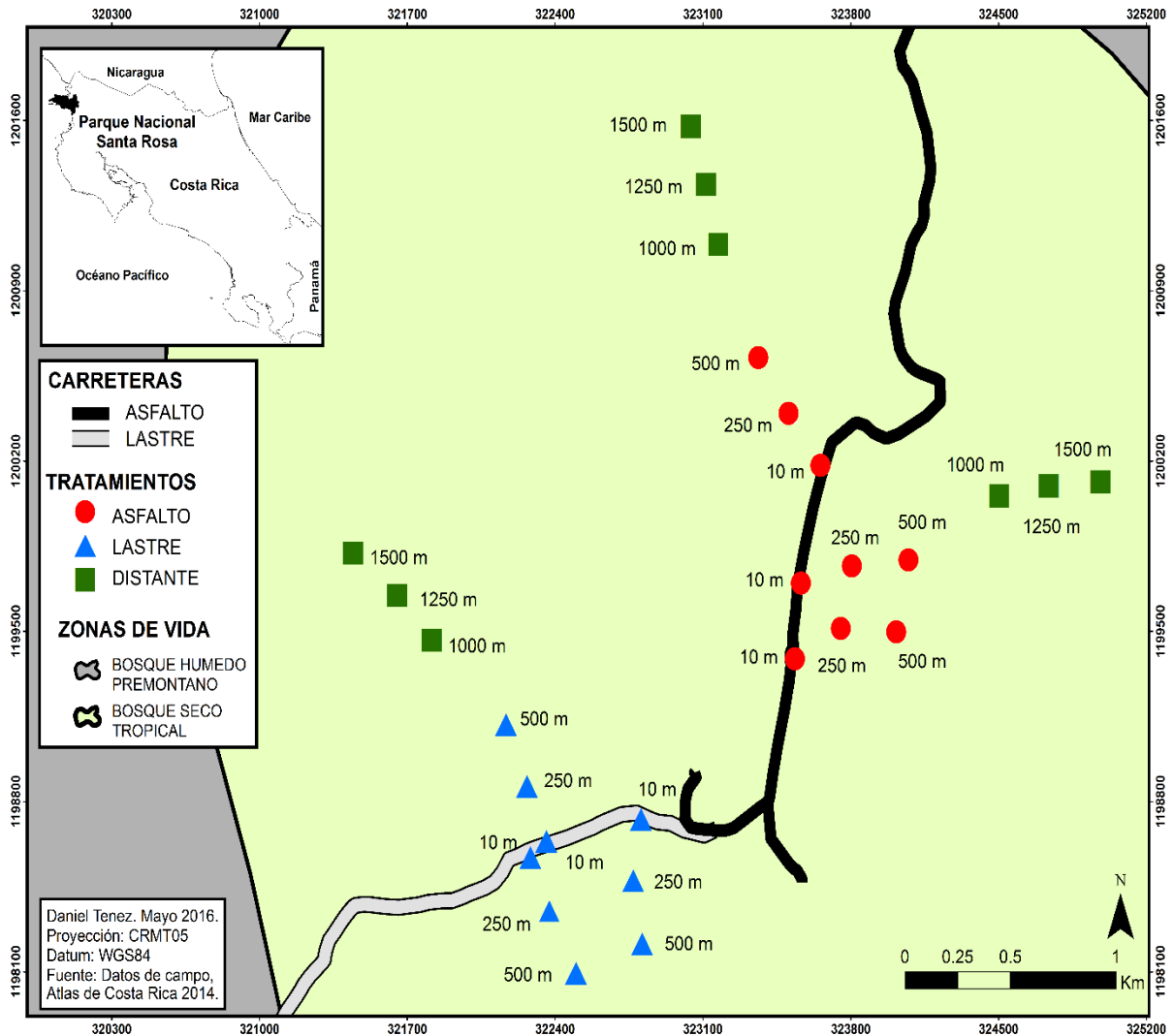


Figura 1. Ubicación de sitios de grabación del paisaje sonoro en el bosque seco tropical asociado a las carreteras internas del Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica, entre junio y agosto de 2015.

Análisis de las antropofonías

La dificultad de analizar auditivamente los datos acústicos se puede superar por medio de un procesamiento híbrido, el cual complementa el procesamiento automático realizado con los índices acústicos con la identificación auditiva de algunas de las características clave de los datos acústicos (Farina 2014). En ese sentido, se realizó un análisis visual y auditivo de todas las grabaciones de los sitios ubicados a 10 m de ambas carreteras.

Se identificaron auditivamente los componentes del paisaje sonoro y se clasificaron según el tipo o fuente de sonido. Para ello se realizó una clasificación propia basada en categorías de fuentes de sonidos ambientales (Gygi et al. 2007, Iglesias-Merchan et al. 2014). Se expresó en porcentajes el número de grabaciones con dichos componentes. Se consultó a algunos expertos sobre dudas en la identificación de sonidos específicos en ciertas grabaciones, como sonidos de insectos o de ramas cuando se quiebran. Se registró el número de vehículos y aviones registrados en las grabaciones por tipo de carretera. Así mismo se corroboraron los valores extremos de ambos índices con este tipo de análisis.

Para el análisis visual, se observaron las características de los componentes del paisaje sonoro en los espectrogramas de cada grabación de 10 minutos. Para ello se utilizó el software de sonido Audacity versión 2.1.0 (Audacity Development Team 2015), el cual también genera oscilogramas que son representaciones gráficas de la amplitud sobre en el tiempo. Además, se elaboraron espectrogramas y oscilogramas para ejemplos de cada componente del paisaje sonoro con el paquete Seewave (Sueur et al. 2008, Villanueva-Rivera et al. 2011) también en el lenguaje R (R Development Core Team 2015).

Medición de la presión sonora

En cada sitio de grabación se hicieron mediciones del nivel de presión sonora o nivel de ruido por medio de un sonómetro o decibelímetro (RadioShack Modelo 3300099). Los resultados obtenidos se reportaron en decibeles ponderados tipo dB(A) que corresponden a la sensibilidad del oído humano (Farina 2014). La medición se tomó luego de cinco segundos de funcionamiento del sonómetro. En cada sitio se hicieron mediciones con dirección a cada punto cardinal y una con dirección hacia el cielo, el valor final fue el promedio de las cinco mediciones. Las mediciones se realizaron en diferentes horas de la mañana y de la tarde.

Para conocer el ruido emitido por el tráfico vehicular se midió la presión sonora a los vehículos que transitaban en ambas carreteras. Las mediciones se realizaron cerca del borde de las carreteras, ya sea sistemáticamente durante los conteos para la estimación del tráfico vehicular o bien en conteos casuales, ya que cuando fue posible se midió la presión sonora a cualquier vehículo que pasaba. El sonómetro se colocó con dirección perpendicular a la carretera y se tomó el máximo valor registrado en el momento justo del paso del vehículo.

Se realizaron dos mapas de ruido, uno con los datos promedio de cada sitio de grabación y distancia sin la presencia de vehículos y otro con valores de ruido en las carreteras, para lo cual se sustituyó los sitios a los 10 m por los valores promedio del ruido del

tráfico vehicular registrado en cada una de las tres visitas. Para la carretera de lastre solamente se contaba con el promedio de una visita por lo que se usó para los tres sitios. Los mapas se elaboraron con la función de interpolación IDW (Inverso Ponderado de la Distancia) de ArcGis 10.3 (ESRI 2015).

Estimación del tráfico vehicular

Se realizó un conteo de vehículos para conocer de forma preliminar el número de vehículos por hora que transitan por las carreteras internas del PNSR, que se consideran carreteras secundarias (Ley No. 9078). El conteo se llevó a cabo principalmente en la carretera asfaltada los días sábado por la mañana. Se utilizó el método de conteo manual, que consiste en contar el número de vehículos que pasan por un punto en un tiempo determinado (Smith y McIntyre 2002). Para ello se permaneció en un punto al borde de la carretera cerca de los sitios de grabación ubicados a 10 m. Se contó el número de vehículos que pasaron, independientemente si se trataba del mismo vehículo. Es decir se contó el número de eventos.

Además, para conocer qué tipo de vehículos eran más ruidosos, se hizo una clasificación propia para los vehículos motorizados (cuadro 1) con adaptaciones de algunas categorías (Arévalo y Newhard 2011, Brow et al. 2013) y definiciones de la Ley de Tránsito por las Vías Públicas Terrestres y Seguridad Vial de Costa Rica (Ley No. 9078 2012). También se registraron las bicicletas observadas.

Cuadro 1. Clasificación del tipo de vehículos motorizados observados en las carreteras internas del Parque Nacional Santa Rosa entre junio y agosto de 2015.

Tipo de vehículo	Definición
Automóvil	Capacidad máxima de 5 pasajeros. Uso principal en asfalto.
Doble tracción	Con tracción en las cuatro ruedas. Incluye vehículos todo terreno.
Motocicletas	Vehículo de dos ruedas con un cilindraje mayor a 50 cc.
Scooter/motoneta	Vehículo de dos ruedas con un cilindraje menor a 50 cc.
Pick up	Diseñado para llevar cargas livianas (menores a 8 t).
Camión	Diseñado para llevar cargas pesadas (mayores a 8 t).
Microbús	Capacidad de 9 a 25 pasajeros sentados.
Buseta	Capacidad de 26 a 44 pasajeros sentados.
Autobús	Capacidad para más de 44 pasajeros sentados.
Cuadraciclo	Parecido a una motocicleta pero de cuatro ruedas.
UTV	Vehículo utilitario todo terreno conocido como "mulas".

Análisis estadístico

Los datos analizados corresponden al promedio de los valores de los índices acústicos para cada uno de los dos canales de grabación, derecho e izquierdo (Bolaños 2015). Los resultados de los índices acústicos se analizaron a través de estadística descriptiva, por medio de medidas de tendencia central y de dispersión (Fuchs y Barrantes 2015). Se evaluó el tamaño del efecto por medio de diferencias entre las medias de los valores de los índices por carretera y por distancia, la precisión se calculó a través de intervalos de confianza al 95% (Nakagawa y Cuthill 2007). Con ello se describió la variación espacial entre las grabaciones del paisaje sonoro en diferentes distancias de los dos tipos de carreteras; así como la variación temporal según las horas del día y entre días de la semana.

Se realizó un análisis gráfico de la variación y dispersión de los datos por medio de la comparación de medias, series de tiempo y figuras de barras. Los análisis y las gráficas se realizaron en el lenguaje estadístico R (R Development Core Team 2015).

RESULTADOS

Caracterización del paisaje sonoro asociado a las carreteras internas del Parque Nacional Santa Rosa

Se obtuvieron 2268 grabaciones del paisaje sonoro asociado a las carreteras internas del PNSR, que equivalen a 378 horas de grabación. La composición del paisaje sonoro se obtuvo con el análisis de 504 espectrogramas y oscilogramas que corresponden a todos los sitios ubicados a 10 m del borde de las carreteras de asfalto y de lastre; que indica la presencia de biofonías en un 79% (IC 95%: 75 - 82%, n = 504), geofonías en un 81% (IC 95%: 77 - 84%, n = 504) y antropofonías en un 53% (IC 95%: 49 - 57%, n = 504) de los archivos. Se registraron diferentes tipos de cada componente del paisaje sonoro (cuadro 2).

Cuadro 2. Tipos de cada componente del paisaje sonoro registrados en las carreteras de asfalto y de lastre del Parque Nacional Santa Rosa, entre junio y agosto de 2015.

Componente	Tipos o fuentes de sonido
Biofonías	<ul style="list-style-type: none"> - Cantos y llamados de aves. - Vocalizaciones de insectos, como ortópteros (grillos). - Vocalizaciones de mamíferos, como mono cara blanca (<i>Cebus capucinus</i>) y mono congo o aullador (<i>Alouatta palliata</i>). - Pasos o movimientos de fauna. Evidenciados por sonidos en la hojarasca y ramas, producidos probablemente por reptiles, aves o monos cara blanca.
Geofonías	<ul style="list-style-type: none"> - Viento, en el 80% (IC 95%: 77 - 84%, n = 504) de las grabaciones. - Viento fuerte o ráfagas, evidenciado por la intensidad del sonido en el espectrograma, por la saturación en el nivel de reproducción de la grabación y por sonidos de movimientos de ramas. En un 39% (IC 95%: 35 - 43%, n = 504) de las grabaciones. - Llovizna. Identificado solo en 2 grabaciones.
Antropofonías	<ul style="list-style-type: none"> - Paso de vehículos motorizados, en un 45% (IC 95%: 41 - 50%, n = 504) de las grabaciones. Se distinguen las motocicletas en un 5% (IC 95%: 3 - 5%, n = 504). Se registraron vehículos acelerando y arrancando. - Paso de vehículos no motorizados o bicicletas en solo 4 archivos. - Paso de aviones. La presencia de este tipo de sonido en diferentes intensidades se registró en un 16% (IC 95%: 13 - 20%, n = 504). - Música emitida por el equipo de sonido en dos vehículos. - Voces y conversaciones (tanto en idioma español e inglés). - Grito. - Estornudo.

De cada componente se ejemplifican espectrogramas y oscilogramas. En las biofonías se incluyen las vocalizaciones de un mono congo (*Alouatta palliata*) registrado en la carretera de lastre (Figura 2). En las geofonías se incluyen dos tipos de viento (figura 3). En las antropofonías hasta seis vehículos en una misma grabación en la carretera de asfalto, así como un vehículo que circulaba con música a alto volumen en la carretera de lastre (figura 4). Se observa que las antropofonías se concentran por debajo de los 2 kHz.

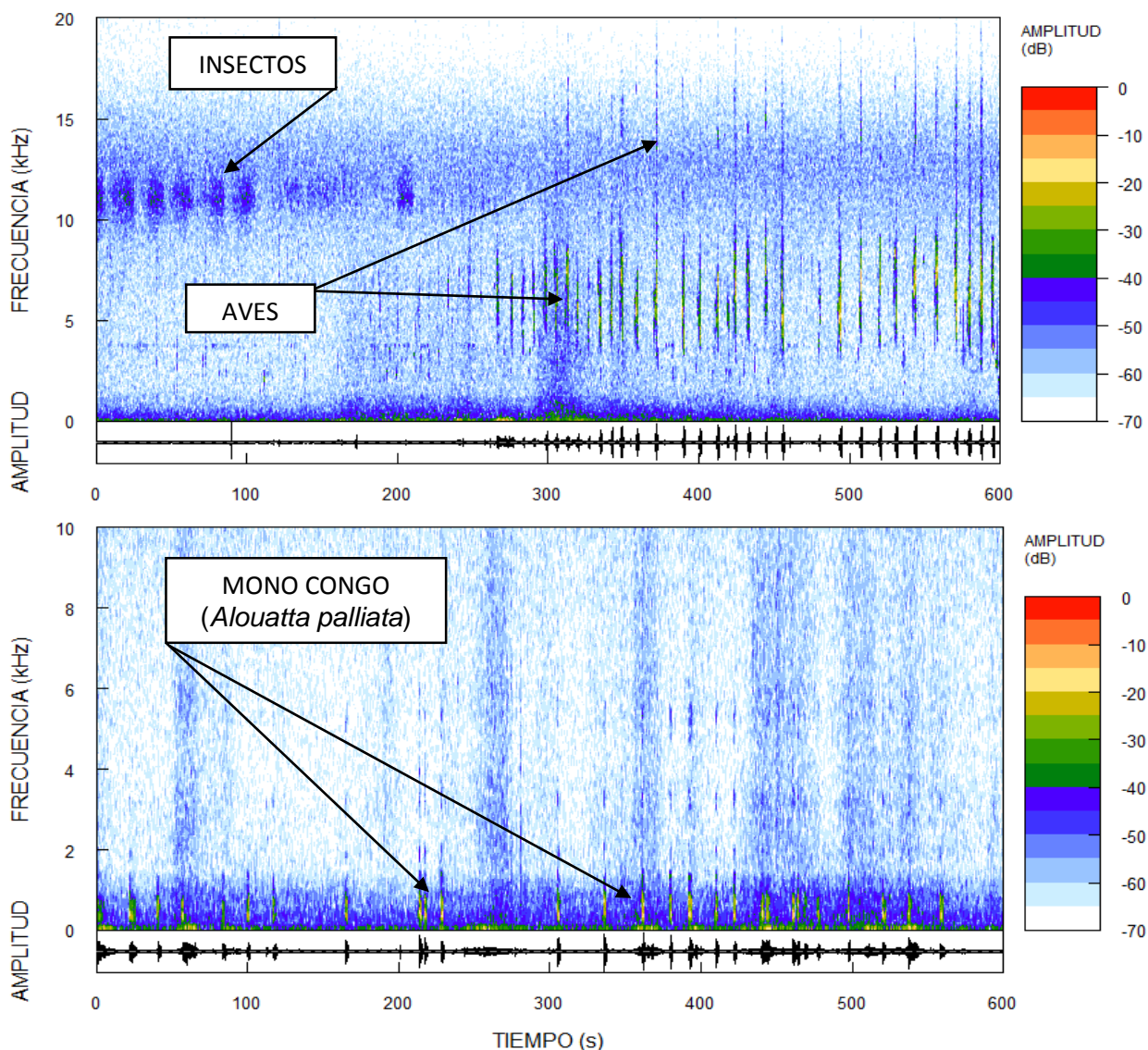


Figura 2. Ejemplos de espectrogramas y oscilogramas de biofonías del paisaje sonoro de las carreteras internas del Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica, registradas entre los meses de junio a agosto de 2015.

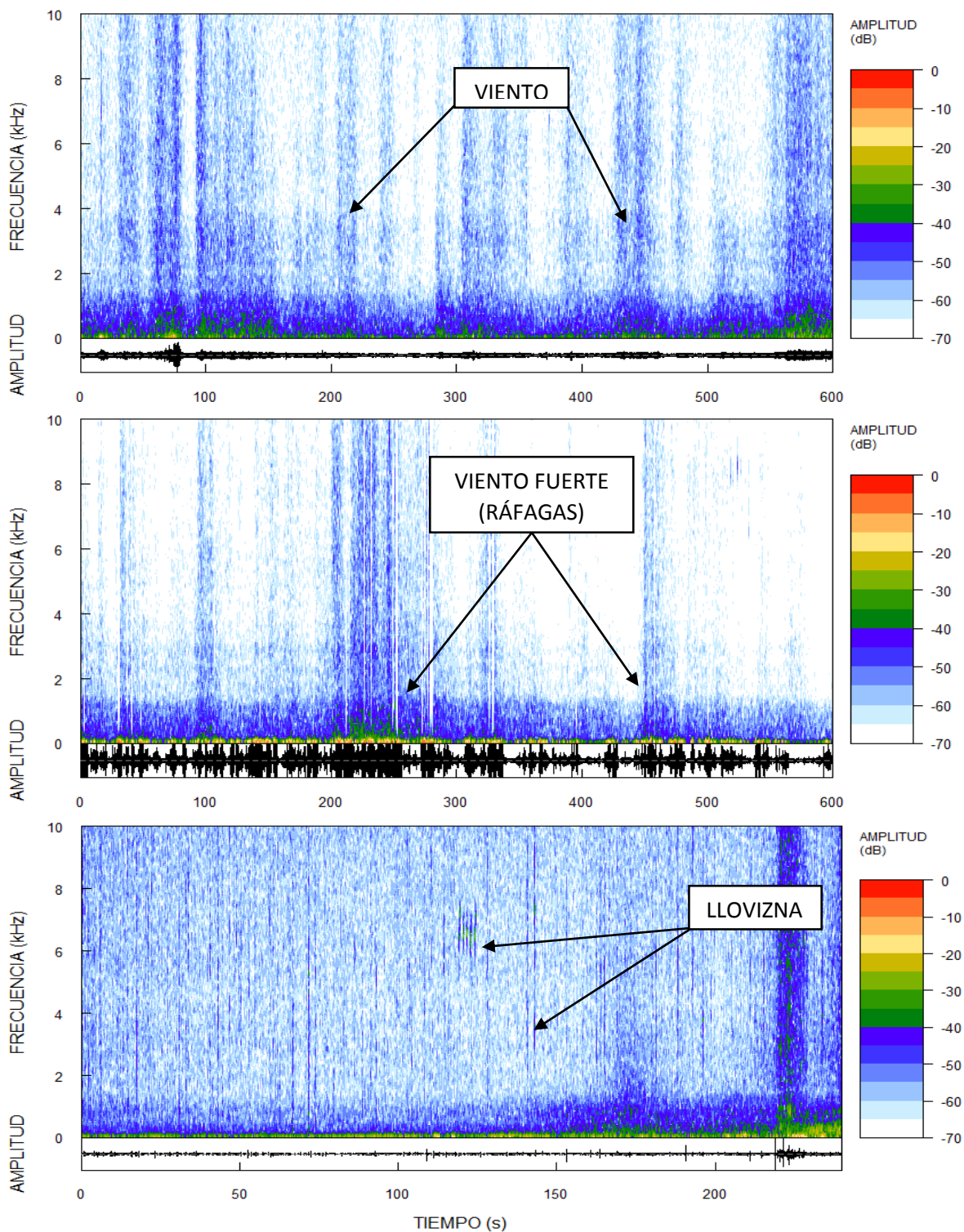


Figura 3. Ejemplos de espectrogramas y oscilogramas de geofonías del paisaje sonoro de las carreteras internas del Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica, registradas entre los meses de junio a agosto de 2015.

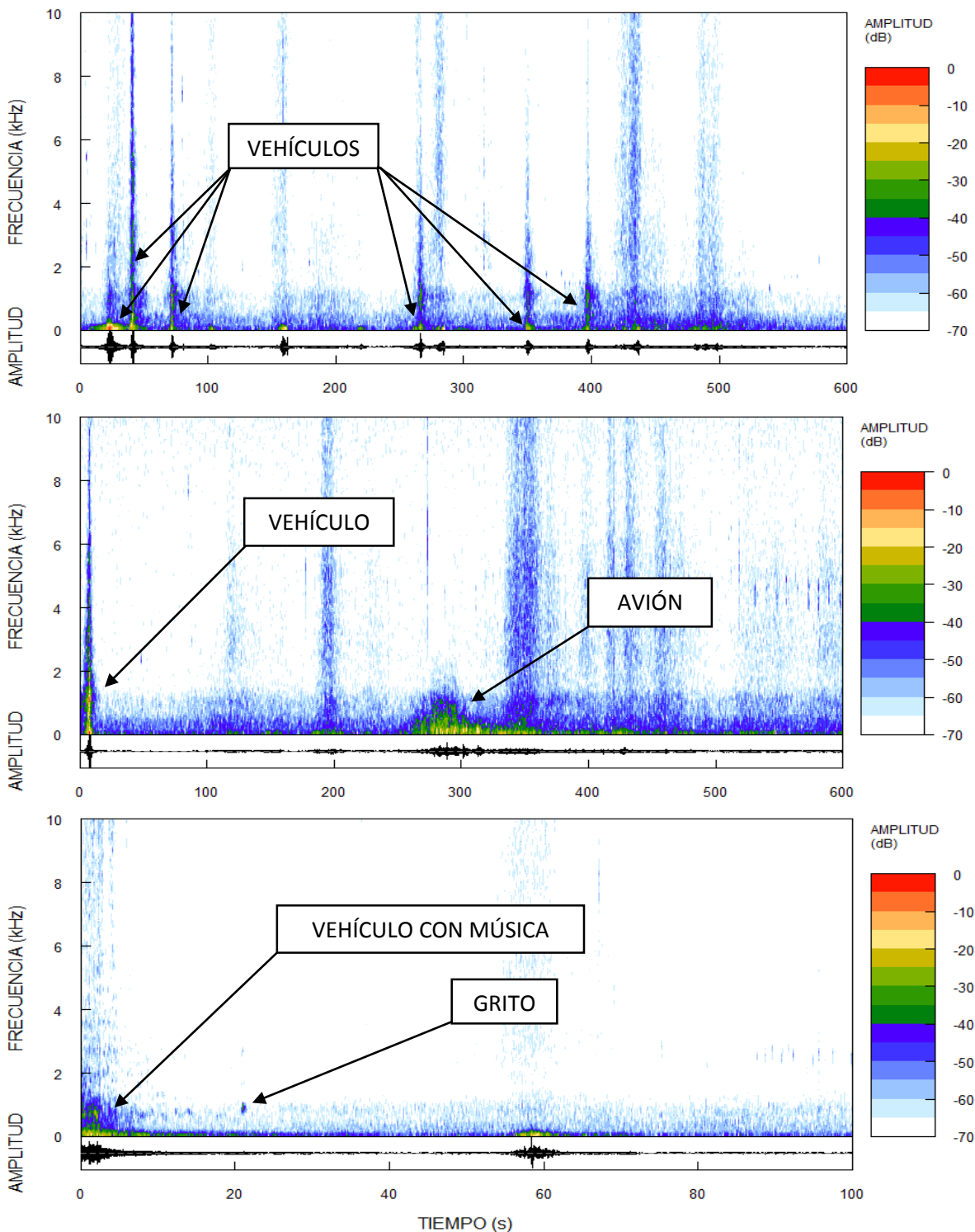


Figura 4. Ejemplos de espectrogramas y oscilogramas de antropofonías del paisaje sonoro de las carreteras internas del Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica, registradas entre los meses de junio a agosto de 2015.

Proporción de cada componente del paisaje sonoro por tipo de carretera

El porcentaje de grabaciones que presentaron antropofonías fue mayor en los sitios ubicados a 10 m de la carretera de asfalto que en los sitios ubicados a 10 m de la carretera de lastre. Se observa una diferencia de 40% (IC 95%: 33% - 47%, $n = 252$) mayor en las grabaciones de la carretera de asfalto (73%, IC 95%: 67 - 78%, $n = 252$) que en la carretera de lastre (33%, IC 95%: 27 - 39%, $n = 252$). De igual forma, con las biofonías se observa una diferencia de 12% (IC 95%: 6 - 19%, $n = 252$) mayor en la carretera de asfalto (85%, IC 95%: 80 - 89%, $n = 252$) que en la de lastre (73%, IC 95%: 67 - 78%, $n = 252$). El porcentaje de grabaciones con geofonías fue similar en ambas carreteras (figura 5).

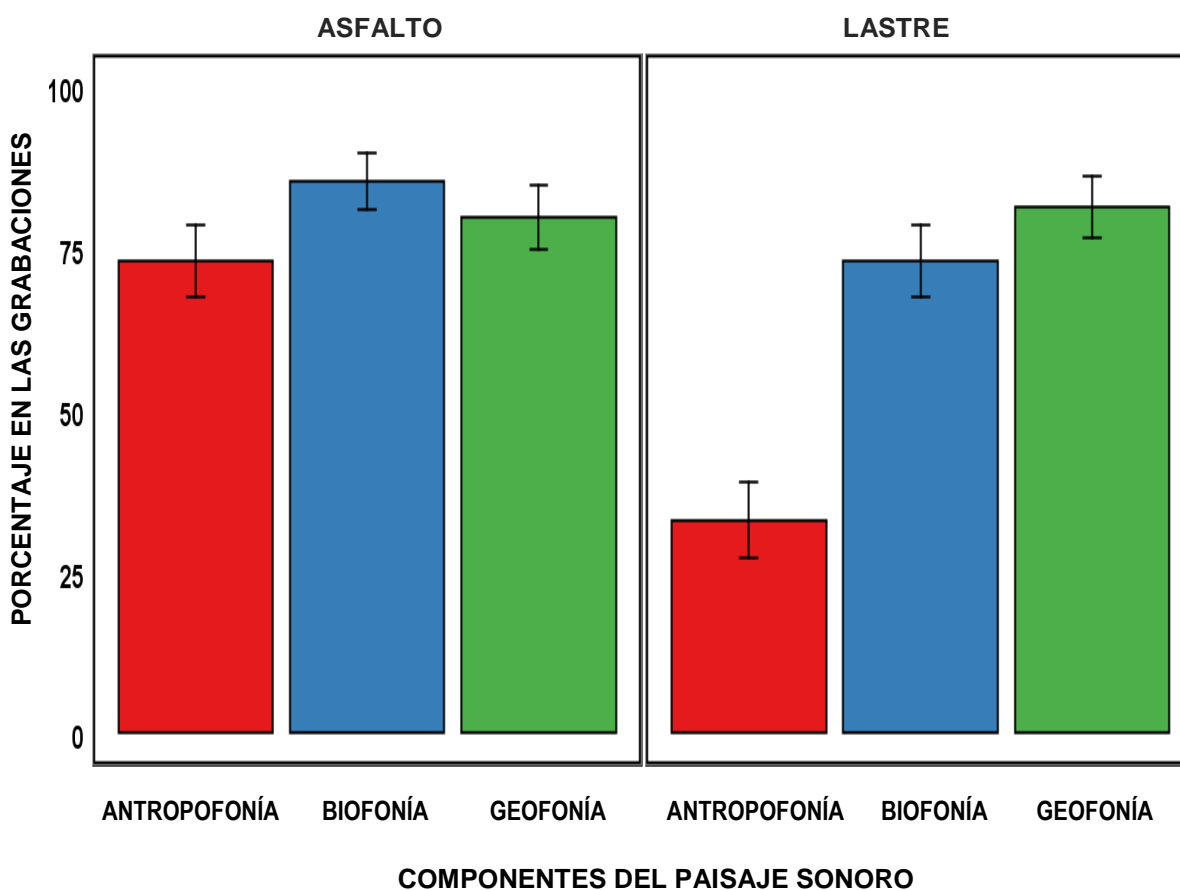


Figura 5. Porcentaje (\pm IC 95%) de grabaciones con presencia de cada componente del paisaje sonoro en sitios ubicados a 10 m de distancia del borde de las carreteras de asfalto y de lastre del Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica, entre los meses de junio a agosto de 2015.

Variación espacial del paisaje sonoro

El paisaje sonoro varió a través de las distancias a los dos tipos de carreteras, según los valores promedio de los índices acústicos ($N = 2268$). En las distancias asociadas a la carretera asfaltada el índice NDSI presentó una tendencia creciente, ya que el menor valor se registró a los 10 m del borde de la carretera (NDSI = 0.18, IC 95%: 0.12 - 0.24, $n = 252$) y el mayor valor a los 500 m (NDSI = 0.54, IC 95%: 0.50 - 0.58, $n = 252$). Se observó una diferencia entre ambos de 0.36 (IC 95%: 0.31 - 0.42, $n = 252$). Estas dos distancias también constituyen el menor y el mayor valor promedio del índice en todas las distancias y sitios muestreados. Es decir, presentan la mayor proporción de antropofonías y de biofonías respectivamente. En la carretera de lastre y en los sitios distantes a las carreteras no se observan diferencias tan marcadas entre las distancias (figura 6).

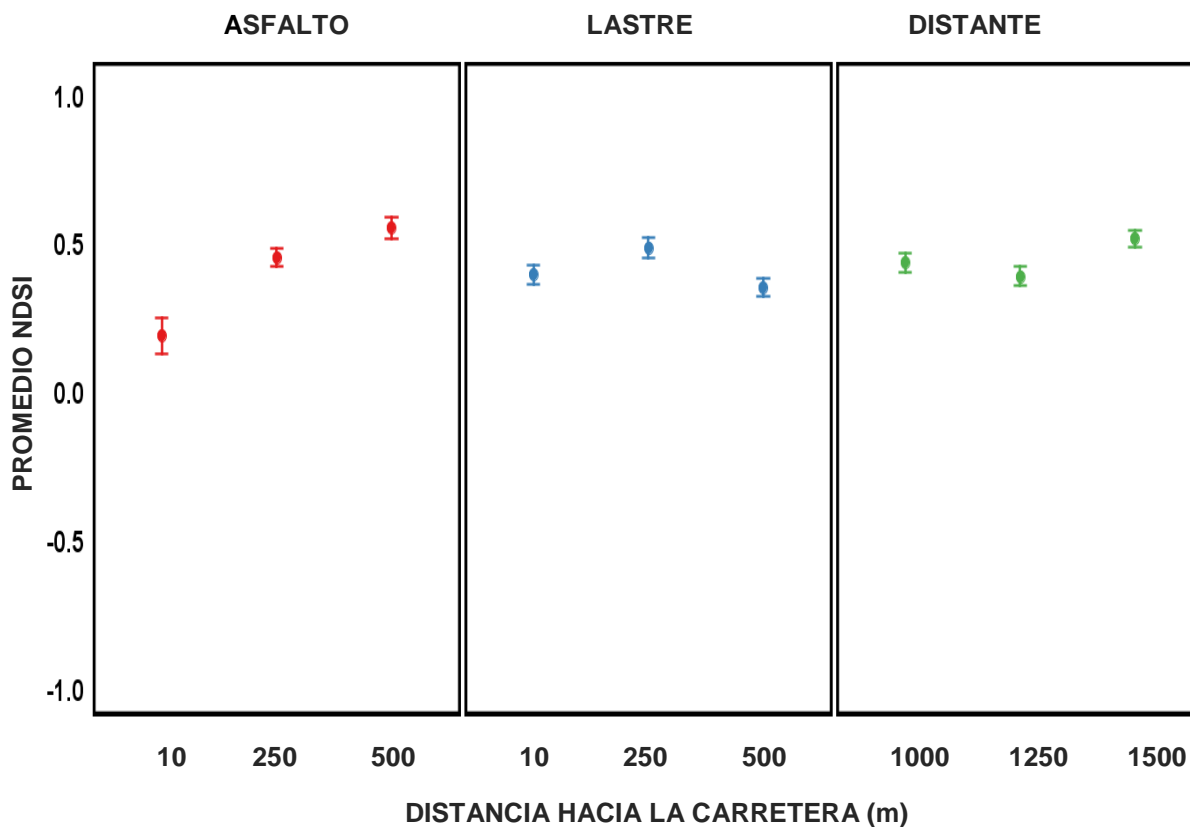


Figura 6. Valores promedio (\pm IC: 95%) del Índice de Diferencia Normalizada del Paisaje Sonoro (NDSI) en distancias perpendiculares respecto a la carretera de asfalto y de lastre, así como en sitios distantes a ambas carreteras, entre junio a agosto de 2015 en el Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica.

Respecto a los valores promedio del índice ACI, se observan valores similares en un rango estrecho entre 1810 y 1820, la escala utilizada para graficar los promedios se refiere a dicho rango (figura 7). El mayor valor promedio de todas las distancias tratamientos se presentó a 500 m respecto a la carretera de lastre (ACI = 1819.89, IC 95%: 1817.51 - 1822.27, n = 252). El menor valor se registró en el sitio distante de ambas carreteras a 1000 m (ACI = 1810.18, IC 95%: 1809.29 - 1811.06, n = 252). La diferencia entre ambos valores es de 9.71 (IC 95%: 7.36 - 12.05, n = 252). Además, se destaca que en la carretera de asfalto el valor a los 10 m (ACI = 1818.16, IC 95%: 1816.09 - 1820.23, n = 252) fue mayor que el registrado a los 250 m (ACI = 1810.67, IC 95%: 1809.35 - 1811.98, n = 252) con una diferencia de 7.49 (IC 95%: 5.57 - 9.41, n = 252).

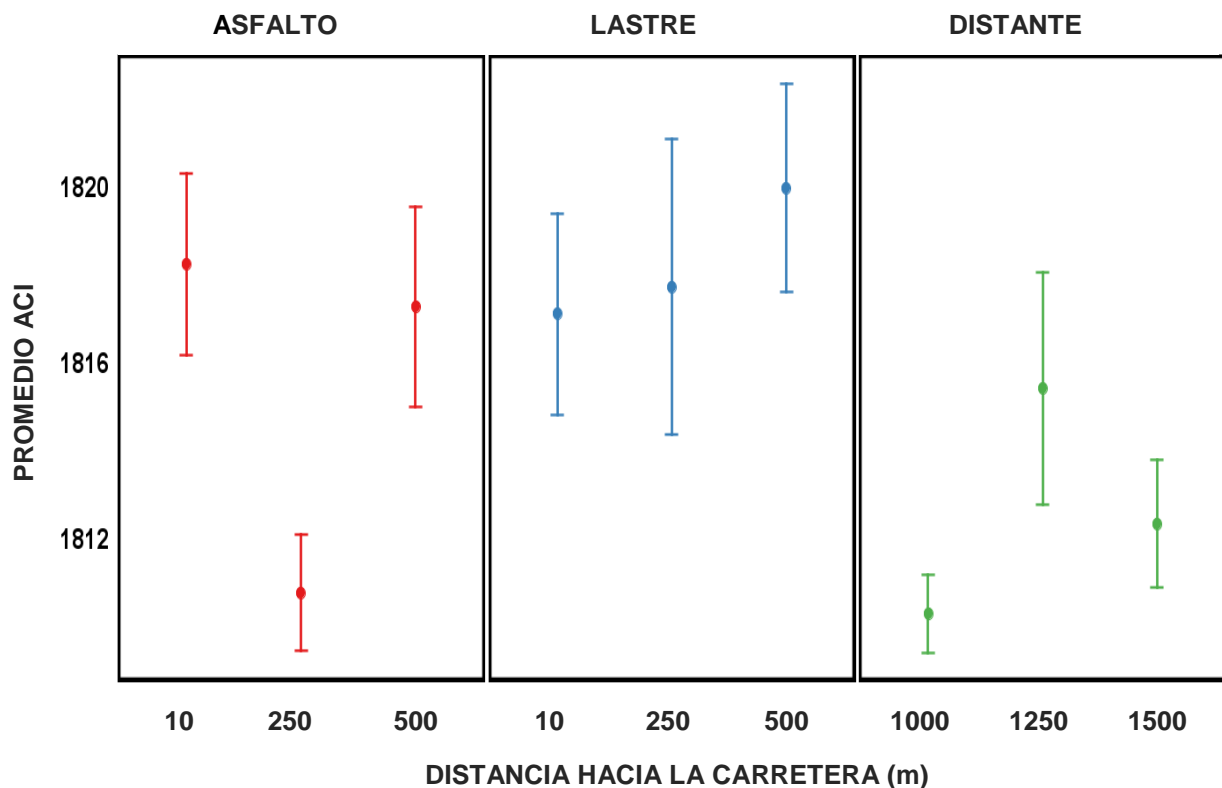


Figura 7. Valores promedio (\pm IC: 95%) del Índice de Complejidad Acústica (ACI) en distancias perpendiculares respecto a la carretera de asfalto y de lastre, así como en sitios distantes a ambas carreteras, entre los meses de junio a agosto de 2015 en el Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica.

Variación temporal del paisaje sonoro

El paisaje sonoro varió respecto al tiempo, según las horas y días muestreados, de acuerdo al total de los archivos acústicos registrados (N = 2268). Con los datos de todos los sitios asociados a las distancias de cada tratamiento (n = 756 por tratamiento), se observa un patrón donde los valores promedio del índice NDSI fueron mayores en las primeras horas de la mañana y disminuyeron hacia el mediodía, para luego ascender al final de la tarde. Este patrón es más marcado en los sitios distantes. En la carretera de lastre y en los sitios distantes, se observan valores similares desde las 6:00 a las 8:00 horas, para luego descender a las 9:00 horas; sin embargo, en la carretera de asfalto el descenso ocurre a las 8:00 horas (figura 8).

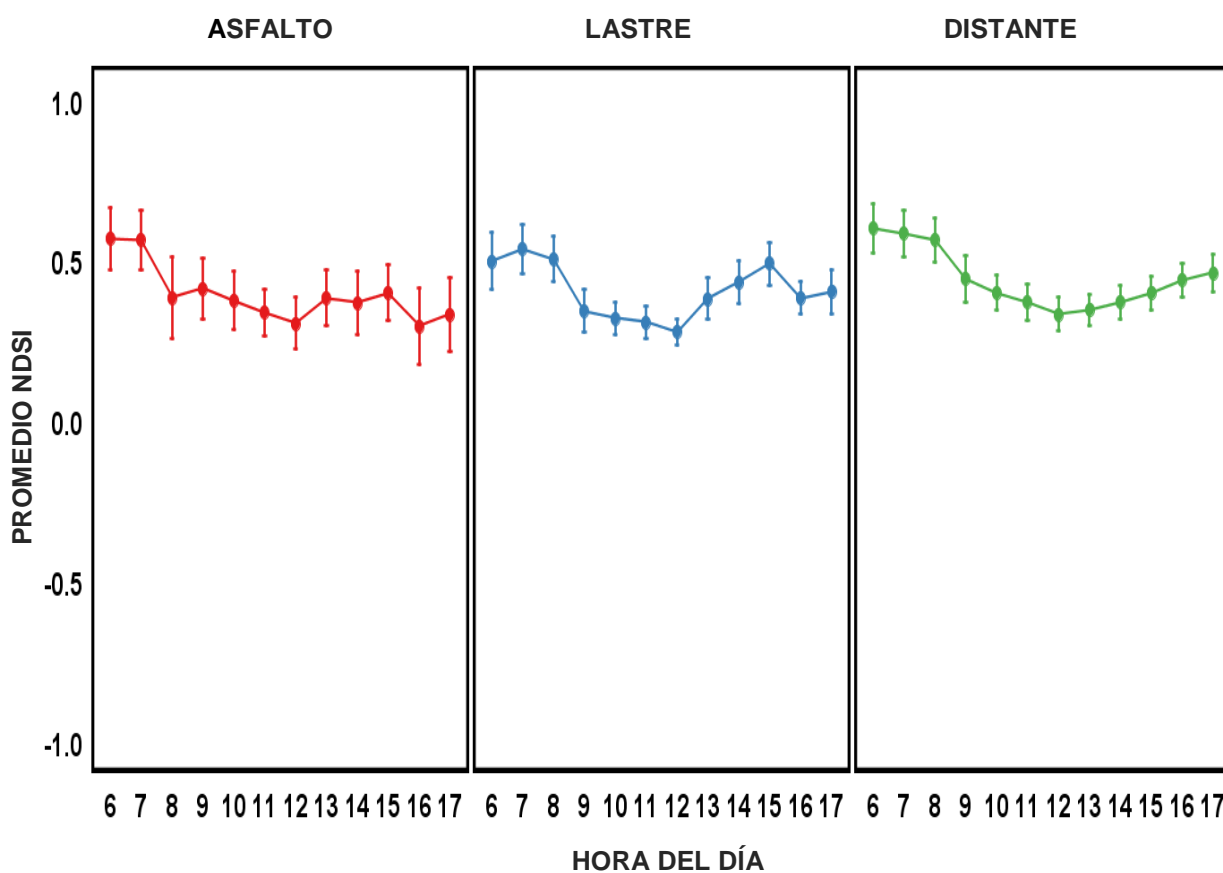


Figura 8. Valores promedio (\pm IC: 95%) del Índice de Diferencia Normalizada del Paisaje Sonoro (NDSI) por hora según los registros de todos los sitios asociados a la carretera de asfalto, de lastre y en sitios distantes, entre los meses de junio a agosto de 2015 en el Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica.

Con los valores promedio por distancia hacia las carreteras ($n = 252$ por distancia por cada tratamiento), en la carretera de asfalto se observa un patrón con valores más bajos a 10 m del borde y los valores más altos a 500 m. En la carretera de lastre y en los sitios distantes no se observan diferencias marcadas entre las distancias (figura 9). A 10 m de la carretera de asfalto se registraron dos picos de mayor proporción de antropofonías, con valores negativos, a las 16:00 (NDSI = -0.08, IC 95%: -0.34 - 0.17, $n = 21$) y a las 8:00 horas (NDSI = -0.10, IC 95%: -0.35 - 0.15, $n = 21$). Mientras que el valor más alto se obtuvo a 1500 m distante de las carreteras a las 6:00 horas (0.69, IC 95%: 0.58 - 0.80, $n = 21$). La diferencia entre los valores extremos es de 0.79 (IC 95%: 0.56 - 1.02).

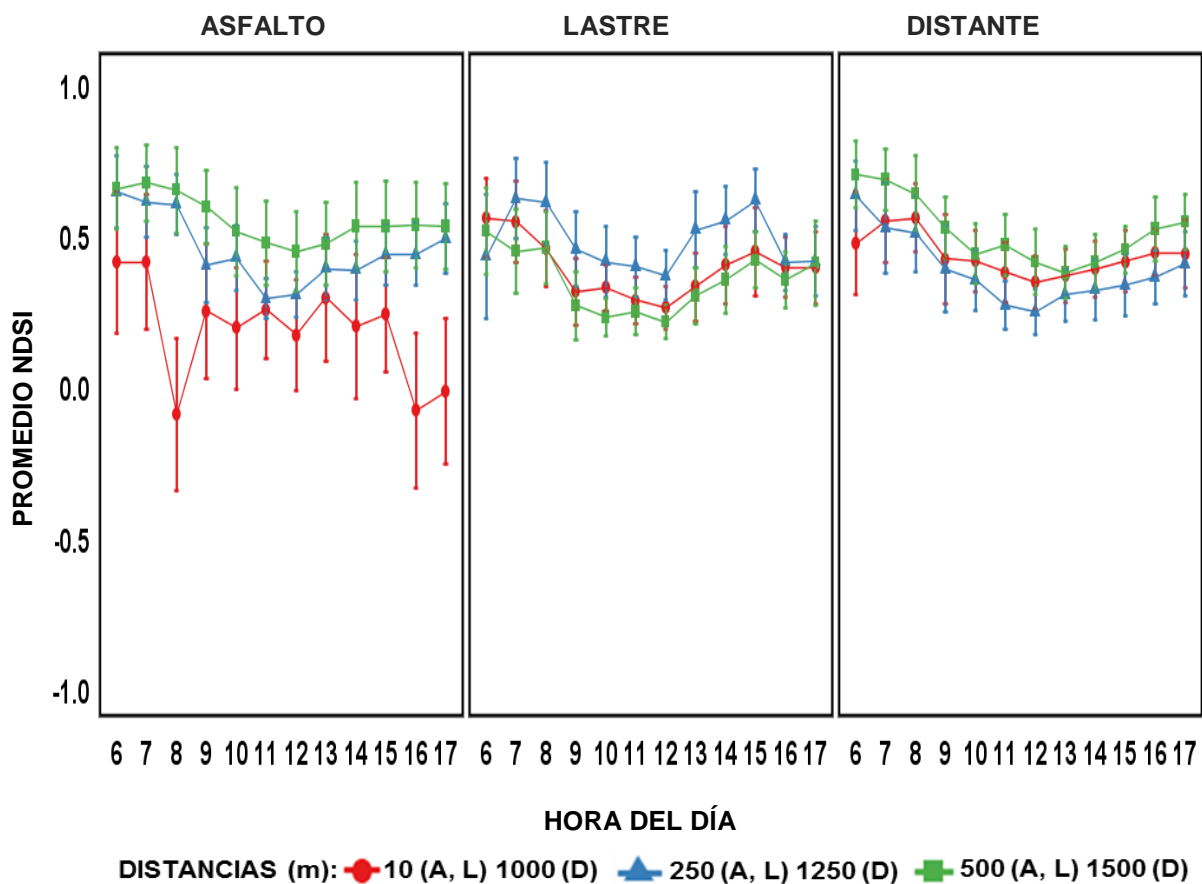


Figura 9. Valores promedio (\pm IC: 95%) del Índice de Diferencia Normalizada del Paisaje Sonoro (NDSI) por hora y por distancia perpendicular respecto a la carretera de asfalto (A), de lastre (L) y en sitios distantes (D), registrados entre los meses de junio a agosto de 2015 en el Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica.

Los valores promedio del índice ACI, según la variación por hora de todas las distancias por tratamiento, fueron similares dentro de un rango estrecho según los intervalos de confianza (figura 10). En los sitios distantes, a 1250 m de las carreteras, se observa un pico y valores amplios de los intervalos de confianza a las 8:00 horas ya que este promedio incluye el valor más alto registrado (ACI = 2107.95). En la carretera de lastre a los 250 m, se observan valores más altos en las primeras horas de la mañana, los cuales descienden para luego volver a ascender. En la carretera de asfalto se observa una tendencia donde los valores a 10 m tienden a ser mayores que los valores a 250 m; sin embargo, no se observan diferencias.

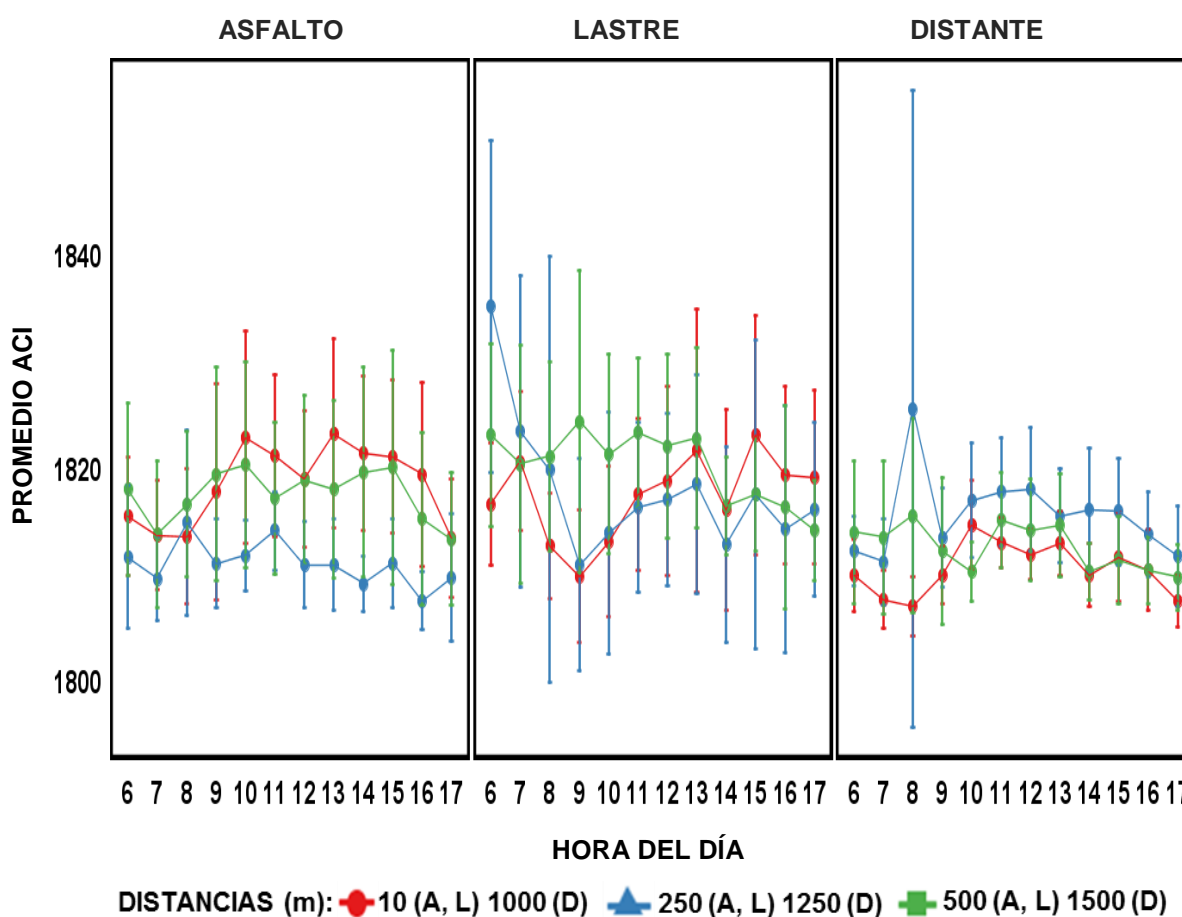


Figura 10. Valores promedio (\pm IC: 95%) del Índice de Complejidad Acústica (ACI) por hora en distancias perpendiculares respecto a la carretera de asfalto (A) y de lastre (L), así como en distancias lejanas a ambas carreteras o sitios distantes (D), entre los meses de junio a agosto de 2015 en el Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica.

El paisaje sonoro también varió según los días de la semana. De acuerdo a los valores del índice NDSI, se observan valores similares entre los tratamientos, e incluso dentro de cada uno (figura 11). Es decir no se observan diferencias según los intervalos de confianza. Sin embargo, al analizar la variación de los valores promedio por día según las distancias, se observa un patrón en la carretera asfaltada. Los valores registrados a la distancia de 10 m a lo largo de todos los días de la semana, son más bajos que los registrados a los 250 m, los cuales son intermedios; los más altos se registran a los 500 m. En la carretera de lastre, se observan que los valores a los 500 m son más bajos que el resto, y en los sitios distantes los valores son similares en las tres distancias (Figura 12). El mayor valor de todos los muestreos se registró el día lunes a los 500 m de la carretera asfaltada (0.58, IC 95%: 0.47 - 0.69, n = 37) y el menor el día martes a los 10 m de la misma carretera (0.07, IC 95%: 0.04 - 0.19, n = 37); con una diferencia de 0.51 (IC 95%: 0.38 - 0.64).

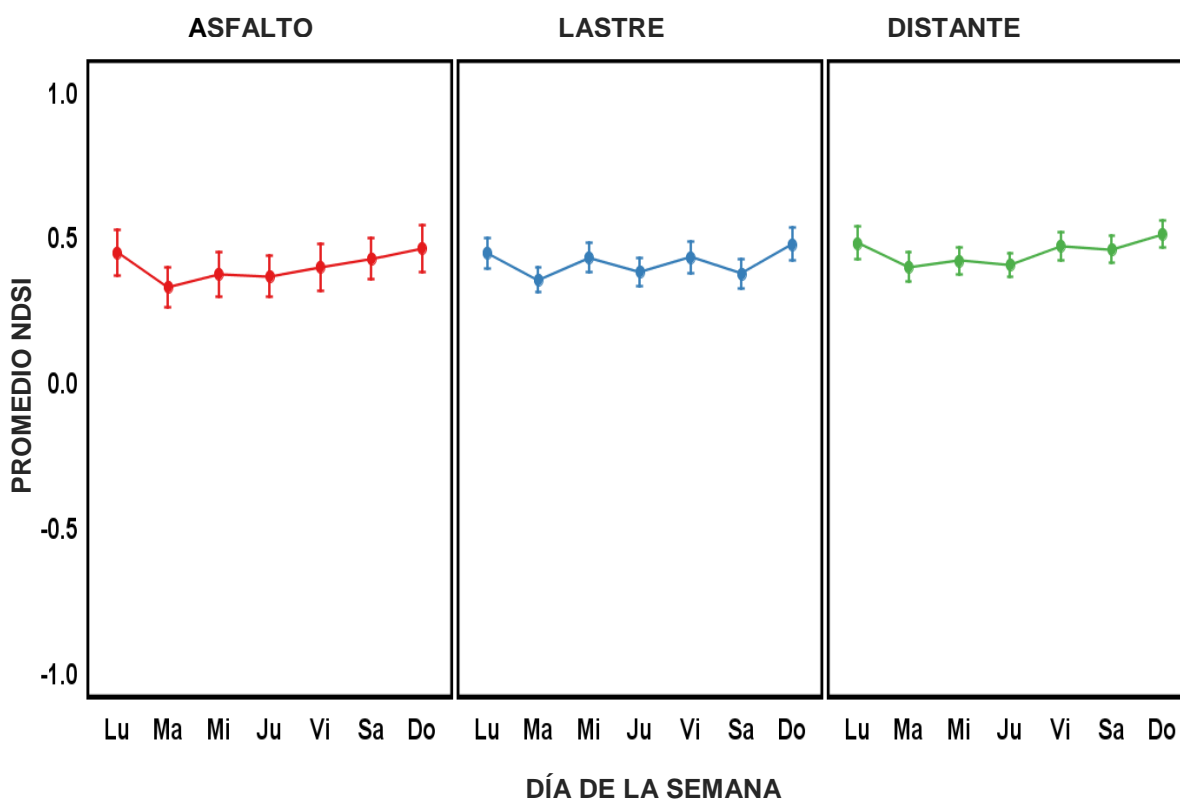


Figura 11. Valores promedio (\pm IC: 95%) del Índice de Diferencia Normalizada del Paisaje Sonoro (NDSI) por día según los registros de todos los sitios asociados a las carreteras de asfalto y de lastre, así como en sitios distantes a ambas, entre los meses de junio a agosto de 2015 en el Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica.

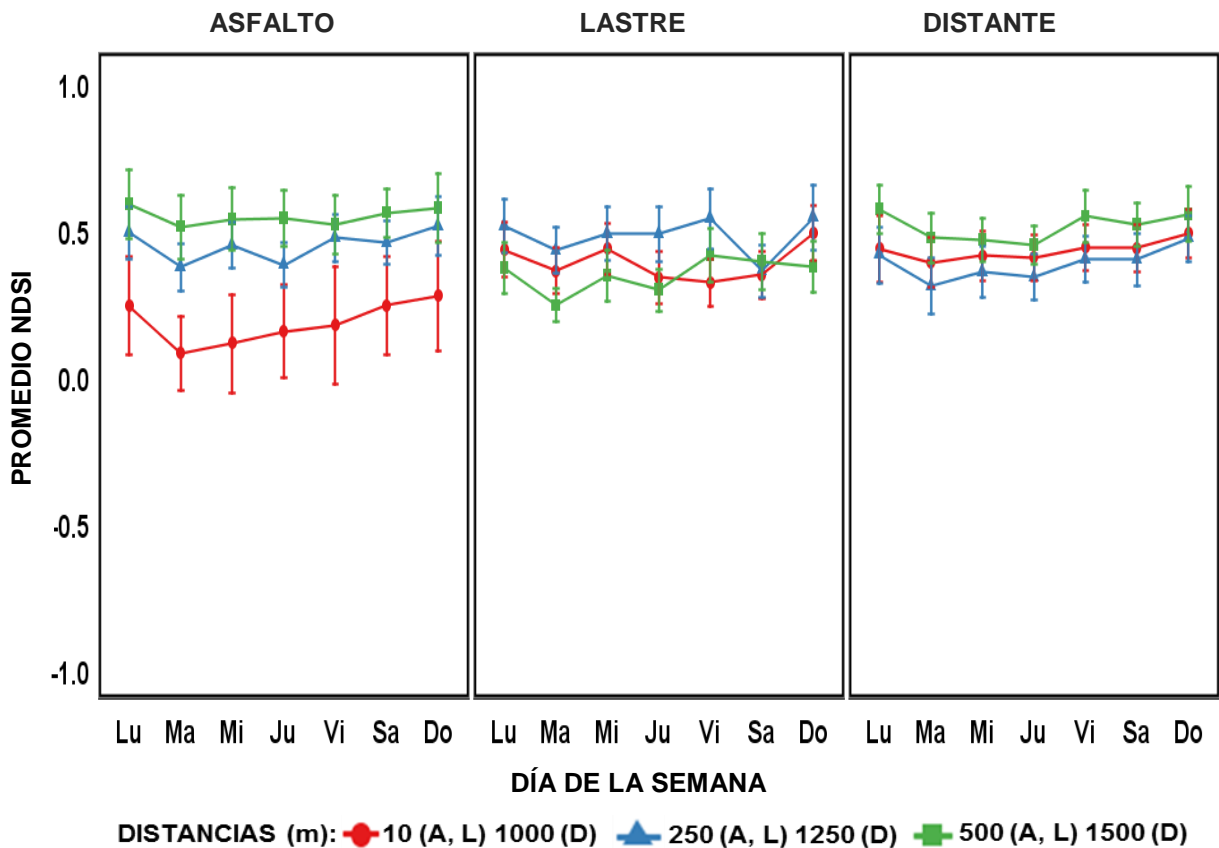


Figura 12. Valores promedio (\pm IC: 95%) del Índice de Diferencia Normalizada del Paisaje Sonoro (NDSI) por día y por distancias perpendiculares respecto a la carretera de asfalto (A) y de lastre (L); así como en distancias lejanas a ambas carreteras o sitios distantes (D), registrados entre los meses de junio a agosto de 2015 en el Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica.

Con el índice ACI se observa que los valores promedio son muy similares dentro de un rango estrecho según las distancias en los tres tratamientos. No se observan diferencias de acuerdo a los intervalos de confianza. En el día lunes, en los sitios a 1250 m distantes a las carreteras, se observan intervalos de confianza más amplios; esto debido al registro del valor máximo de este índice. En la carretera de asfalto tampoco se distinguen diferencias, pero se observa una tendencia en la cual los valores de los sitios a 10 m de distancia son mayores que los ubicados a 250 m. En la carretera de lastre las tres distancias poseen valores promedio muy parecidos entre sí (figura 13).

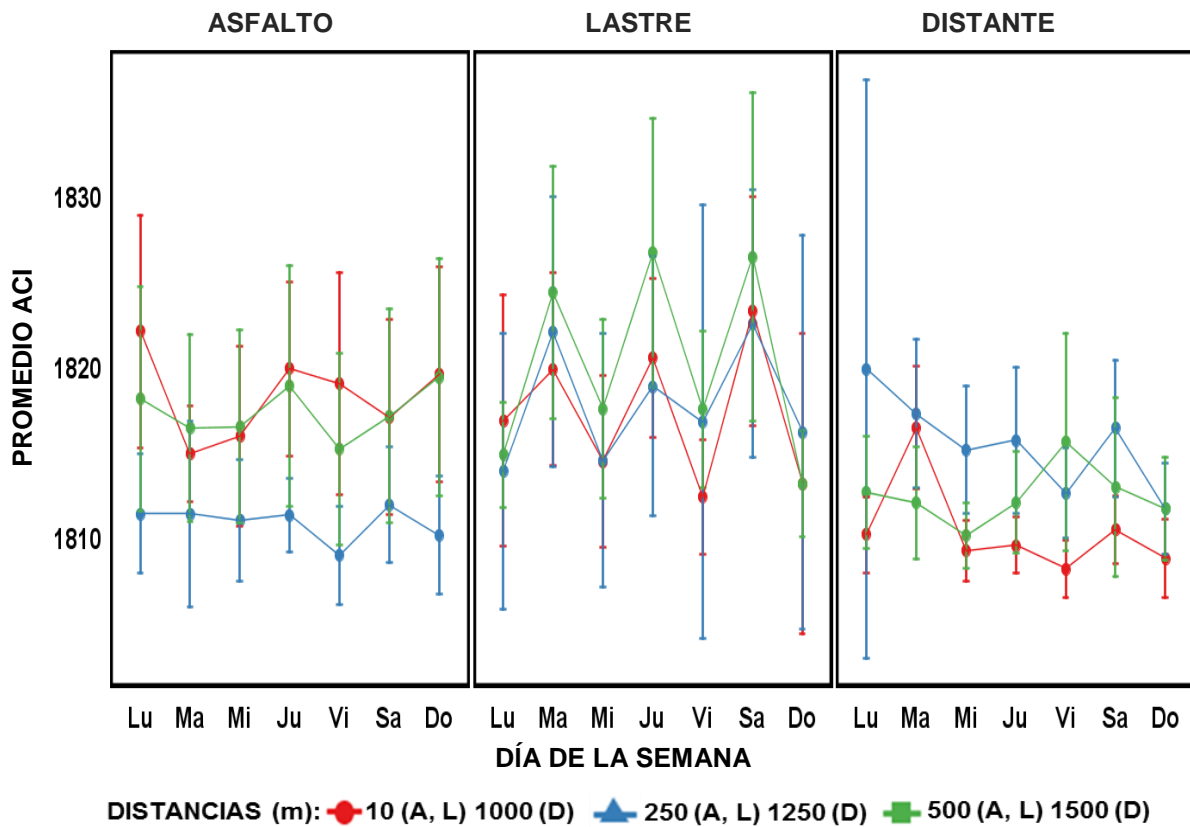


Figura 13. Valores promedio (\pm IC: 95%) del Índice de Complejidad Acústica (ACI) por hora en distancias perpendiculares respecto a la carretera de asfalto (A) y de lastre (L), así como en distancias lejanas a ambas carreteras o sitios distantes (D), entre los meses de junio a agosto de 2015 en el Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica.

Valores extremos de los índices

Para los dos índices se enlistan los valores máximos y mínimos registrados en cada distancia respecto a las carreteras y en los sitios lejanos a ellas (cuadro 3), además se ejemplifican con espectrogramas (figura 14). Se obtuvieron tres valores con el máximo valor del NDSI, según el redondeo a 1.00, que representan la mayor proporción de biofonías con respecto a las antropofonías. Una de estas grabaciones, la del lunes 24 de agosto de 2015 a las 8:00 horas a 1250 m distante de la carretera más próxima, también representa el máximo valor para el índice ACI (2107.95). Es decir, contiene la mayor complejidad acústica. Se caracteriza por la presencia del canto de un ave de la familia Troglodytidae en casi toda la

duración de la grabación. El menor valor del índice NDSI (-0.75) se registró el viernes 28 de agosto de 2015 a las 16:00 horas a 10 m de la carretera de asfalto. Representa la grabación con mayor proporción de antropofonías con respecto a las biofonías. Contiene el sonido de dos vehículos y de un avión. Además, presenta viento y sonidos emitidos por monos cara blanca (*Cebus capucinus*). El menor valor del ACI (1743.379) se registró el domingo 28 de junio de 2015 a las 8:00 horas a 250 m de la carretera de lastre. Presenta solamente un sonido uniforme de insectos a lo largo de casi todo el archivo, es decir posee baja complejidad acústica.

Cuadro 3. Valores máximos y mínimos del Índice de Diferencia Normalizada del Paisaje Sonoro (NDSI) y del Índice de Complejidad Acústica (ACI) en distancias perpendiculares a la carretera de asfalto y de lastre, así como en sitios distantes a ambas, dentro del Parque Nacional Santa Rosa, entre junio y agosto de 2015. Se incluye el día de la semana y la hora del registro acústico.

CARRETERA DISTANCIA (m)	NDSI		ACI	
	Máximo (día, hora)	Mínimo (día, hora)	Máximo (día, hora)	Mínimo (día, hora)
ASFALTO				
10	0.99 (Vi, 6:00)	-0.75 (Vi, 16:00)	1891.71 (Lu, 9:00)	1800.27 (Vi, 16:00)
250	0.96 (Ma, 6:00)	0.08 (Ju, 13:00)	1877.59 (Ma, 8:00)	1799.63 (Ma, 15:00)
500	0.99 (Ma, 6:00)	-0.01 (Mi, 12:00)	1870.45 (Lu, 9:00)	1799.40 (Vi, 15:00)
LASTRE				
10	0.98 (Do, 9:00)	-0.19 (Lu, 9:00)	1928.26 (Do, 13:00)	1772.82 (Do, 9:00)
250	1.00 (Ju, 6:00)	-0.64 (Do, 6:00)	1977.75 (Vi, 8:00)	1743.37 (Do, 8:00)
500	0.97 (Vi, 17:00)	-0.06 (Lu, 9:00)	1910.71 (Sa, 7:00)	1799.40 (Do, 8:00)
DISTANTE				
1000	0.96 (Lu, 6:00)	-0.59 (Lu, 6:00)	1840.71 (Ma, 10:00)	1799.73 (Sa, 17:00)
1250	1.00 (Lu, 8:00)	-0.41 (Lu, 9:00)	2107.95 (Lu, 8:00)	1798.26 (Ma, 7:00)
1500	1.00 (Vi, 9:00)	-0.18 (Do, 13:00)	1873.89 (Vi, 8:00)	1799.32 (Do, 16:00)

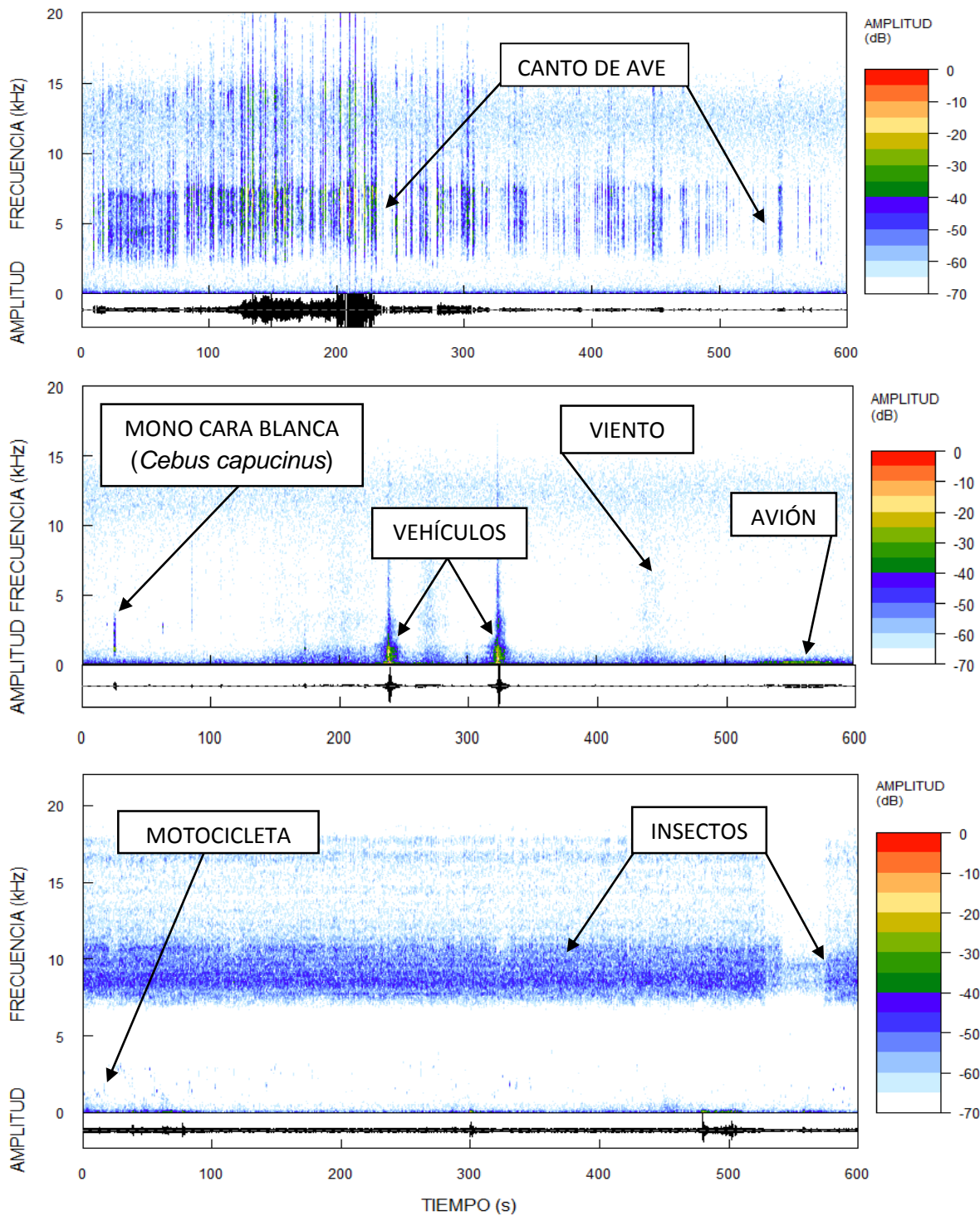


Figura 14. Valores máximos (A) de los índices de Diferencia Normalizada del Paisaje Sonoro (NDSI) y de Complejidad Acústica (ACI); y valores mínimos (B: NDSI, C: ACI) registrados en el Parque Nacional Santa Rosa, entre junio y agosto de 2015.

Análisis de las antropofonías en las carreteras internas del Parque Nacional Santa Rosa

De 504 grabaciones analizadas por medio de sus espectrogramas y oscilogramas, 252 corresponden a los tres sitios de grabación ubicados a 10 m del borde de la carretera de asfalto y 252 a los tres sitios ubicados a 10 m de la carretera de lastre. Se registraron 373 vehículos de los cuales 5 se consideraron sonidos de bicicletas. En la carretera de asfalto se detectaron 301 vehículos (3 bicicletas) y en la carretera de lastre 72 (2 bicicletas). Es decir el número de vehículos fue cuatro veces mayor en la carretera de asfalto.

Respecto al número total o acumulado de vehículos por día durante las tres semanas de grabación, se observa que en la carretera de asfalto el número más alto de vehículos se produjo a las 16:00 horas con 49 vehículos, seguido de las 8:00 horas con 38. En la carretera de lastre estas dos horas también presentaron los mayores valores (figura 15).

Con los valores del número promedio de vehículos registrados en cada hora, se observan que los valores de la carretera de asfalto fueron mayores a los de la carretera de lastre en casi todas las horas (figura 16). El valor más alto se obtuvo a las 16 horas en la carretera de asfalto, con un promedio de 2 vehículos (IC 95%: 2 - 3 vehículos, $n = 21$), que incluye la ocasión donde se registraron 6 vehículos a esta hora. En la carretera de lastre, a pesar de que en todas las horas hay presencia del paso de vehículos, los valores promedios fueron tan bajos que no representan ni un carro en cada hora.

En cuanto a los días con mayor número total de vehículos, se observa que en la carretera de asfalto se registraron más vehículos que en la carretera de lastre. Según los valores acumulados en las tres semanas de grabación, en el día viernes en la carretera de asfalto se registró el mayor valor acumulado con 53 vehículos, mientras que en la carretera de lastre para el día lunes solamente se registraron 3 vehículos en total (figura 17). Se observa una tendencia en la carretera de lastre con valores altos el día viernes y domingo; mientras que en el asfalto los días del sábado y domingo registraron valores menores respecto a la mayoría de los días entre semana.

El promedio de vehículos para el día viernes en el asfalto fue de 18 vehículos (IC 95%: 7 - 28 vehículos, $n = 3$); mientras que para el lunes en la carretera de lastre el promedio fue de 1 vehículo (IC 95%: 0 - 3 vehículos, $n = 3$). Sin embargo, debido a que los valores promedio corresponden solamente a tres semanas, se presentan intervalos de confianza muy amplios incluso con valores negativos, en especial para los valores de la carretera de lastre por lo que no se incluyen.

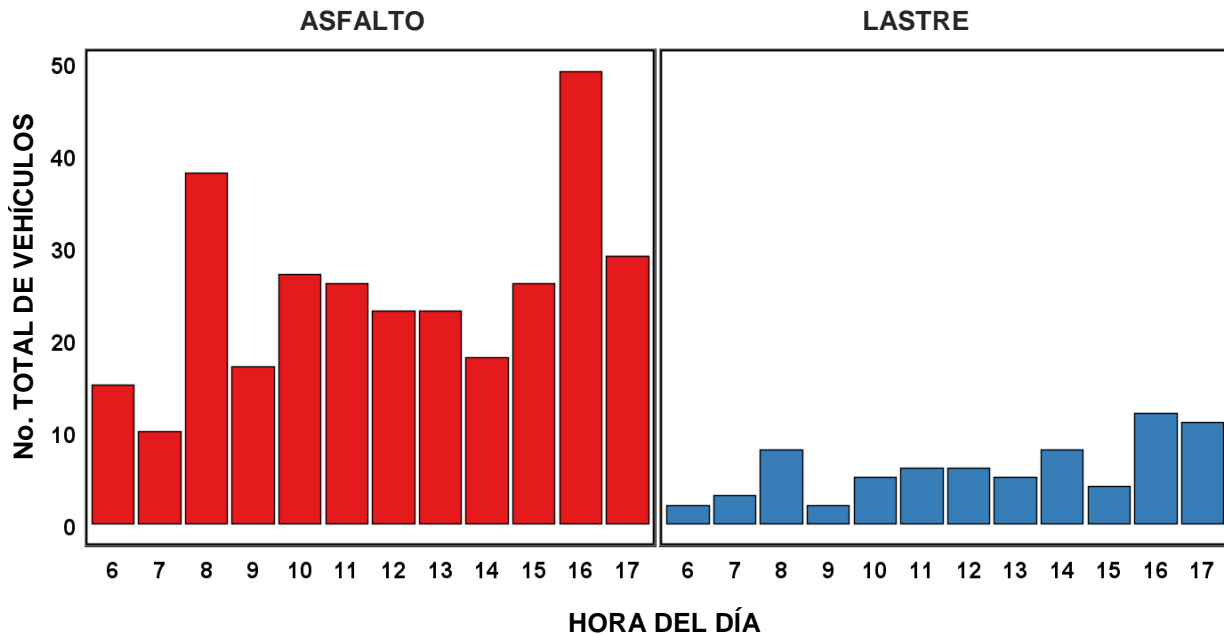


Figura 15. Número total o acumulado de vehículos por cada hora en las tres semanas de grabación, registrados en las carreteras de asfalto y de lastre del Parque Nacional Santa Rosa, entre junio y agosto de 2015.

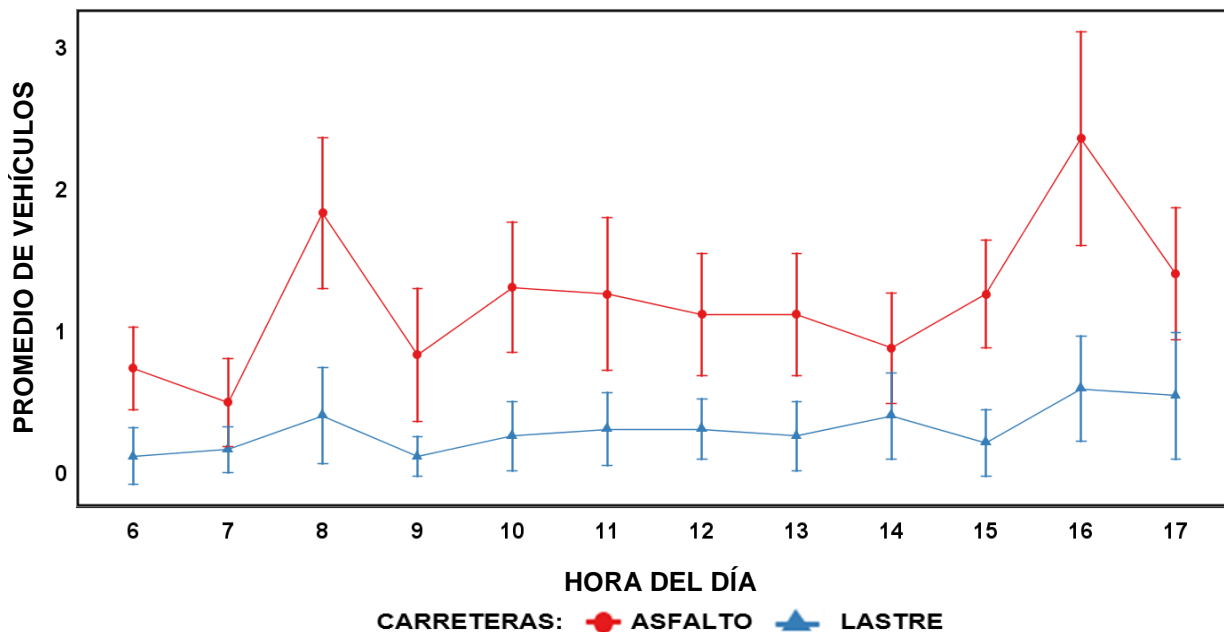


Figura 16. Número promedio (\pm IC 95%) de vehículos en cada hora del día, registrados en las grabaciones realizadas en las carreteras de asfalto y de lastre del Parque Nacional Santa Rosa, entre junio y agosto de 2015.

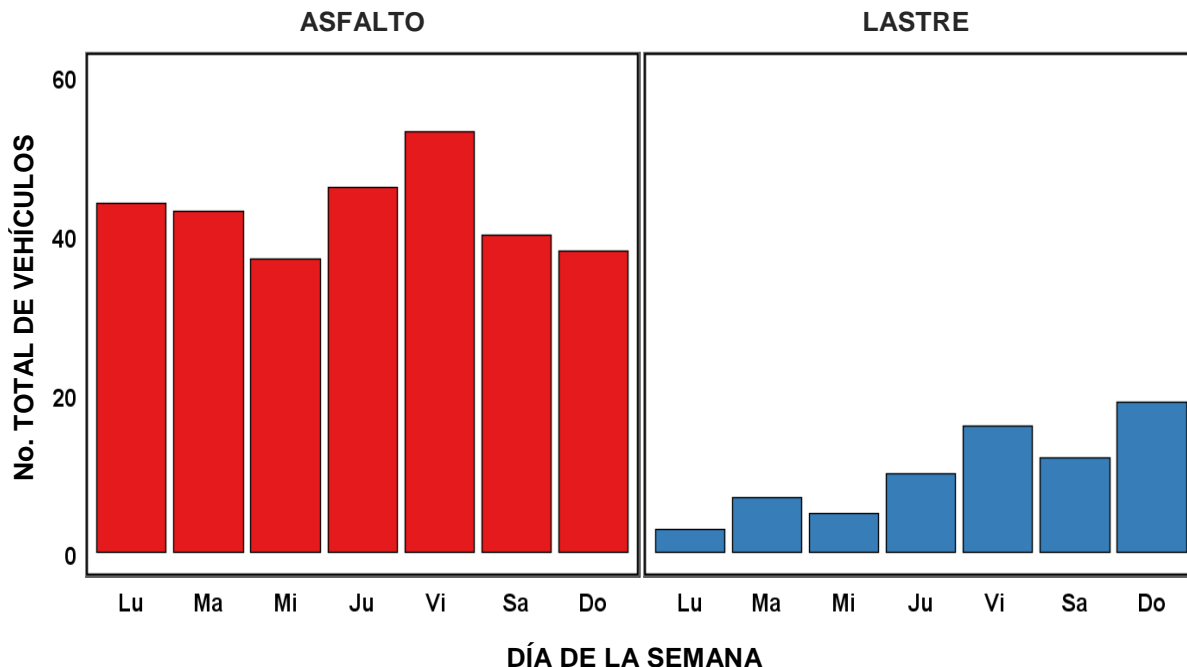


Figura 17. Número de vehículos acumulado por día en las tres semanas de grabación, registrados en las carreteras de asfalto y de lastre del Parque Nacional Santa Rosa, entre junio y agosto de 2015.

Medición del ruido asociado a las carreteras internas del Parque Nacional Santa Rosa

Los niveles de presión sonora o ruido se midieron en todas las distancias asociadas a ambas carreteras y a los sitios distantes a ellas. Se observa que los valores fueron similares y variaron en el rango de 41.3 a 46.2 dB(A), el mayor valor se observó a 500 m de la carretera de asfalto y el menor a 250 m de la misma carretera (cuadro 4). En los sitios ubicados a 10 m del borde de las carreteras, medidos en ausencia del paso de vehículos, los mayores valores promedio fueron de 44.1 dB(A) (IC 95%: 42.1 - 46.1 dB(A), n = 18) para el asfalto y 43.2 dB(A) (IC 95%: 39.6 - 46.7 dB(A), n = 17) para el lastre.

Por otro lado, se registraron 153 vehículos en la carretera de asfalto en 14 horas de observación, es decir 11 vehículos por hora aproximadamente. Mientras que en la carretera de lastre se registraron 24 vehículos en 7 horas, lo que equivale a 3 vehículos por hora. A estos vehículos se les midió el nivel de presión sonora en decibeles dB(A), así como a otros vehículos registrados fuera de las horas de observación. En total se midieron 204 vehículos motorizados, 180 en la carretera de asfalto y 24 en la de lastre.

El promedio del ruido por el tráfico motorizado en la carretera de asfalto fue de 73 dB(A) (IC 95%: 72 - 74 dB(A), n = 180) y en la de lastre de 66 dB(A) (IC 95%: 64 - 68 dB(A), n = 24). Además se midieron 3 bicicletas en el asfalto. Se registraron 12 tipos de vehículos en la carretera asfaltada, que incluyen observaciones casuales de un autobús, un cuadraciclo y un vehículo UTV o también denominado mula, que es un vehículo todo terreno semejante a un cuadraciclo pero enfocado a tareas laborales. En la carretera de lastre solamente se registraron tres tipos de vehículos. Los vehículos tipo todo terreno fueron los más numerosos en ambas carreteras, se registró un total de 76 vehículos en la de asfalto y 11 en la de lastre (cuadro 5). Los camiones fueron los más ruidosos, ya generaron un valor promedio de ruido de 80.3 dB(A) (IC 95%: 75.0 - 85.7 dB(A), n = 8); le siguen las motocicletas y las busetas. Por su parte las bicicletas presentaron el menor valor con 51.7 dB(A) (IC 95%: 36.5 - 66.8 dB(A), n = 3).

Cuadro 4. Valores promedio (\pm IC 95%) de la presión sonora en decibels dB(A), según mediciones en diferentes distancias asociadas a las carreteras de asfalto y de lastre, así como en sitios distantes a ellas dentro del Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica, entre junio y agosto de 2015.

CARRETERA DISTANCIAS (m)	N	dB(A)	IC (95%)
ASFALTO			
10	18	44.1	42.1 - 46.1
250	18	41.3	39.5 - 43.1
500	18	46.2	43.9 - 48.7
LASTRE			
10	17	43.2	39.6 - 46.7
250	17	44.8	42.2 - 47.4
500	17	44.4	41.4 - 47.4
DISTANTE			
1000	17	45.8	43.4 - 48.2
1250	17	44.0	41.8 - 46.2
1500	17	43.2	39.9 - 46.4

En el mapa de ruido con los datos promedio por sitio y sin la presencia de vehículos se observa un rango de 39 a 49 dB(A). Los valores altos se concentran en algunos sitios distantes a la carretera de asfalto y en las distancias asociadas a la carretera de lastre hasta los 500 m. Además se observan valores bajos a los 10 m en secciones de ambas carreteras (figura 18). Mientras que en el mapa de ruido que incluye los valores promedio del ruido de los vehículos en las carreteras, se indica un rango de 40 a 72 dB(A). Se observan valores bajos en la mayoría de los sitios distantes y una concentración de valores altos alrededor de las carreteras, aunque sin abarcar los sitios a 250 m (figura 19).

Cuadro 5. Número de vehículos (N) según su tipo y valores promedio (\pm IC 95%) del nivel de presión sonora en decibels dB(A) registrados en las carreteras de asfalto y de lastre dentro del Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica entre los meses de junio a agosto de 2015.

Tipo de vehículo	ASFALTO			LASTRE		
	N	dB(A)	IC (95%)	N	dB(A)	IC (95%)
Doble tracción	76	72.6	71.8 - 73.5	11	64.2	61.0 - 67.3
Automóvil	35	70.3	68.9 - 71.8			
Pick up	27	73.9	72.4 - 75.4	7	67.8	64.4 - 72.6
Microbús	19	71.4	69.1 - 73.6			
Motocicletas	11	76.6	73.4 - 79.7	6	68.5	64.4 - 72.6
Camión	8	80.3	75.0 - 85.7			
Buseta	3	76.6	72.9 - 80.5			
Bicicleta	3	51.7	36.5 - 66.8			
Scooter/motoneta	1	75.0				
Autobús*	1	S.D.				
Cuadraciclo*	1	S.D.				
UTV*	1	S.D.				

* Observados de manera casual, sin datos (S.D.)

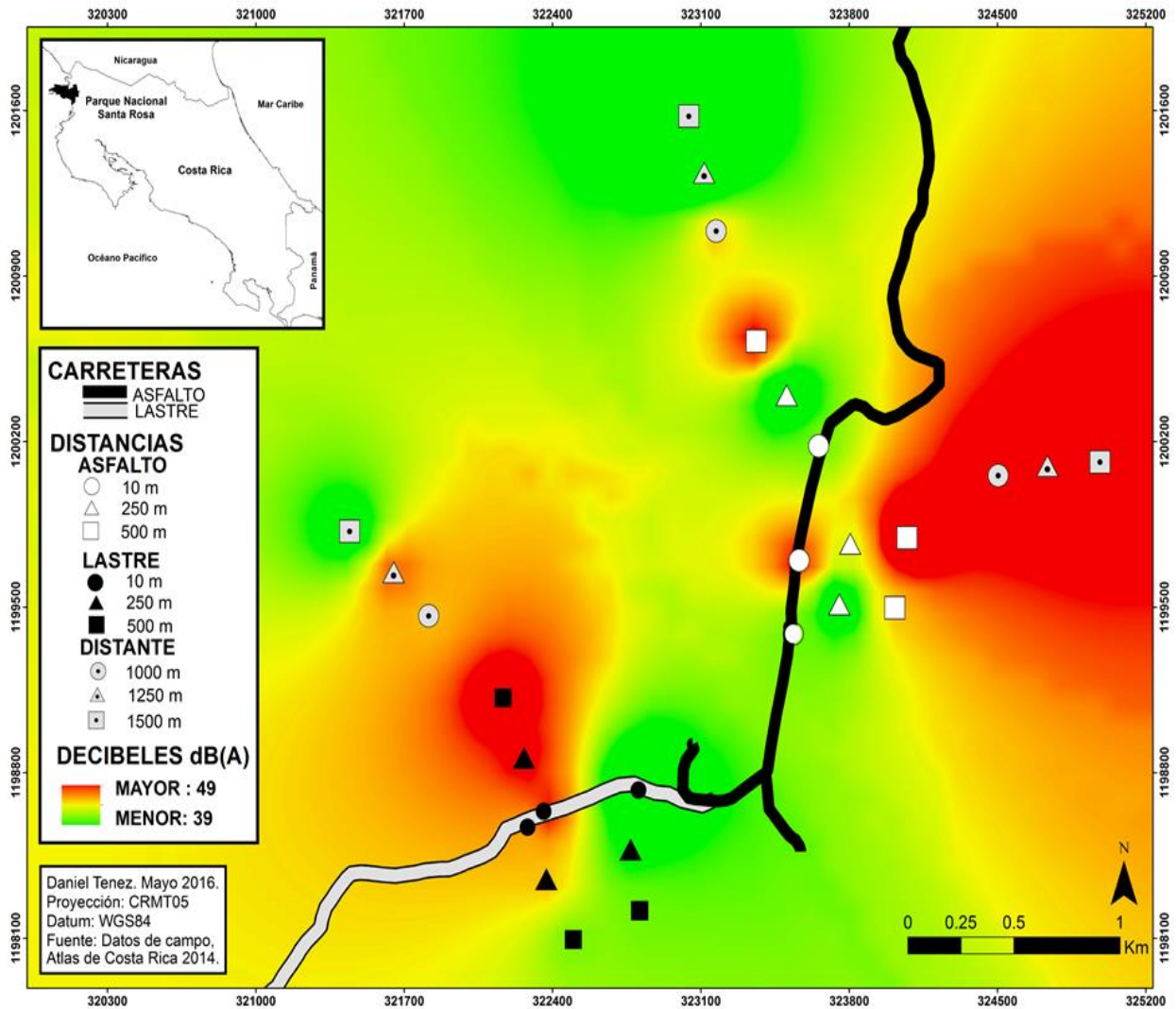


Figura 18. Mapa de ruido en decibels dB(A) sin la presencia de vehículos en las carreteras de asfalto y de lastre de los sitios de grabación ubicados en distancias asociadas a las carreteras, así como en sitios distantes a ambas, dentro del Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica, entre junio y agosto de 2015.

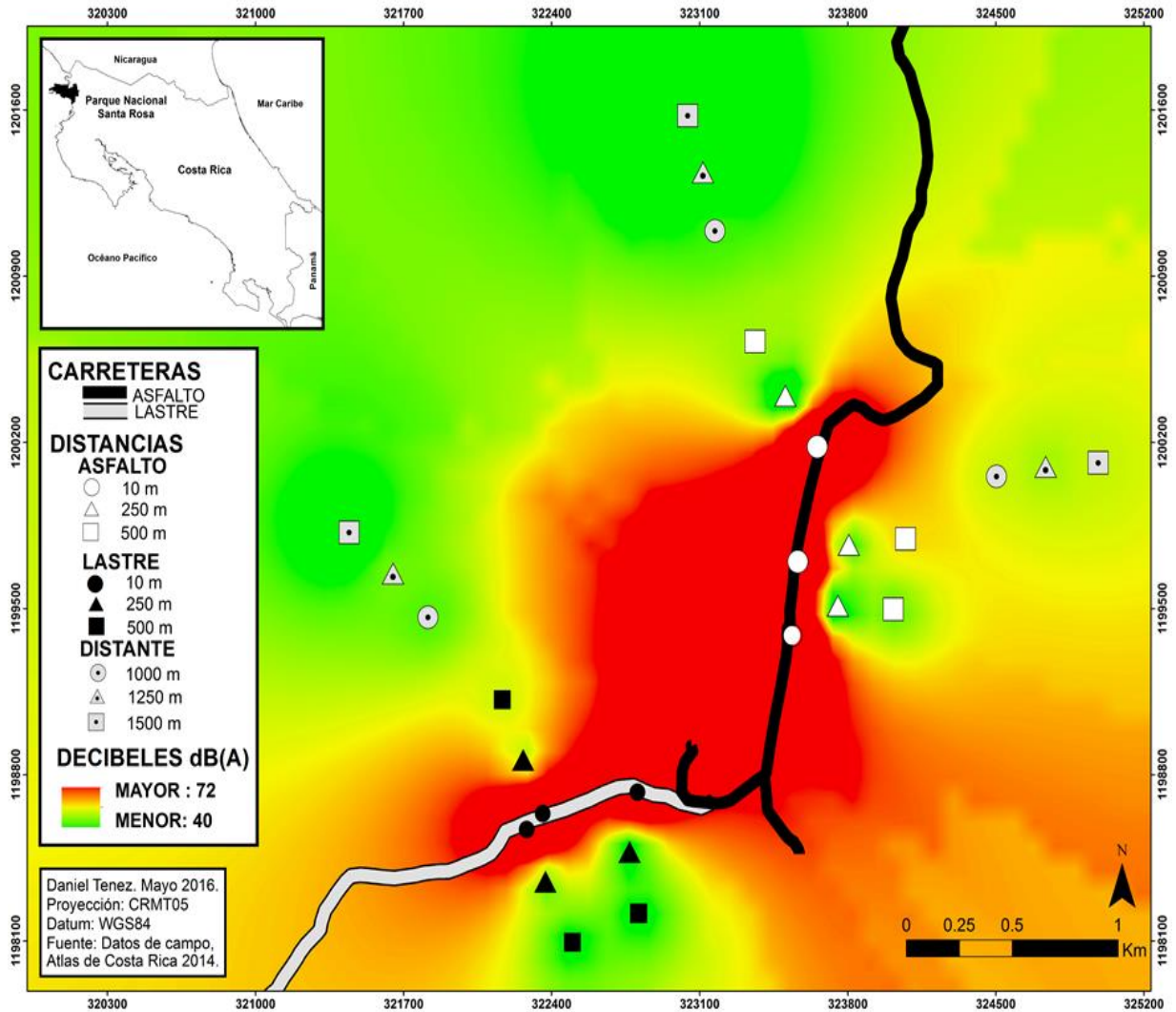


Figura 19. Mapa de ruido en decibels dB(A) con la presencia de vehículos en las carreteras de asfalto y de lastre de los sitios de grabación ubicados en distancias asociadas a las carreteras, así como en sitios distantes a ambas dentro del Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica, entre junio y agosto de 2015.

DISCUSIÓN

Caracterización del paisaje sonoro de las carreteras internas del Parque Nacional Santa Rosa

El PNSR presenta una alta influencia de antropofonías, no solo por el tráfico vehicular de las carreteras internas, sino también por el tráfico de la Carretera Interamericana Norte que incluye vehículos grandes y ruidosos tales como buses, camiones y tráileres. Pero además por la ubicación del aeropuerto internacional Daniel Oduber Quirós, a unos 27 km aproximadamente. Este aeropuerto es el segundo más importante de Costa Rica, y ha experimentado recientemente un incremento del 12% en el número de pasajeros debido a la incorporación de nuevas aerolíneas y rutas (La Nación 2016). Se considera que las áreas silvestres son altamente sensibles a la intrusión de este tipo de ruido antropogénico (Farina 2014). La presencia de esta antropofonía sobre o cerca de un área silvestre protegida está determinada por su localización respecto a los aeropuertos y las rutas de vuelos (Miller 2008).

En ese sentido, se evidenció el sonido de aviones en un 16% (IC 95%: 13 - 20%, n = 504) de las grabaciones escuchadas, aunque en diferentes intensidades, es decir en algunas el sonido se escuchaba lejano. Además algunos aviones se registraron simultáneamente tanto en la carretera de asfalto como en la de lastre. La detección del sonido de los aviones también está determinada por las características propias del área, por ejemplo se ha observado que en algunos parques nacionales que la presencia constante de sonidos de agua en movimiento puede impedir su detección. Mientras que en parques nacionales localizados bajo la ruta de tráfico aéreo, el ruido es más detectable en las áreas más remotas y silenciosas (Lynch et al. 2011). En el PNSR la presencia de ráfagas de viento probablemente enmascaró a éste y otros sonidos.

En los parques nacionales de Estados Unidos además del ruido del tráfico aéreo, se suma el ruido de los sobrevuelos turísticos en sitios específicos de interés, dentro o cerca de los parques (Barber et al. 2011). Esta actividad se realiza en más de 107 parques nacionales, y puede involucrar viajes en helicópteros (Miller 2008). El sonido de helicópteros no se distinguió en las grabaciones escuchadas; sin embargo es posible que ocurra en el PNSR, principalmente en el Sector Murciélago, debido a la cercanía de una academia de formación policial donde se ubica el helipuerto más al norte del país (La Nación 2013).

Es difícil evaluar los efectos del ruido del tráfico aéreo en la vida silvestre; sin embargo, se sabe que dependen del tipo de especie y que varían ampliamente desde casi ninguna

reacción hasta la intolerancia a este tipo de ruido (ACRP 2008). En un estudio de paisaje sonoro donde se utilizó el índice ACI en un bosque templado, se observó que a pesar de la intrusión del ruido de tráfico aéreo, con un promedio de 14 aviones por cada dos horas de grabación, al parecer las vocalizaciones de las aves no fueron afectadas (Pieretti et al. 2011). En el PNSR es probable que otras antropofonías, como el ruido del tráfico vehicular, sean las que más afecten tanto a la vida silvestre y a los visitantes. El presente estudio se centró en las antropofonías al borde de las carreteras; por lo que en otros sitios dentro del PNSR, como los senderos, el área del Museo Histórico La Casona, el área de acampar y los parqueos, es probable que se registren más tipos de antropofonías. En otras áreas silvestres protegidas se han reportado diversas antropofonías que incluyen sonidos de teléfonos celulares, del claxon o bocinas de los vehículos, así como de los sistemas de alarmas o de retroceso de los vehículos; además los sonidos de los pasos y el bullicio generado por las voces, conversaciones o gritos de los visitantes, así como el sonido de niños jugando (Reid y Olson 2013, Farina 2014, Merchan et al. 2014, Krause 2015). Las voces humanas, en algunos casos, se consideran el sonido más molesto dentro de un área silvestre protegida ya que afectan la apreciación del entorno; por lo que deben ser un tema de manejo para el mantenimiento de áreas naturales tranquilas (Farina 2014).

Respecto a las geofonías, a pesar de que los muestreos se hicieron en la época lluviosa no se registró lluvia, únicamente llovizna a finales de agosto. Sin embargo, el estudio se realizó durante el período de canículas, o de pausa de las lluvias, conocido localmente como veranillo, que en la vertiente del Pacífico ocurre entre los meses de julio y agosto (IMN 2015a). Para el año 2015 el período de canículas fue anómalo, pues se consideró más intenso y prolongado, como consecuencia del fenómeno de El Niño Oscilación Sur. Todo esto provocó que en la provincia de Guanacaste el déficit de lluvias en el 2015 fuera el más alto según el registro histórico desde 1937 (IMN 2015b, 2015c). Específicamente para el PNSR, en agosto se registró un déficit de lluvias de 93% (IMN 2015c). Además, en el mes de julio se presentaron en la provincia de Guanacaste vientos alisios muy fuertes que favorecieron un menor ingreso de humedad; a inicios del mes de agosto también se registraron ráfagas de viento de hasta 51.86 km/h (IMN 2015b, 2015c).

Los vientos fuertes estuvieron presentes en el 39 % (IC 95%: 35 - 43%, n = 504) de las grabaciones escuchadas, lo que seguramente influyó en la estimación de los índices. En varios estudios de paisaje sonoro se tiene especial interés en la detección de biofonías, principalmente de aves. Por lo que para evitar el efecto de interferencia sobre las biofonías, generalmente se excluyen del análisis los días con viento fuerte y lluvia, o bien no se graba en

dichos días según los pronósticos del tiempo (Depraetere et al. 2012, Kuehne et al. 2013, Rodríguez et al. 2014). Sin embargo, bajo el marco conceptual de la ecología del paisaje sonoro las geofonías, como el viento o la lluvia, no deberían ser removidas de las grabaciones por ser parte de la interacción con el paisaje (Eldridge et al. 2016). O bien, por ejemplo la presencia de lluvia puede ser de interés biológico asociada a las vocalizaciones de ranas (Sankupellay et al. 2015). Además, aún hace falta más investigación para lograr separar a las geofonías de las biofonías y de las antropofonías, así como para comprender los patrones de interacción entre estos componentes del paisaje sonoro (Eldridge et al. 2016). En el presente estudio no se removieron grabaciones con viento, ya sea fuerte o moderado, en todo caso la mayoría (80%, IC 95%: 77 - 84%, n = 504) contenían este tipo de geofonía. El análisis de las grabaciones sin la remoción de los segmentos con viento o lluvia, permite conocer las condiciones ambientales reales o bien problemáticas acústicas como el enmascaramiento (Towsey 2014b).

El sonido del viento en el borde del bosque y en áreas abiertas es diferente al del interior del bosque (Farina 2014). La mayoría de los sitios de grabación asociados a la carretera de lastre estaban rodeados de áreas abiertas, cerca de una zona de cortafuegos. Además las carreteras representan áreas abiertas, por lo que probablemente el sonido del viento fue mayor que en el interior del bosque. Los análisis de los índices se realizaron sin el uso de filtros para reducir el viento en las grabaciones, porque de esta forma se puede caracterizar el paisaje sonoro en las condiciones climáticas específicas de la época de muestreo. La sequía y los fuertes vientos que estuvieron presentes en las grabaciones, podrían servir para comparaciones con muestreos que se realicen en otras épocas con diferentes condiciones. O bien, el paisaje sonoro cuantificado en este bosque seco y en un período atípico sin lluvias, podría recrear las posibles condiciones futuras asociadas al cambio climático. El fenómeno de El Niño Oscilación Sur ofrece una oportunidad para entender los efectos de las sequías en los bosques tropicales y perfeccionar los modelos del cambio climático que predicen tendencias hacia áreas más cálidas y secas (Angher 2015).

Respecto a las biofonías, hace falta conocer las biofonías durante el periodo nocturno. En bosques tropicales se ha evaluado la diferencia entre el paisaje sonoro durante el día y durante la noche, se han encontrado patrones con cuatro periodos de actividad acústica en un ciclo de 24 horas (Rodríguez et al. 2014). Las biofonías generadas durante la noche, principalmente por insectos y anfibios, son distintas a las biofonías durante el día. Los cambios o transiciones acústicas de la noche al día durante los coros del amanecer, pueden ser registrados por medio de índices acústicos como el ACI y el NDSI (Fuller et al. 2015).

Así mismo, es necesario caracterizar la composición de sonidos en otras épocas, como las épocas reproductivas para diferentes grupos de especies, como aves, insectos y anfibios; época de aves migratorias; época seca y época lluviosa sin la intervención del fenómeno de El Niño Oscilación Sur; además de las temporadas altas de turismo dentro del PNSR. Las grabaciones generadas sirvieron para cuantificar las biofonías, pero también pueden ser usadas para otro tipo de análisis que incluyan la identificación de especies, en especial especies amenazadas o de interés para la conservación.

Variación espacial y temporal del paisaje sonoro asociado a las carreteras internas del Parque Nacional Santa Rosa

Los patrones espaciales y temporales son reflejo de los patrones naturales del paisaje y de los procesos geofísicos, como el clima, los cuales generan los sonidos distintivos de un sitio. En la ecología del paisaje sonoro se observan patrones espaciales, la diversidad de sonidos disminuye desde los hábitats naturales hasta las zonas urbanas, es decir en áreas con alta complejidad de hábitat y baja perturbación antrópica la diversidad del paisaje sonoro será alta (Pijanowski 2016). En ese sentido, se esperaría una mayor proporción de antropofonías cerca de las carreteras y una mayor proporción de biofonías en los sitios lejanos.

La variación espacial fue evidenciada por los resultados de los índices utilizados. De acuerdo al índice NDSI, el menor valor promedio que equivale a una mayor proporción de antropofonías, se observó en los sitios ubicados a 10 m de la carretera de asfalto. Mientras que el mayor valor, es decir la mayor proporción de biofonías se observó en los sitios ubicados a 500 m, así como en los sitios a más de 100 m de las carreteras. Es decir, se observó una variación espacial según lo esperado. Todos los valores promedio obtenidos fueron positivos, lo cual indica que estuvieron dominados por las biofonías (Gage et al. 2014). Este índice se ha considerado un indicador del estado de integridad o condición ecológica de los ecosistemas, por lo que en áreas poco perturbadas se esperarían valores altos y estables a lo largo del tiempo. Por ejemplo, valores promedio del NDSI de 0.6 a lo largo de cuatro años en una isla deshabitada con bosque templado, se consideraron altos y el paisaje sonoro se consideró estable (Gage y Axel 2014). En el PNSR el valor promedio más alto fue de 0.54 que podría considerarse moderadamente alto al compararlo con los valores máximos, por cada sitio y distancia, que estuvieron dominados totalmente por las biofonías con valores de 0.96 a 1. El valor promedio más bajo (0.18) fue positivo, lo que podría indicar que el nivel de antropofonía no es tan alto como se esperaría en una carretera principal o de mayor tráfico. En un estudio del paisaje sonoro en varios sitios con bosques de montaña en Guatemala, el

menor valor del NDSI fue negativo (-0.16) y se obtuvo en el sitio más perturbado por ruido antropogénico dentro de una zona urbana (Bolaños 2015). En el presente estudio el valor mínimo total que obtuvo el índice en todas las ocasiones de muestreo sí fue negativo y con un valor bajo (-0.75). Fue registrado al borde de la carretera de asfalto, lo que indica lo dinámico que es el paisaje sonoro ya que los valores promedio fueron positivos. Este índice refleja la configuración y las condiciones ecológicas de un determinado paisaje. Es un buen indicador de sitios con ruido antropogénico por tráfico vehicular, o bien de sitios con condiciones ecológicas altas sin ruido del tráfico o de la urbanización (Fuller et al. 2015).

La diferencia entre los valores promedios del NDSI indica que las antropofonías se concentran principalmente al borde de la carretera de asfalto. Sin embargo, no solo en las orillas de las carreteras internas del PNSR se pueden presentar las antropofonías, ya que el ruido de los aviones puede estar disperso en todas las distancias. Así mismo, en el PNSR existen senderos transitables por vehículos utilizados por investigadores y personal de parque, que generan antropofonías lejos de las dos carreteras. Además, el ruido del paso de vehículos puede adentrarse hacia el bosque seco, por ejemplo a 250 m de la carretera de lastre se registró el ruido de una motocicleta, según la grabación con el menor valor del índice ACI. Se sabe que la energía del sonido se reduce con la distancia desde la fuente y puede ser modificada por la presencia de objetos que reflejen, absorban o amortigüen el sonido (Farina 2014). En el Parque Nacional Carara, que está localizado adyacente a una carretera principal, se observó que el ruido disminuyó en forma logarítmica con el aumento de la distancia hacia la carretera (Arévalo y Newhard 2011). En otro estudio, los sitios ubicados a 250 m de carreteras con tráfico intenso fueron considerados ruidosos, con niveles mayores de presión sonora que sitios ubicados a 700 m, lo que determinó la abundancia y composición de especies de aves (Goodwin y Shriver 2011).

Por su parte, el índice ACI produce una cuantificación directa de las biofonías a pesar de la presencia constante antropofonías, como el tráfico aéreo o vehicular (Pieretti et al. 2011); Este índice captura las modulaciones en frecuencia y amplitud, por lo que se considera adecuado para detectar la intensidad de cantos de aves (Fuller et al. 2015, Gasc et al. 2015). En el presente estudio los valores promedio del ACI estuvieron dentro de un rango estrecho superior a 1800. El ACI presenta poca variación dentro de un mismo tipo de bosque, pero varía entre tipos de bosque distintos, por ejemplo en un estudio con dos tipos de bosque templado se obtuvieron valores similares superiores a 1800 en un bosque y valores superiores a 1200 en el otro (Fuller et al. 2015). Seguramente, los resultados del presente estudio no variaron

tanto debido a que todos los muestreos se llevaron a cabo dentro del bosque seco secundario. Sin embargo, sí se observaron diferencias según los intervalos de confianza.

El valor promedio más alto se registró a 500 m de la carretera de lastre. Es decir, podría coincidir con lo esperado ya que las biofonías, como los cantos de aves, serían mayores en sitios sin las antropofonías de las carreteras. Sin embargo, llama la atención que los resultados obtenidos en los sitios a 10 m de la carretera de asfalto resultaron más altos que en los sitios a 250 m o incluso en los sitios distantes a más de 1000 m. Lo esperado sería que a la orilla de la carretera, con alta cantidad de antropofonías, los valores del ACI fueran más bajos debido a la poca complejidad de los sonidos del tráfico. Sin embargo, estos resultados coinciden con los observados en otros estudios donde también se observaron valores altos del índice ACI al borde de las carreteras.

Este índice ha sido utilizado en estudios que evalúan el impacto del ruido antropogénico sobre las biofonías en diferentes distancias respecto a fuentes de ruido, tanto en la región templada y tropical. Por ejemplo, en una zona forestal templada se colocaron estaciones de grabación en distancias perpendiculares a una carretera, la cual era muy transitada durante los días laborales y con poco tráfico en los fines de semana. La intromisión del ruido del tráfico disminuyó respecto a la distancia desde la carretera, aunque a los 200 m los valores de ruido eran muy similares a los de los sitios adyacentes. Respecto a los valores del ACI, contrario a lo esperado, resultaron mayores en los sitios más cercanos a la carretera, es decir se correlacionó positivamente los sonidos de las aves con el ruido del tráfico vehicular (Pieretti y Farina 2013). En otro estudio realizado en la región tropical, se caracterizó y comparó el paisaje sonoro de dos sitios, el primero ubicado cerca de una mina a cielo abierto y el otro lejano a la misma. Las fuentes o tipos de ruido consistían en explosiones, paso de camiones, sirenas de trabajo, sonidos de alarmas de reversa y sonidos del claxon o bocinas de los vehículos. Específicamente, en el camino de acceso a la mina se registraron hasta 700 camiones diarios. En este caso también se observaron valores altos del ACI en el sitio cercano a la mina. En ambos estudios la actividad acústica de las aves es mayor en presencia de altos niveles de ruido antropogénico. Se indica que puede deberse a una mayor densidad poblacional por el efecto de borde del bosque. Sin embargo, también se sugiere que puede deberse a mecanismos que las aves realizan para compensar el efecto de enmascaramiento del ruido y así lograr una comunicación más efectiva, ya sea con el incremento de la amplitud de las señales acústicas (efecto Lombard), con la repetición de estrofas o sílabas, o bien con el incremento en la duración de las vocalizaciones. Estas variaciones de intensidad incrementan los valores del ACI (Pieretti y Farina 2013, Duarte et al. 2015). Por otro lado, en

el estudio en Guatemala, el sitio con mayor proporción de antropofonías o menor valor del NDSI, también presentó valores altos para el ACI (Bolaños 2015).

En el estudio de la mina, la riqueza de especies fue menor en el sitio cercano donde los valores del ACI fueron altos y la composición fue diferente entre los dos sitios. Esto debido a que el índice se ve influenciado más bien por el número de individuos que estén vocalizando, aunque no sea posible estimar la abundancia (Duarte et al. 2015). En ese sentido, se discute que el valor máximo tanto para el ACI, así como uno de los tres valores máximos del NDSI, corresponde a una grabación que contiene casi en su totalidad vocalizaciones de un ave. A pesar de que dicho valor podría considerarse atípico debido a la cercanía del ave al micrófono, lo cual seguramente incrementó el valor, se observa que los índices registraron la variabilidad del sonido. Por lo que se esperaba que entre más especies y más individuos vocalicen mayores sean los valores de las biofonías, como fue el caso para las otras dos grabaciones con el máximo valor del NDSI.

En todo caso se considera que en el borde las carreteras las especies de aves son especies generalistas y adaptadas a las condiciones distintas al interior del bosque. En el caso del PNSR quizás los resultados de los índices no se deban solamente al tráfico vehicular y la distancia de las carreteras, sino también a la estructura, densidad y grado de sucesión de la vegetación. Los sitios alrededor de la carretera asfaltada tenían vegetación más arbórea, mientras que un sitio lejano a 1500 m de la carretera de asfalto, presentaba vegetación dispersa y de poca altura, propia del bosque seco en regeneración (Ej. *Acacia* spp.). Es decir, que las distancias lejanas a las carreteras no eran indicadores de la presencia de bosque seco maduro o en estado de regeneración avanzado. En el PNSR se realizó otro estudio que evaluó las diferencias del paisaje sonoro en distintos estados de sucesión del bosque seco. Se incluyó bosque joven o de crecimiento reciente, como el presente cerca del área del cortafuego; así como bosque maduro o antiguo y bosque joven aledaño al bosque maduro. Por medio del índice ACI, se observó que la complejidad del paisaje sonoro fue mayor en el bosque antiguo y en el bosque joven aledaño, que en el bosque joven del área del cortafuego. La estructura de la vegetación y un gradiente térmico a lo largo del día pudieron interferir en la propagación del sonido. Sin embargo, la complejidad del paisaje sonoro estuvo moldeada más bien por la edad del bosque (Hayes 2016).

El paisaje sonoro se considera espacialmente heterogéneo y está relacionado directamente al tipo y estructura del hábitat (Bormpoudakis et al. 2013). Además las biofonías están positivamente correlacionadas con el tamaño del parche y la conectividad espacial

dentro del paisaje, por lo que pueden reflejar diferencias en las condiciones ecológicas de un sitio (Tucker et al. 2014).

La carretera de lastre presentó una marcada diferencia en el porcentaje de grabaciones con presencia de antropofonías, ya que el número de vehículos registrados fue casi 4 veces menor que en la carretera de asfalto. Además, probablemente la intensidad del sonido sea más baja, pues los vehículos deben viajar a poca velocidad debido a las malas condiciones del terreno. Esto seguramente afectó a la variación espacial reflejada en los valores de los índices. Aunque la diversidad de especies con comunicación acústica puede incrementar la heterogeneidad, diversos factores en el campo, como las condiciones climáticas, pueden afectar la amplitud y la heterogeneidad de los sonidos (Gasc et al. 2015). La mayoría de los sitios a diferentes distancias de la carretera de lastre, estaban ubicados cerca de un área de cortafuego que constituye un área abierta, por lo que seguramente fueron afectados por la presencia de viento. Por lo que la presencia del viento seguramente afectó los valores de los índices. Se requieren mediciones del paisaje sonoro durante las épocas de mayor visitación al parque, para ver cómo cambian los valores del NDSI a la orilla de las carreteras y si el ACI se incrementa con la presencia más constante de vehículos, lo cual podría apoyar la hipótesis del efecto Lombard.

En un estudio realizado en un bosque tropical sin intervención humana se observó variación espacial del paisaje sonoro tanto a nivel vertical como espacial. Se indica que las posibles causas de las diferencias acústicas entre el dosel y del sotobosque se deban a cambios en el microhábitat, mejores condiciones para la propagación del sonido en el dosel, o bien mayor número de especies con vocalizaciones más fuertes o de individuos vocalmente más activos. De igual forma la heterogeneidad de la vegetación puede inducir diferencias en la propagación del sonido; la calidad del hábitat puede atraer a mayor o menor número de individuos que vocalizan; o bien los patrones de movimiento de las especies y los hábitos de vocalización, ya sea individualmente o en grupo, pueden crear patrones espaciales en el paisaje sonoro (Rodríguez et al. 2014). El bosque seco secundario posee una vegetación más dispersa y un sotobosque más abierto, lo cual podría afectar en una mayor intrusión de las bajas frecuencias del ruido de las carreteras.

En la ecología del paisaje sonoro también se observan patrones temporales asociados a los patrones diarios como los coros del amanecer o del atardecer, o bien a patrones estacionales como las vocalizaciones propias de las épocas reproductivas (Pijanowski 2016). Los resultados obtenidos sugieren un comportamiento esperado con los patrones diarios, es

decir con los mayores valores en las primeras horas de la mañana, valores más bajos al medio día y valores moderados al atardecer según los resultados del índice NDSI.

El análisis por horas y por distancias según los tratamientos, revela claramente una mayor proporción de antropofonías a los 10 m del borde de la carretera de asfalto, ya que incluso presentó valores negativos a las 8:00 y 16:00 horas, así como valores cercanos a cero a las 17:00 horas. Seguramente estos resultados están asociados al número de vehículos que ingresan o egresan del PNSR a esas horas por motivos de actividades laborales o administrativas, pero también por el horario de ingreso de los visitantes que es precisamente de 8:00 a 16:00 horas de lunes a domingo. En la carretera de lastre los valores promedio al borde de la carretera fueron muy similares a los valores a 500 m, posiblemente debido al bajo número de vehículos y la presencia de viento fuerte en la mayoría de los sitios que pudo afectar al índice NDSI. Por otra parte, se observa que en los sitios distantes a las carreteras el patrón de variación a lo largo de las horas del día es similar entre las tres distancias, es decir presentaron proporciones de biofonías similares.

Respecto a la variación temporal según los días de la semana, se observa nuevamente un patrón en la carretera de asfalto con valores promedio más bajos del NDSI a los 10 m y valores más altos a los 500 m. Se observa una tendencia con valores más bajos para los días martes y miércoles en la carretera de asfalto, que podría estar asociada al ingreso de otros vehículos distintos a los de los turistas, relacionados con actividades laborales, o incluso comerciales dentro del parque, tales como el ingreso de camiones proveedores al área del comedor. En la carretera de lastre se observa una tendencia de valores promedio más bajos el día viernes que podría reflejar un mayor número de vehículos. En los sitios distantes no se observa alguna diferencia o tendencia entre las tres distancias, por lo que al parecer las biofonías no se ven afectadas por los días de la semana.

Por su parte el índice ACI solamente generó tendencias leves con valores mayores a los 10 m de la carretera de asfalto, durante el transcurso del día y en los días entre semana, lo cual también podría apoyar la hipótesis de mayor intensidad de vocalizaciones a la orilla de las carreteras con tráfico vehicular. En el estudio de la mina a cielo abierto que se mencionó anteriormente para la variación espacial, los valores del índice o los niveles de biofonías, fueron mayores durante el día y menores durante la noche en los sitios cercanos a la mina en la época lluviosa. Esto es contrario a lo esperado, ya que se esperaban valores mayores durante la noche debido a la biofonía de los insectos. Por lo que se indica que el ruido causó alteraciones en las dinámicas temporales y en los patrones diarios de las biofonías (Duarte et al. 2015). En el otro estudio realizado en el PNSR, se observó que la hora del día tuvo un

efecto sobre la complejidad del paisaje sonoro. En las horas diurnas, desde el amanecer hasta al atardecer, los valores del índice ACI fueron mayores comparados con el período nocturno (Hayes 2016).

Por otro lado, los patrones de viento incluso de viento fuerte, a diferentes horas del día pudieron afectar la generación de biofonías. En general, el viento puede alterar las características acústicas de una comunidad, ya que enmascara los sonidos biológicos y provoca una disminución en la actividad acústica (Farina y Pieretti 2014). Se considera que el ACI es muy sensible a las ráfagas de viento (Towsey 2014).

Análisis de las antropofonías en ambas carreteras

Se han sugerido directrices para el monitoreo del paisaje sonoro en bosques tropicales. Se indican que una programación de grabación de un minuto cada 5 minutos durante las 24 horas del día, puede mantener un alto grado de información acústica de una localidad. A la vez este esquema de programación favorece el ahorro de energía de las baterías y la capacidad de almacenamiento de las tarjetas de memoria (Pieretti et al. 2015). En la metodología de varios estudios del paisaje sonoro se ha utilizado el análisis de muestras de un minuto (Rodríguez et al. 2013, Wimmer et al. 2013, Towsey et al. 2014). En el presente estudio el análisis de los 10 minutos por grabación permitió obtener una muestra del número de vehículos que circulan por las carreteras internas del parque, probablemente el uso de muestreos de un minuto habría ocasionado pérdida de información. En todo caso, se deberían ampliar los períodos de grabación, en especial durante las temporadas altas de visitación al parque, para detectar un mayor número de antropofonías y tener una mejor representación del paisaje sonoro.

Respecto al número de vehículos registrados en las grabaciones por hora del día y por día de la semana, los resultados obtenidos únicamente permiten observar posibles tendencias ya que se requieren más número de semanas de muestreo, debido a los amplios intervalos de confianza. En la carretera de asfalto se esperaba que los fines de semana tuvieran más número de vehículos debido al incremento del turismo; sin embargo, se observó una tendencia con valores más altos del número total de vehículos de lunes a viernes. También se observó una tendencia con mayor número promedio de vehículos a las 8:00 y 16:00 horas, lo cual también se reflejó en los resultados de los índices acústicos a 10 m del borde. Por esta carretera deben circular todos los vehículos que ingresan al PNSR, tanto los que se dirigen hacia el Museo Histórico La Casona así como los que van hasta Playa Naranja. Además de

los vehículos asociados al sector turístico, también hacen uso de esta carretera vehículos relacionados a actividades laborales, administrativas, educativas, comerciales; así como vecinos de fincas aledañas al parque. Por su parte en la carretera de lastre, los resultados sugieren una tendencia de mayor tráfico vehicular los días viernes, sábados y domingos. Es decir, indican la presencia de vehículos asociados al turismo que visita Playa Naranjo, o bien el Mirador Valle Naranjo y el Sendero Los Patos a lo largo del camino.

En el presente estudio el número de vehículos detectados en las grabaciones de la carretera de asfalto fue cuatro veces mayor que en la de lastre. Estos resultados concuerdan con la tendencia de los registros de visitantes del PNSR. Para el año 2014 en el sector Santa Rosa se registraron 32292 visitantes, casi cuatro veces más que los visitantes al área de Playa Naranjo con 8171 visitantes (AGC 2015b). Esto debido que las condiciones de la carretera de lastre son aptas únicamente para vehículos de doble terreno, principalmente en época lluviosa. Se requiere tener información sistemática sobre la cantidad y el tipo de vehículos que ingresan al PNSR, en especial durante la temporada alta de turismo, es decir a fin de año, en semana santa o días feriados.

Durante el periodo de muestreo, el tráfico en las carreteras internas del PNSR podría considerarse irregular comparado con la Carretera Interamericana Norte donde el tránsito es más constante. Los resultados obtenidos sobre el número de vehículos por hora en la carretera de asfalto (11 vehículos por hora), a pesar de que requieren mayor esfuerzo de muestreo, son mucho menores a estimaciones preliminares del número de vehículos por hora para la sección de la Carretera Interamericana Norte que pasa afuera del PNSR, que van de 156 a 170 vehículos por hora (Arévalo 2015); o bien de 124 vehículos por hora durante la estación seca y 104 vehículos por hora en la estación lluviosa (Arévalo 2010). Otras estimaciones a lo largo de todo el tramo que atraviesa al ACG indican un promedio de 1190 vehículos por día (Torres 2011). Sin embargo, los resultados son mayores a una estimación preliminar realizada en la carretera de acceso al PNSR, donde se indican valores de 5 a 9 vehículos por hora (Arévalo 2015). En la carretera de asfalto del PNSR puede ser posible que se favorezcan altas velocidades, las cuales están asociadas al ruido, debido al tráfico intermitente o de baja intensidad. Durante la época de muestreo fue común observar vehículos que transitaban a altas velocidades dentro del parque.

Respecto a los niveles de ruido, los niveles no superan los 49 dB(A) en todos los sitios y distancias muestreadas, estos resultados se vieron afectados por la presencia de viento fuerte. En el mapa de ruido que incluye los resultados del ruido del tráfico en ambas carreteras, los valores se incrementan hasta 72 dB(A) en los alrededores de las carreteras, pero al parecer

se disminuye antes de los 250 m. Estos valores son distintos a los registrados en una estimación preliminar realizada en el PNSR, donde el valor máximo del ruido fue de 53.8 dB(A) y el mínimo de 35.1 dB(A) en la carretera de acceso. En el segmento de la Carretera Interamericana Norte que pasa por el PNSR también se han realizado estimaciones, con un valor máximo de 82.9 dB(A) y un mínimo de 33.2 dB(A); en el mapa de ruido de este segmento se incluye un rango entre 54 y 90 dB(A), se indica que el ruido penetra a ambos lados, pero se atenúa con la distancia y la vegetación (Arévalo 2015). Para ésta última carretera existen otras estimaciones que indican valores máximos de casi 53.3 dB(A) y mínimos de 48.3 dB(A), con un promedio diario de 51.6 dB(A) con datos tomados las 24 horas (Torres 2011). Los muestreos del presente estudio fueron diferentes, además para elaborar uno de los mapas de ruido, se utilizó el promedio de los valores de los decibels ocasionados por los vehículos lo cual no representa un promedio diario de los niveles del ruido, ya que no incluye periodos sin presencia de vehículos a lo largo del día, ya que el tráfico en el PNSR no es constante.

Implicaciones para la conservación y el manejo del paisaje sonoro natural del Parque Nacional Santa Rosa

Una de las prioridades de investigación en el tema de índices acústicos es su aplicación en las regiones tropicales (Fuller et al. 2015), por lo que el presente estudio contribuye al conocimiento del paisaje sonoro del bosque seco tropical. Para la conservación del paisaje sonoro natural del PNSR no basta solamente con continuar muestreos sistemáticos en diferentes sitios y épocas. Ya que se considera necesaria una visión regional, pues la reciente ampliación a cuatro carriles de la Carretera Interamericana Norte, previo al tramo que atraviesa al ACG, podría implicar un incremento en número de vehículos que transitan en dicha carretera, así como en el número de visitantes al PNSR y demás áreas de interés turístico del ACG, con posibles impactos negativos al paisaje sonoro natural.

La investigación del paisaje sonoro, incluso con dispositivos de grabación de bajo costo, genera nuevas oportunidades para muestrear con mayor precisión la heterogeneidad ambiental, para el monitoreo biológico y para la detección de especies raras. Permite obtener una correlación objetiva entre la actividad de las especies vocales, las características ambientales y la actividad humana (Farina et al. 2014*b*). Dentro de un área silvestre protegida la protección del paisaje sonoro implica el reconocimiento del mismo como un recurso natural y por lo tanto sujeto a investigación, conservación, identificación de amenazas, manejo y monitoreo (Dumyahn y Pijanowski 2011*a*).

Esto requiere controlar los cambios en las comunidades acústicas, proteger los sitios con mayores niveles de biofonías y restaurar las biofonías en sitios degradados (Farina et al. 2014*a*). Por ejemplo, la pérdida de biodiversidad de una zona boscosa, trae como consecuencia la pérdida de biofonías y por lo tanto cambios en el paisaje sonoro. En ese sentido, el objetivo debe ser la conservación del paisaje sonoro natural y encaminar medidas de manejo para la protección de las biofonías y la reducción de amenazas como las antropofonías o las biofonías de especies invasoras. Los bosques tropicales poseen una alta y compleja diversidad acústica que se puede ver alterada por el ruido antropogénico; la complejidad acústica forma parte de la biodiversidad, por lo que debe ser considerada junto con la riqueza de especies y la diversidad funcional en la preservación de los hábitats (Rodríguez et al. 2014).

En las áreas silvestres protegidas generalmente se dificulta el monitoreo de alteraciones locales, como la invasión de especies o la contaminación sonora, por medio de métodos tradicionales. Por lo que el uso de métodos acústicos puede beneficiar la detección temprana de cambios en las comunidades acústicas. Además, los muestreos acústicos

pueden usarse para el monitoreo de procesos y planes de restauración (Gasc et al. 2015). El PNSR ofrece la oportunidad de conocer los cambios en el paisaje sonoro debido a las diferentes etapas de sucesión del bosque seco. Los bosques secos estudiados fueron secundarios, por lo que hace falta comparar el nivel de biofonías según los mismos índices utilizados en el presente estudio, con el bosque seco maduro o primario y otros sectores sin la influencia de las antropofonías de las carreteras, como el Sector Santa Elena. Los resultados obtenidos reflejan el estado actual del paisaje sonoro y sirven como base para comparaciones a lo largo del tiempo de cómo van cambiando las biofonías respecto a la sucesión del bosque.

Otro aspecto de la conservación del paisaje sonoro natural está relacionado con la herencia cultural y valores espirituales asociados a un lugar (Farina et al. 2014a). Esto debido a que los paisajes naturales cumplen un papel relevante en el mantenimiento del sentido de lugar y la identidad social (Dumyahn y Pijanowski 2011a, Farina y Pieretti 2012). Los sentidos, como la vista o el oído, contribuyen en los humanos a crear una noción de lugar. El apego, la identidad y los valores hacia un sitio pueden ser moldeados por los sonidos naturales o antropogénicos de un ecosistema (Pijanowsky 2016). Es decir, los sonidos naturales de un lugar generan experiencias personales, vínculos emocionales y significados que permiten una conexión con la naturaleza. Por ejemplo, los sonidos propios de las áreas rurales se van perdiendo con la urbanización o la industrialización. En ese sentido, la conservación del paisaje sonoro natural en las áreas silvestres protegidas requiere el mantenimiento de atributos, tales como ambientes acústicos naturales, que generen sensación de paz y tranquilidad a los visitantes, principalmente a los que huyen de la contaminación sónica de las áreas urbanas (Farina y Pieretti 2012). El PNSR es el segundo con mayor visitación dentro de la ACG (ACG 2015b); lo que implica garantizar experiencias positivas a los visitantes relacionadas a la conservación del paisaje sonoro característico del bosque seco, libre de contaminación sónica. Sin embargo, esto también implica el manejo de las antropofonías que son provocadas por los mismos visitantes, tales como el tráfico vehicular.

En un estudio sobre la percepción de los visitantes respecto a la contaminación sónica en un área silvestre protegida de España, se consideró que excepto por el ruido provocado por el paso de aviones, la mayoría de los ruidos molestos eran generados por los mismos visitantes. En especial por el tráfico vehicular, ya que la mayoría llegaba en su propio vehículo; así como por las voces y conversaciones, e incluso por el sonido de los teléfonos celulares. Se determinó que los visitantes estaban dispuestos a pagar una cuota de entrada destinada al desarrollo de un programa de reducción del ruido (Iglesias-Merchan et al. 2014). La conservación del paisaje sonoro natural debe ir más allá de solamente mitigar el ruido

antropogénico, ya que debe abarcar aspectos como la cuantificación de la variación espacio-temporal del mismo. El desarrollo de un plan específico para la conservación y manejo del paisaje sonoro del PNSR se considera urgente. En dicho plan se abarcaría la mitigación del ruido dentro del parque. Un plan de este tipo tiene como objetivo principal la conservación de los atributos acústicos que garanticen el funcionamiento de los procesos ecológicos dentro del ecosistema, así como la protección de la complejidad acústica como un indicador de la riqueza de especies o de hábitats sin intervención del ruido. Este tipo de plan incluye ejes relacionados con la reducción del ruido antropogénico en general; así como el control vehicular, incluso el ingreso de vehículos de investigadores a zonas restringidas; la reducción de las amenazas de fragmentación de hábitats; la prevención de la contaminación sónica y la educación ambiental específica en el tema de paisaje sonoro (Farina 2014).

El manejo del ruido por el paso de aviones, posiblemente esté fuera de alcance; sin embargo, el ruido que se genera dentro del PNSR sí puede ser regulado y manejado. Existen diversas medidas para la reducción del ruido dentro de áreas silvestres protegidas; como por ejemplo, el uso de transporte colectivo o buses para los visitantes que permite la reducción del número de vehículos en las carreteras internas de los parques nacionales (Lynch et al 2011). Otras medidas de manejo incluyen el cierre temporal de los caminos durante la época reproductiva de especies amenazadas, debido al impacto del ruido del tráfico y el atropellamiento. O bien la eliminación de caminos o senderos en áreas de distribución de dichas especies, o la designación permanente de zonas naturales tranquilas o silenciosas. En general, las medidas se refieren a la restricción del número de vehículos, definición de límites de velocidad, así como el uso de reductores de velocidad y de superficies porosas en las carreteras (Slabbekoorn y Ripmeester 2008, Lynch et al. 2011). De igual forma, el mantenimiento de los vehículos es una medida simple para el control del ruido, además de la sustitución de las alarmas de los mismos. Las áreas silvestres deberían utilizar nuevas tecnologías menos ruidosas, como por ejemplo vehículos eléctricos (Reid y Olson 2013).

En las áreas silvestres protegidas se pueden encontrar diferentes tipos de paisaje sonoro, tales como las áreas naturales tranquilas o silenciosas que son importantes para las especies que se comunican en estos espacios acústicos, por lo que deben ser protegidas de los sonidos de bajas frecuencias como el ruido antropogénico que viajan o se dispersan más lejos. Además, se encuentran paisajes sonoros representativos, sensibles y amenazados; que incluyen áreas con alta integridad ecológica, hábitats reproductivos de especies amenazadas que se comunican acústicamente o bien sitios con pérdida de biodiversidad y biofonías. Pero también pueden contener paisajes sonoros recreacionales, como por ejemplo el sonido de las

cataratas. Estas áreas pueden llegar a ser dominadas por las antropofonías asociadas al turismo, por lo que requieren un cuidadoso manejo y monitoreo para evitar la pérdida de los sonidos naturales (Dumyahn y Pijanowski 2011a). Los senderos asociados a la carretera asfaltada, que son utilizados principalmente por investigadores, podrían ser propuestos como zonas tranquilas o silenciosas. De igual forma la carretera de lastre debería tener un manejo especial que incluya el acceso solamente en horarios diurnos y fuera de las primeras horas de la mañana para no afectar a los coros del amanecer.

En la carretera de asfalto el PNSR debería desarrollar de forma inmediata acciones para el control de la velocidad de los vehículos. Esto a través de la concientización a los visitantes, distribuidores, investigadores, personal administrativo, personal de las fincas vecinas y otros usuarios de la carretera, respecto a transitar a baja velocidad para evitar el ruido y el atropellamiento de fauna. La caseta en la entrada al PNSR se encontraba deshabilitada en la época de los muestreos por cuestiones de seguridad. No se observó señalética específica asociada a la disminución del ruido, ni mecanismos de reducción de velocidad en la carretera de asfalto. Sin embargo, sí se observó el tránsito de vehículos a alta velocidad. Es decir no existen mecanismos que permitan informar y concientizar a los visitantes sobre las problemáticas relacionadas al ruido y atropellamiento de fauna en dicha carretera previo a su llegada al área del museo. Para la colocación de reductores de velocidad es necesario tomar en cuenta los resultados de estudios de atropellamiento de fauna que indiquen la selección de los lugares más adecuados a lo largo de esta carretera.

En el presente estudio los camiones, las motocicletas y las busetas presentaron los valores más altos de ruido de hasta 80 dB(A); mientras que todos los sitios muestreados presentaron valores de hasta 48 db(A) incluso los ubicados a la orilla de las carreteras sin la presencia del paso de vehículos. En ese sentido, también se considera prioritario el control del número y tipo de vehículos que ingresan al PNSR. En especial para las motocicletas, es decir establecer medidas para que la cantidad sea pausada o bien restringida. Las motocicletas se han considerado dentro de las principales fuentes de ruido en otras áreas silvestres protegidas, en especial durante los fines de semana cuando llegan grupos grandes o clubes de motociclistas (Miller 2008, Iglesias-Merchan et al. 2014). En una ocasión fuera de la época de muestreo del presente estudio, se observó un grupo de 12 motociclistas en la carretera de lastre hacia Playa Naranjo.

Es importante el manejo del ruido del tráfico vehicular dentro del PNSR debido a los potenciales efectos para la vida silvestre. No solamente la presencia del ruido produce cambios en el comportamiento y distribución de las especies, sino también el nivel del ruido juega un

papel crucial. En un estudio experimental de campo, con machos de una especie de ave y con un ruido de fondo de 55 dB(A), se observó que al incrementar el ruido a 70 dB(A) la frecuencia mínima del canto se incrementó, mientras que la complejidad y duración disminuyeron. Al incrementar el ruido a 90 dB(A) se produjo un mayor número de individuos que se alejaron de la fuente de sonido. Lo que indica que el ruido puede afectar al comportamiento y potencialmente a la dinámica animal (McLaughlin y Kunc 2013).

En un estudio preliminar sobre los efectos del ruido de la Carretera Interamericana Norte, en el segmento que atraviesa al PNSR, se observó que en la época seca la atenuación del ruido del tráfico fue menor que en la época lluviosa debido a la falta de follaje. El nivel de ruido dentro del bosque a 160 m de la carretera fue mayor a 60 dB en ambas temporadas; se consideró que dicho nivel de ruido afecta negativamente a la comunicación de algunas especies de aves paseriformes y que los efectos pueden ser distintos de acuerdo a la temporada y estratos del bosque (Arévalo 2010). El ruido por el alto tráfico vehicular puede reducir la distribución y la densidad de individuos reproductivos de muchas especies de aves en zonas de 40 a 1500 m adyacentes a las carreteras (NRC 2005). Tanto las densidades poblacionales de aves como de mamíferos decrecen según la cercanía a las carreteras. Sin embargo, los efectos de las carreteras afectan a las aves en distancias más cortas; mientras que para la mayoría de mamíferos los efectos se extienden hasta más de 5 km de distancia hacia las carreteras según el tipo de hábitat (Benítez-López et al. 2010).

En otro estudio, el nivel del ruido disminuyó gradualmente de 65 dB(A), en la orilla de una carretera muy transitada, hasta 44 dB(A) en menos de 500 m; pero también se observó una variación espacial del ruido independientemente de la distancia. Además, los días entre semana resultaron ser más ruidosos que los fines de semana. Por otro lado, la temperatura, la dirección y velocidad del viento tuvieron un efecto sobre el nivel del ruido. Por último, las frecuencias bajas del ruido no se atenuaron tan fácilmente con la distancia. Todo esto impactó negativamente el éxito reproductivo de aves, incluso de especies comunes en áreas urbanas, con una menor nidada y pocas crías en las zonas más ruidosas (Halfwerk et al. 2011).

Otro efecto del ruido es el enmascaramiento de las señales acústicas, especialmente pronunciado en las especies de aves que vocalizan en frecuencias bajas las cuales se traslapan con el ruido del tráfico. En un estudio en la región templada, se designaron zonas ruidosas a sitios ubicados a 250 m de carreteras con de tráfico vehicular denso, mientras que las zonas ubicadas a 700 m se consideraron tranquilas. El ruido del tráfico se consideró alto de 44.57 a 56.88 dB(A), en las zonas tranquilas los niveles de ruido fueron de 40.98 a 52.07 dB(A). La probabilidad de detección de especies de aves que vocalizan en frecuencias bajas

fue 10 veces menor en las zonas ruidosas (Goodwin y Shirver 2010). En el presente estudio los niveles promedio de los sitios de grabación fueron de 41.3 a 46.2 dB(A). Según esta clasificación, se pueden considerar similares a los de la zona tranquila, ya que corresponden a los valores sin la presencia de vehículos, aunque estuvieron influenciados por la presencia del viento.

Las áreas naturales no son necesariamente silenciosas debido al amplio espectro de sonidos bióticos o físicos, pero sí deben estar protegidas de la contaminación por ruido antropogénico; por ejemplo en Europa existe legislación que permite establecer reservas de sonidos de origen natural y zonas naturales tranquilas para preservar la buena calidad acústica; el nivel del límite de sonido permitido es de 50 dB (Iglesias-Merchan 2014). El paisaje sonoro natural en las áreas silvestres naturales de zonas templadas, se caracteriza por bajos niveles de presión sonora, que pueden ir desde 10 a 40 dB(A), comparado con áreas suburbanas y urbanas con valores de 40 hasta 80 dB(A). El sonido en un bosque generalmente alcanza un nivel de 30 dB(A), comparable con el sonido en una biblioteca; mientras que en una carretera con tráfico intenso el nivel sonoro alcanza 80 dB(A), que es el límite de seguridad para un ruido continuo, considerado muy alto y molesto para el ser humano (Miller 2003, Iglesias-Merchan 2014). En Costa Rica la legislación designa como zonas de tranquilidad a los hospitales y otras áreas, en donde los valores máximos permitidos son de 50 dB durante el día y 45 dB durante la noche (Reglamento 39200-S). En las áreas naturales tranquilas el ruido puede ser más audible y extenderse en un área mayor (Miller 2003). Por ejemplo, el ruido producido por los vehículos puede viajar hasta 4 km de distancia de acuerdo al tipo e intensidad del tráfico (Farina 2014).

La capacidad de carga es otro tema relacionado con el paisaje sonoro, debido a las antropofonías durante la temporada alta de visitantes, generadas en los senderos, en el área de acampar y en los parqueos. El turismo masivo en los parques nacionales requiere de medidas de manejo para evitar impactos hacia los recursos naturales; pero también requiere medidas para que la satisfacción de los visitantes sea alta (Farina 2014). El ruido en los parques nacionales es un tema de discusión sobre el conflicto entre la preservación y el acceso a la recreación. Es por ello que debe existir un equilibrio responsable entre la conservación de los recursos naturales y la limitación de los impactos por parte de los visitantes, en este caso la contaminación sónica (Farina 2014).

Respecto a la educación ambiental, el tema del paisaje sonoro permite incorporar actividades específicas orientadas a la concientización de la contaminación sónica, la apreciación de los sonidos naturales y una interpretación holística del paisaje. En el PNSR

existen instalaciones, como el sendero Indio Desnudo, donde fácilmente podrían realizarse caminatas sonoras (del inglés *soundwalk*). Esta actividad es una herramienta educativa que consiste en una excursión o caminata dedicada a explorar el ambiente sonoro de un área, ya que su principal objetivo es escuchar los sonidos presentes, a la vez que desarrolla habilidades acústicas por medio de la detección y reconocimiento de sonidos. Los sonidos pueden ser grabados, o simplemente anotados (Farina 2014). Todo esto con el fin de generar una reflexión sobre la importancia del paisaje sonoro en cuanto a los valores como la serenidad y la tranquilidad asociados a los sonidos naturales, así como los efectos de las antropofonías en la salud. O bien reflexionar sobre la importancia de las áreas silvestres protegidas en la protección de las biofonías, sobre los sonidos característicos del bosque seco del PNSR y el sentido de lugar, así como la prevención de la contaminación sónica. Por último, la grabación del paisaje sonoro puede servir para la creación de una biblioteca de sonidos y para la elaboración de materiales audiovisuales.

CONCLUSIONES

- El PNSR presentó altos niveles de antropofonías, según los valores negativos del índice NDSI. Sin embargo, los valores promedios en ambas carreteras fueron positivos lo que indica una mayor proporción de biofonías.
- En la carretera de asfalto se observó un patrón esperado, es decir mayor número de antropofonías cerca del borde y mayor número de biofonías lejos de la carretera. El índice NDSI representó las características acústicas del paisaje sonoro en esta carretera.
- La presencia de geofonías durante el período de muestreo, como por ejemplo viento fuerte, estuvo influenciada por el fenómeno El Niño Oscilación Sur.
- El número de vehículos registrados en las grabaciones de la carretera de lastre fue cuatro veces menor que en la de asfalto.
- En los sitios distantes a ambas carreteras la variación temporal del paisaje sonoro no se afectó por los días de la semana.
- Se observó una tendencia del índice ACI con mayores valores al borde de la carretera de asfalto, lo cual podría apoyar la hipótesis del efecto Lombard, como posible adaptación al efecto del ruido del tráfico vehicular dentro del PNSR.
- El tráfico vehicular dentro del PNSR durante el período muestreado podría considerarse irregular comparado con la Carretera Interamericana Norte. Sin embargo, el tránsito de vehículos como camiones y motocicletas, podrían generar altos niveles de ruido.
- Se observó una tendencia de mayor número promedio de vehículos a las 8:00 y 16:00 horas en la carretera de asfalto; que puede estar asociada a actividades laborales y al horario atención al turismo dentro del PNSR.

RECOMENDACIONES

- El PNSR debe desarrollar y ejecutar un Plan de Conservación del Paisaje Sonoro Natural destinado a la protección de las biofonías propias del bosque seco tropical y al manejo de las antropofonías ocasionadas por el turismo y demás actividades dentro del parque. Debe contener medidas para la mitigación del ruido, que abarquen a todos los usuarios de las carreteras internas y los senderos asociados. Además, debe incorporar al programa de educación ambiental ya existente, actividades puntuales de concientización sobre la importancia ecológica y social del paisaje sonoro.
- El PNSR debe tomar medidas inmediatas para disminuir el ruido ocasionado por el tráfico vehicular dentro del parque. El ingreso de vehículos al PNSR debe ser regulado. Previo al ingreso, todos los visitantes y demás usuarios de las carreteras internas, deben recibir información sobre las condiciones y regulaciones para transitar en las carreteras del parque. Como por ejemplo, reducción de la velocidad y establecimiento de límites máximos permitidos; ingreso y egreso únicamente en los horarios establecidos; uso de silenciadores; prohibición de música a alto volumen; limitaciones en el uso del claxon, así como el control de las alarmas de los vehículos y uso de adecuado de frenos. Para ello es necesario reactivar y reorientar las funciones de la caseta de entrada.
- Se debe instalar señalética y dispositivos para la reducción de velocidad en la carretera asfaltada, cuya ubicación debe estar basada en estudios previos de atropellamiento de fauna.
- Es necesario monitorear las proporciones de antropofonías y los niveles de ruido en ambas carreteras. Evaluar las medidas de manejo del ruido. Llevar un registro del tipo y número de vehículos que ingresan al PNSR. Tomar medidas específicas para el control de vehículos ruidosos tales como camiones o grupos grandes de motocicletas.
- Se requiere cuantificar el paisaje sonoro al borde de ambas carreteras y en sitios lejanos, durante las épocas de mayor visitación turística al PNSR.
- Hace falta caracterizar el paisaje sonoro del segmento de la Carretera Interamericana Norte afuera del PNSR, en especial por el potencial incremento del tráfico vehicular y de visitantes, debido a la ampliación de la misma en el tramo previo al parque.

- Se debe comparar los niveles de antropofonías y biofonías del presente estudio con sitios dentro del PNSR sin la influencia del tráfico vehicular de las carreteras internas, tales como el sector Santa Elena.
- Hace falta cuantificar el paisaje sonoro en diferentes estados de sucesión del bosque seco tropical; en diferentes épocas y con muestreos durante las 24 horas del día. Incluir épocas reproductivas de aves, anfibios e insectos y de especies migratorias. Comparar los resultados del presente estudio con la misma época sin la influencia del fenómeno El Niño Oscilación Sur. Evaluar el comportamiento del índice ACI al borde de las carreteras y su relación con el efecto Lombard.
- Se deben realizar estudios específicos sobre los impactos del ruido en la fauna silvestre, que incluyan estudios acústicos y poblacionales de especies reproductivas en los hábitats aledaños a las carreteras internas del parque.
- El PNSR puede designar zonas tranquilas o silenciosas, en las cuales el acceso en vehículos sea restringido, para garantizar los procesos ecológicos sin los efectos del ruido. En esta categoría se pueden incluir a los senderos aledaños a la carretera asfaltada y también a toda la carretera de lastre, para que los impactos del ruido sean mínimos.
- En el PNSR se pueden realizar estudios de percepción sobre el paisaje sonoro, con el fin de identificar las motivaciones y expectativas que los visitantes tienen respecto a los valores asociados a los sonidos naturales. Se debe cuantificar el paisaje sonoro en los senderos y evaluar medidas asociadas a la capacidad de carga.

LITERATURA CITADA

- Aide, T. M., Corrada-Bravo, C., Campos-Cerqueira, M., Milan, C., Vega, G., y R. Álvarez. 2013. Real-time bioacoustics monitoring and automated species identification. *PeerJ* 1:e103.
- Airport Cooperative Research Program (ACRP). 2008. Effects of aircraft noise: research update on selected topics. ACRP Synthesis 9. Transportation Research Board. Washington D. C. USA.
- Anger, G. 2015. ¿Cómo afecta el ruido a los bosques tropicales maduros? Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales. *Revista Trópicos* septiembre. Panamá.
- Área de Conservación Guanacaste [ACGa]. 2015. Parque Nacional Santa Rosa. <<http://www.acguanacaste.ac.cr/turismo/sector-santa-rosa>>. Visitada el 5 de diciembre de 2015.
- Área de Conservación Guanacaste [ACGb]. 2015. Informe de visitación 2014 Área de Conservación Guanacaste. SINAC. Costa Rica.
- Arévalo, J. E. 2010. Efecto del ruido de la Carretera Panamericana sobre la avifauna del Parque Nacional Santa Rosa. *Centro de Estudios Sobre Desarrollo Sostenible, SFS. CEDRELA* 2:2.
- Arévalo, J. E., y K. Newhard. 2011. Traffic noise affects forest bird species in a protected tropical forest. *Revista de Biología Tropical* 59(2):969-980.
- Arévalo, J. E. 2015. Mapas de ruido ambiental como herramientas de monitoreo sónico en áreas. *Centro de Estudios Sobre Desarrollo Sostenible, SFS. CEDRELA* 6:4.
- Audacity Development Team. 2010. Audacity. <http://audacity.sourceforge.net>
- Barber, J. R., Crooks, K. R., y K. M. Fristrup. 2010. The costs of chronic noise exposure for terrestrial organisms. *Trends in Ecology & Evolution* 25(3):180-189.
- Barber, J. R., Burdett, C. L., Reed, S. E., Warner, K. A., Formichella, C., Crooks, K. R., Theobald, D. M. y K. M. Fristrup. 2011. Anthropogenic noise exposure in protected natural areas: estimating the scale of ecological consequences. *Landscape Ecology* 26(9):1281-1295.
- Benítez-López, A., Alkemade, R., y P. A. Verweij. 2010. The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: a meta-analysis. *Biological Conservation* 143(6):1307-1316.
- Blumstein, D. T., Mennill, D. J., Clemins, P., Girod, L., Yao, K., Patricelli, G., Deppe, J. L., Krakauer, A. H., Clark, C., Cortopassi, K. A. y S. F. Hanser. 2011. Acoustic monitoring in terrestrial environments using microphone arrays: applications, technological considerations and prospectus. *Journal of Applied Ecology* 48(3):758-767.

- Bobryk, C. W., Rega-Brodsky, C. C., Bardhan, S., Farina, A., He, H. S., y S. Jose. 2015. A rapid soundscape analysis to quantify conservation benefits of temperate agroforestry systems using low-cost technology. *Agroforestry Systems* 1-12.
- Bolaños, R. A., Watson, V., y J. Tosi. 2005. Mapa ecológico de Costa Rica (Zonas de Vida). Esc. 1:400,000. Centro Científico Tropical. Costa Rica.
- Bolaños, P. 2015. Paisaje sonoro en bosques de montaña de Guatemala. Tesis maestría. Universidad de San Carlos de Guatemala. Guatemala.
- Bormpoudakis, D., Sueur, J., y J. D. Pantis. 2013. Spatial heterogeneity of ambient sound at the habitat type level: ecological implications and applications. *Landscape Ecology* 28(3):495-506.
- Brown, C. L., Reed, S. E., Dietz, M. S., y K. M. Fristrup. 2013. Detection and classification of motor vehicle noise in a forested landscape. *Environmental Management* 52(5):1262-1270.
- Brumm, H. 2004. The impact of environmental noise on song amplitude in a territorial bird. *Journal of Animal Ecology* 73:434-440.
- Buxton, R. T., Brown, E., Sharman, L., Gabriele, C. M., y M. F. McKenna. 2016. Using bioacoustics to examine shifts in songbird phenology. *Ecology and Evolution*. Doi: 10.1002/ece3.2242.
- Calvo-Alvarado, J., McLennan, B., Sánchez-Azofeifa, A., y T. Garvin. 2009. Deforestation and forest restoration in Guanacaste, Costa Rica: putting conservation policies in context. *Forest Ecology and Management* 258(6):931-940.
- Carvajal-Vanegas, D., y J. C. Calvo-Alvarado. 2013. Tasas de crecimiento, mortalidad y reclutamiento de vegetación en tres estadios sucesionales del bosque seco tropical, Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú* 10(25):1-12.
- Caycedo-Rosales, P. C., Ruiz-Muñoz, J. F., y M. Orozco-Alzate. 2013. Reconocimiento automatizado de señales bioacústicas: una revisión de métodos y aplicaciones. *Ingeniería y Ciencia* 9(18):171-195.
- Depraetere, M., Pavoine, S., Jiguet, F., Gasc, A., Duvail, S., y J. Sueur. 2012. Monitoring animal diversity using acoustic indices: implementation in a temperate woodland. *Ecological Indicators* 13(1):46-54.
- Desjonquères, C., Rybak, F., Depraetere, M., Gasc, A., Le Viol, I., Pavoine, S., y J. Sueur. 2015. First description of underwater acoustic diversity in three temperate ponds. *PeerJ* 3:e1393.

- Douglas, S. B., Heath, D. D., y D. J. Mennill. 2012. Low levels of extra-pair paternity in a neotropical duetting songbird, the rufous-and-white wren (*Thryothorus rufalbus*). *The Condor* 114(2):393-400.
- Duarte, M. H. L., Sousa-Lima, R. S., Young, R. J., Farina, A., Vasconcelos, M., Rodrigues, M. y N. Pieretti. 2015. The impact of noise from open-cast mining on Atlantic forest biophony. *Biological Conservation* 191:623-631.
- Dumyahn, S. L., y B. C. Pijanowski. 2011a. Soundscape conservation. *Landscape Ecology* 26(9):1327-1344.
- Dumyahn, S. L., y B. C. Pijanowski. 2011b. Beyond noise mitigation: managing soundscapes as common-pool resources. *Landscape ecology* 26(9):1311-1326.
- Eldridge, A. C., Casey, M., Moscoso, P., y M. Peck. 2016. A new method for ecoacoustics? Toward the extraction and evaluation of ecologically-meaningful soundscape components using sparse coding methods. *PeerJ* 4 e2108.
- Environmental Systems Research Institute (ESRI). 2015. ArcGIS 10.3. ESRI, Redlands, CA. USA.
- Fahrig, L., y T. Rytwinski. 2009. Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and Society* 14(1):21.
- Farina, A., Pieretti, N., y L. Piccioli. 2011. The soundscape methodology for long-term bird monitoring: a Mediterranean Europe case-study. *Ecological Informatics* 6(6):354-363.
- Farina, A. 2014. *Soundscape ecology: principles, patterns, methods and applications*. Springer, Dordrecht, NL.
- Farina, A., y N. Pieretti. 2014. Sonic environment and vegetation structure: a methodological approach for a soundscape analysis of a Mediterranean maqui. *Ecological Informatics* 21:120-132.
- Farina, A., Buscaino, G., Ceraulo, M., y N. Pieretti. 2014a. The soundscape approach for the assessment and conservation of Mediterranean landscapes: principles and case studies. *Journal of Landscape Ecology* 7(1):10-22.
- Farina, A., James, P., Bobryk, C., Pieretti, N., Lattanzi, E., y J. McWilliam. 2014b. Low cost (audio) recording (LCR) for advancing soundscape ecology towards the conservation of sonic complexity and biodiversity in natural and urban landscapes. *Urban Ecosystems* 17(4):923-944.
- Francis, C. D., Ortega, C. P., y A. Cruz. 2011. Noise pollution filters bird communities based on vocal frequency. *PLoS ONE* 6(11):e27052.

- Fuchs, E. J., y G. Barrantes. 2015. El lenguaje estadístico R aplicado a las ciencias biológicas. Editorial UCR, Costa Rica.
- Fuller, S., Axel, A. C., Tucker, D. y S. H. Gage. 2015. Connecting soundscape to landscape: Which acoustic index best describes landscape configuration? *Ecological Indicators* 58:207-215.
- Gage a S. H., y A. C. Axel. 2014. Visualization of temporal change in soundscape power of a Michigan lake habitat over a 4-year period. *Ecological Informatics* 21:100-109.
- Gage, S. H., Joo, W., Kasten, E. P., Fox, J., y S. Biswas. 2015. Acoustic observations in agricultural landscapes. Páginas 360-377 en S. K. Hamilton, J. E. Doll, y G. P. Robertson, editores. *The Ecology of Agricultural Landscapes: Long-Term Research on the Path to Sustainability*. Oxford University Press, New York, New York, USA.
- Gasc, A., Sueur, J., Pavoine, S., Pellens, R., y P. Grandcolas. 2013. Biodiversity sampling using a global acoustic approach: contrasting sites with microendemics in New Caledonia. *PLoS ONE* 8(5):e65311.
- Gasc, A., Pavoine, S., Lellouch, L., Grandcolas, P., y J. Sueur. 2015. Acoustic indices for biodiversity assessments: analyses of bias based on simulated bird assemblages and recommendations for field surveys. *Biological Conservation* 191:306-312.
- Gillespie, T. W., Grijalva, A., y C. N. Farris. 2000. Diversity, composition, and structure of tropical dry forests in Central America. *Plant Ecology* 147(1):37-47.
- Goodwin, S. E., y W. G. Shriver. 2011. Effects of traffic noise on occupancy patterns of forest birds. *Conservation Biology* 25(2):406-411.
- Goutte, S. Dubois, A., y F. Legendre. 2013. The importance of ambient sound level to characterize anuran habitat. *PLoS ONE* 8(10):e78020.
- Graham, B. A., Sandoval, L., Dabelsteen, T., y D. J. Mennill. 2016. A test of the Acoustic Adaptation Hypothesis in three types of tropical forest: degradation of male and female Rufous-and-white Wren songs. *Bioacoustics*:1-25.
- Gygi, B., Kidd, G. R., y C. S. Watson. 2007. Similarity and categorization of environmental sounds. *Perception & Psychophysics* 69(6):839-855.
- Halfwerk, W., Holleman, L. J., Lessells, C. K., y H. Slabbekoorn. 2011. Negative impact of traffic noise on avian reproductive success. *Journal of Applied Ecology*, 48(1), 210-219.
- Hayes, L. A. 2016. The hills are alive with the sound of music: the interaction between soundscape and vegetation structure in a successional forest. Tesis maestría. Princenton University. USA.

- Hick, K. G., Doucet, S. M., y D. J. Mennill. 2015. Interspecific vocal discrimination in Neotropical wrens: responses to congeneric signals in sympatry and allopatry. *Animal Behaviour* 109:113-121.
- Iglesias-Merchan, C. 2014. Evaluación del ruido ambiental en espacios naturales protegidos: implicaciones para su gestión. Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Madrid. España.
- Iglesias-Merchan, C., Diaz-Balteiro, L., y M. Soliño. 2014. Noise pollution in national parks: soundscape and economic valuation. *Landscape and Urban Planning* 123:1-9.
- Instituto Meteorológico Nacional Costa Rica (IMNa). 2015. Boletín meteorológico mensual junio 2015. Costa Rica.
- Instituto Meteorológico Nacional Costa Rica (IMNb). 2015. Boletín meteorológico mensual julio 2015. Costa Rica.
- Instituto Meteorológico Nacional Costa Rica (IMNc). 2015. Boletín meteorológico mensual agosto 2015. Costa Rica.
- Janzen, D. H. 2000. Costa Rica's Area de Conservación Guanacaste: a long march to survival through non-damaging biodevelopment. *Biodiversity* 1(2):7-20.
- Janzen, D. H. 2004. Ecology of dry-forest wildland insects in the Area de Conservación Guanacaste. Páginas 80-96 *en* Frankie, G. W., Mata, A., y S. B. Vinson. (Editores). *Biodiversity conservation in Costa Rica: learning the lessons in a seasonal dry forest*. University of California Press. California. USA.
- Joo, W., Stuart H. Gage, S. H., y E. P. Kasten. 2011. Analysis and interpretation of variability in soundscapes along an urban-rural gradient. *Landscape and Urban Planning* 103:259-276.
- Kalacska, M., Sanchez-Azofeifa, G. A., Calvo-Alvarado, J. C., Quesada, M., Rivard, B., y D. H. Janzen. 2004. Species composition, similarity and diversity in three successional stages of a seasonally dry tropical forest. *Forest Ecology and Management* 200(1): 227-247.
- Kasten, E. P., Gage, S. H., Fox, J., y W. Joo. 2012. The remote environmental assessment laboratory's acoustic library: an archive for studying soundscape ecology. *Ecological Informatics* 12:50-67.
- Kight, C. R., y J. P. Swaddle. 2011. How and why environmental noise impacts animals: an integrative, mechanistic review. *Ecology Letters* 14(10):1052-1061.
- Klaus, S. P., y S. C. Loughheed. 2013. Changes in breeding phenology of eastern Ontario frogs over four decades. *Ecology and evolution* 3(4):835-845.

- Krause, B., Gage, S. H., y W. Joo. 2011. Measuring and interpreting the temporal variability in the soundscape at four places in Sequoia National Park. *Landscape Ecology* 26(9):1247-1256.
- Krause, B. 2015. *Voices of the wild: animal song, human din and the call to save natural soundscape*. Yale University Press. USA.
- Krause, B., y A. Farina. 2016. Using ecoacoustic methods to survey the impacts of climate change on biodiversity. *Biological Conservation* 195:245-254.
- Kuehne, L. M., Padgham, B. L., y J. D. Olden. 2013. The soundscapes of lakes across an urbanization gradient. *PLoS ONE* 8(2):e55661.
- La Nación. 2013. Gobierno activa defensas en academia policial de Murciélago. Periódico La Nación, 21 de junio de 2013. Disponible en: <http://wfnod01.nacion.com/2011-01-10/EIPais/NotasSecundarias/EIPais2646493.aspx>. Consultado el 11 de abril de 2016.
- La Nación. 2016. Aeropuerto de Liberia recibió 12% más de turistas en el 2015. Periódico La Nación, 3 de enero de 2016. Disponible en: http://www.nacion.com/economía/empresarial/Aeropuerto-Liberia-recibio-turistas_0_1536246429.html. Consultado el 11 de abril de 2016.
- Ley 9078. 2012. Ley de Tránsito por las Vías Públicas Terrestres y Seguridad Vial. La Gaceta, Diario Oficial de Costa Rica. Año CXXXIV, viernes 26 de octubre del 2012, N° 207.Costa Rica.
- Lomolino, M. V., Pijanowski, B. C., y A. Gasc, A. 2015. The silence of biogeography. *Journal of Biogeography* 42(7):1187-1196.
- Lozano, A., Farina, A., y R. Márquez. 2014. ACI (Acoustic Complexity Index): Nueva herramienta para el estudio del canto de anuros. *Quehacer Científico en Chiapas* 9(2):17-27.
- Lynch, E., Joyce, D., y K. Fristrup. 2011. An assessment of noise audibility and sound levels in US National Parks. *Landscape Ecology* 26(9):1297-1309.
- Maynard, D. F., Ward, K. A. A., Doucet, S. M., y D. J. Mennill. 2015. Telemetric and video assessment of female response to male vocal performance in a lek-mating manakin. *Behavioral Ecology* 26(1):65-74.
- McClure, C. J., Ware, H. E., Carlisle, J., Kaltenecker, G., y J. R. Barber. 2013. An experimental investigation into the effects of traffic noise on distributions of birds: avoiding the phantom road. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 280(1773):20132290.
- McLaughlin, K. E., y H. P. Kunc. 2013. Experimentally increased noise levels change spatial and singing behaviour. *Biology Letters* 9(1):20120771.

- Merchant, N. D., Fristrup, K. M., Johnson, M. P., Tyack, P. L., Witt, M. J., Blondel, P., y S. E. Parks. 2015. Measuring acoustic habitats. *Methods in Ecology and Evolution* 6(3):257-265.
- Miles, L., Newton, A. C., DeFries, R. S., Ravilious, C., May, I., Blyth, S., Kapos, V., y J. E. Gordon. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography* 33(3):491-505.
- Miller, N. P. 2003. Transportation noise and recreational lands. *Noise News International*. 11(1): 9-21.
- Miller, N. P. 2008. US National Parks and management of park soundscapes: a review. *Applied Acoustics* 69(2):77-92.
- Montalvo, V., Sáenz, C., Ramírez, S., y E. Carrillo. 2015. Abundancia del jaguar (*Panthera onca*), otros felinos y sus presas potenciales en el Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica. *Cuadernos de Investigación UNED* 7(2):305-311.
- Mullet, T. C., Gage, S. H., Morton, J. M., y F. Huettmann. 2015. Temporal and spatial variation of a winter soundscape in south-central Alaska. *Landscape Ecology* 1-21.
- Nakagawa, S., y I. C. Cuthill. 2007. Effect size, confidence interval and statistical significance: a practical guide for biologists. *Biological Reviews* 82(4):591-605.
- National Research Council (NCR). 2005. Assessing and managing the ecological impacts of paved roads. The National Academies Press. Washington D. C. USA.
- Parris, K. M., y A. Schneider. 2009. Impacts of traffic noise and traffic volume on birds of roadside habitats. *Ecology and Society* 14(1):29.
- Parris, K. M., Velik-Lord, M., North, J. M., y L. Function. 2009. Frogs call at a higher pitch in traffic noise. *Ecology and Society* 14(1):25.
- Pekin, B. K., Jung, J., Villanueva-Rivera, L. J., Pijanowski, B. C., y J. A. Ahumada. 2012. Modeling acoustic diversity using soundscape recordings and LIDAR-derived metrics of vertical forest structure in a neotropical rainforest. *Landscape Ecology* 27(10):1513-1522.
- Pieretti, N., Farina, A., y D. Morri. 2011. A new methodology to infer the singing activity of an avian community: The Acoustic Complexity Index (ACI). *Ecological Indicators* 11:868-873.
- Pieretti, N., y A. Farina. 2013. Application of a recently introduced index for acoustic complexity to an avian soundscape with traffic noise. *Journal Acoustical Society of America* 134(1):891-900.

- Pieretti, N., Duarte, M. H. L., Sous-Lima, R. S., Rodrigues, M., Young, R. J., y A. Farina. 2015. Determining temporal sampling schemes for passive acoustic studies in different tropical ecosystems. *Tropical Conservation Science* 8(1):215-234.
- Pijanowski, B. C., Farina, A., Gage, S. H., Dumyahn, S. L., y B. L. Krause. 2011a. What is soundscape ecology? An introduction and overview of an emerging new science. *Landscape Ecology* 26(9):1213-1232.
- Pijanowski, B. C., Villanueva-Rivera, L. J., Dumyahn, S. L., Farina, A., Krause, B. L., Napoletano, B. M., Gage, S. H., y N. Pieretti. 2011b. Soundscape ecology: the science of sound in the landscape. *BioScience* 61(3):203-216.
- Pijanowski, B. C. 2016. Terrestrial soundscapes: status of ecological research in natural and human-dominated landscapes. Páginas 839-846 *en* Popper, A. N. y A. Hawkins (Editores) *The Effects of Noise on Aquatic Life II*. Springer. New York. USA.
- Pomareda, E., Araya-Gamboa, D., Ríos, Y., Arévalo, E., Aguilar, M., y R. Menacho. 2014. Guía ambiental vías amigables con la vida silvestre. Comité Científico de la Comisión Vías y Vida Silvestre. Costa Rica.
- Powers, J. S., Becknell, J. M., Irving, J., y D. Pèrez-Aviles. 2009. Diversity and structure of regenerating tropical dry forests in Costa Rica: geographic patterns and environmental drivers. *Forest Ecology and Management* 258(6):959-970.
- R Development Core Team. 2015. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. <http://www.R-project.org>
- Reglamento 39200-S. 2000. Reglamento para el control de contaminación por ruido. La Gaceta, Diario Oficial de Costa Rica. Año CXXXVII, viernes 9 de octubre de 2015, N° 197. Costa Rica.
- Reid, P., y S. Olson., editores. 2013. Protecting national park soundscapes. National Academy of Engineering, National Park Service, John A. Volpe National Transportation Systems Center. The National Academies Press, Washington, D. C., USA.
- Roca, I. T., Desrochers, L., Giacomazzo, M., Bertolo, A., Bolduc, P., Deschesnes, R., Martin, C. A., Rainville, V., Rheault, G. y R. Proulx. 2016. Shifting song frequencies in response to anthropogenic noise: a meta-analysis on birds and anurans. *Behavioral Ecology* doi:10.1093/beheco/arw060.
- Rodríguez, A., Gasc, A., Pavoine, S., Grandcolas, P., Gaucher, P., y J. Sueur. 2014. Temporal and spatial variability of animal sound within a neotropical forest. *Ecological Informatics* 21:133-143.
- Salas, E., Salazar E. R., y A. Arias. 2012. Diagnóstico de áreas marinas protegidas y áreas marinas para la pesca responsable en el Pacífico costarricense. Fundación MarViva. Costa Rica.

- Sanders C. E., y D. J. Mennill. 2014. Acoustic monitoring of nocturnally migrating birds accurately assesses the timing and magnitude of migration through the Great Lakes. *The Condor: Ornithological Applications* 116:371-383.
- Sankupellay, M., Towsey, M., Truskinger, A., y P. Roe. 2015. Visual fingerprints of the acoustic environment: the use of acoustic indices to characterise natural habitats. Páginas 1-8 en *IEEE. International Symposium on Big Data Visual Analytics*. Tasmania, Australia.
- Servick, K. 2014. Eavesdropping on ecosystems. *Science* 343(6173):834-837.
- Slabbekoorn, H., y E. A. Ripmeester. 2008. Birdsong and anthropogenic noise: implications and applications for conservation. *Molecular Ecology* 17(1):72-83.
- Smith, D., y J. McIntyre. 2002. Handbook of simplified practice for traffic studies. Center for Transportation Research and Education, Iowa State University. Iowa. USA.
- Solano, J. y R. Villalobos. 2001. Aspectos fisiográficos aplicados a un bosquejo de regionalización geográfico climático de Costa Rica. *Tópicos Meteorológicos y Oceanográficos* 8(1):26-39.
- Sosa-López, J. R., Mennill, D. J., y A. G. Navarro-Sigüenza. 2013. Geographic variation and the evolution of song in Mesoamerican rufous-naped wrens *Campylorhynchus rufinucha*. *Journal of Avian Biology* 44(1):027-038.
- Ström, C. 2013. Rapid biodiversity assessment of a Neotropical rainforest using soundscape recordings. Umea Universitet. Suecia.
- Sueur, J., Pavoine, S., Hamerlynck, O., y S. Duvail. 2008a. Rapid acoustic survey for biodiversity appraisal. *PLoS ONE* 3(12):e4065.
- Sueur J., Aubin T., y C. Simonis. 2008b. Seewave: a free modular tool for sound analysis and synthesis. *Bioacoustics* 18: 213-226.
- Sueur, J., Farina, A., Gasc. A., Pieretti, N., y S. Pavoine. 2014. Acoustic indices for biodiversity assessment and landscape investigation. *Acta Acustica united with Acustica* 100(4):772-781.
- Sueur, J., y A. Farina. 2015. Ecoacoustics: the ecological investigation and interpretation of environmental sound. *Biosemiotics* 8(3):493-502.
- Swiston, K. A. y D. J. Mennill. 2009. Comparison of manual and automated methods for identifying target sounds in audio recordings of Pileated, Pale-billed, and putative Ivory-billed woodpeckers. *Journal of Field Ornithology*, 80(1):42-50.

- Torres, M. L. 2011. Funcionalidad de estructuras subterráneas como pasos de fauna en la carretera interamericana norte que cruza el área de conservación Guanacaste, Costa Rica. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE). Costa Rica.
- Towsey, M., Parsons, S., y J. Sueur. 2014a. Ecology and acoustics at a large scale. *Ecological Informatics* 21:1-3.
- Towsey, M., Wimmer, J., Williamson, I., y P. Roe. 2014b. The use of acoustic indices to determine avian species richness in audio-recordings of the environment. *Ecological Informatics* 21:110-119.
- Trombulak, S. C., y C. A. Frissell. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology* 14(1):18-30.
- Truax, B., y G. W. Barrett. 2011. Soundscape in a context of acoustic and landscape ecology. *Landscape Ecology* 26(9):1201-1207.
- Tucker, D., Gage, S. H., Williamson, I., y S. Fuller. 2014. Linking ecological condition and the soundscape in fragmented Australian forests. *Landscape Ecology* 29(4):745-758.
- United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization [UNESCO]. 2015. Área de Conservación Guanacaste. <http://whc.unesco.org/en/list/928>. Visitada el 5 de diciembre de 2015.
- Vargas-Salinas, F., Cunnington, G. M., Amézquita, A., y L. Fahrig. 2014. Does traffic noise alter calling time in frogs and toads? A case study of anurans in Eastern Ontario, Canada. *Urban Ecosystems* 17(4):945-953.
- Villanueva-Rivera, L. J., Pijanowski, B. C., Doucette, J., y B. Pekin. 2011. A primer of acoustic analysis for landscape ecologists. *Landscape Ecology* 26(9):1233-1246.
- Villanueva-Rivera, L. J., y B. C. Pijanowski. 2015. Package Soundecology Versión 1.3.2. <http://lrvillanueva.github.io/soundecology/>
- Warren, P. S., Katti, M., Ermann, M., y A. Brazel. 2006. Urban bioacoustics: it's not just noise. *Animal Behaviour* 71(3):491-502.
- Wimmer, J., Towsey, M., Roe, P., y I. Williamson. 2013. Sampling environmental acoustic recordings to determine bird species richness. *Ecological Applications* 23(6):1419-1428.
- Wrightson, K. 2000. An introduction to acoustic ecology. *Soundscape the Journal of Acoustic Ecology* 1(1):10-13.
- Zwart, M. C. Baker, A. McGowan, P. J. K. y M. J. Whittingham. 2014. The use of automated bioacoustic recorders to replace human wildlife surveys: an example using nightjars. *PLoS ONE* 9(7): e102770.