

TRABAJO FINAL

**Luz, ruido y biodiversidad:
interrelación y gestión de la contaminación lumínica y sonora a nivel del paisaje**

Florencia Reichmann Martínez

Manejo de Ecosistemas, Licenciatura en Gestión Ambiental
Centro Universitario Regional del Este - Universidad de la República

Docente Orientador: Dr. Andrés Canavero (CURE - UdelaR)

Docente Coorientador: Dr. Matías Arim (CURE - UdelaR)

Departamento de Ecología y Gestión Ambiental

Maldonado, Uruguay
2022



CURE
Centro Universitario
Regional del Este



**UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY**

TRABAJO FINAL

**Luz, ruido y biodiversidad:
interrelación y gestión de la contaminación lumínica y sonora a nivel del paisaje**

Florencia Reichmann Martínez

Manejo de Ecosistemas, Licenciatura en Gestión Ambiental
Centro Universitario Regional del Este - Universidad de la República

Docente Orientador: Dr. Andrés Canavero (CURE - UdelaR)

Docente Coorientador: Dr. Matías Arim (CURE - UdelaR)

Departamento de Ecología y Gestión Ambiental

Maldonado, Uruguay

2022

RESUMEN

Las presiones antropogénicas sobre el paisaje se extienden y se intensifican de forma sostenida, alterando las características naturales de los ecosistemas y sus servicios asociados. La contaminación lumínica y sonora son problemáticas aún poco exploradas y pese a tener características comunes, no se ha extendido el abordaje conjunto. El estudio de sus efectos sobre la biodiversidad considerando la posible interacción entre ellas es fundamental para generar información de calidad en base a la que diseñar medidas de gestión eficientes. En este trabajo se diseñó un muestreo acústico pasivo (PAM) del paisaje sonoro para estimar la respuesta de los organismos a estas presiones y dar cuenta de la estructura del paisaje y sus dinámicas. Por un lado, se exploró la variación espacial de luz nocturna artificial (a partir de la medición de calidad del cielo con SQM) y de ruido antropogénico (estimado a partir del Índice Diferencial de Paisaje Sonoro Normalizado) en un gradiente de contaminación lumínica definido según el “Light pollution map” (www.lightpollutionmap.info). Por otro lado, se diseñó un experimento de campo en 6 sitios sometidos a distintas combinaciones de contaminación lumínica y sonora en un gradiente de urbanización en Maldonado y Rocha. Se calcularon índices acústicos de biodiversidad y se analizaron las variaciones del paisaje acústico natural en relación a los efectos de luz y ruido y su interacción. Los resultados no evidencian una correlación espacial de contaminación lumínica y sonora para el área estudiada. Se destaca que aún existen algunas zonas con cielos nocturnos libres de contaminación lumínica en torno a zonas urbanizadas. El análisis mediante PAM muestra que la luz nocturna artificial altera significativamente el Índice de Entropía Acústica (H) y que la luz nocturna artificial y el ruido antropogénico tienen efectos significativos sobre el Índice de Complejidad Acústica (ACI). Para todos los índices, la interacción entre las variables es estadísticamente significativa, con efectos sinérgicos para H y antagónicos para ACI. Se plantean recomendaciones a la gestión que involucran distintos niveles de organización social y política considerando diferentes escalas y dimensiones; locales, regionales y de paisaje.

PALABRAS CLAVE

paisaje acústico, paisaje lumínico, biodiversidad, índices acústicos

ABSTRACT

Anthropogenic pressures on the landscape are spreading and intensifying, altering the natural characteristics of ecosystems and their associated services. Light and noise pollution are still little explored and despite having common characteristics, their combined impact has not been extensively addressed. The study of the interactive effects on biodiversity is essential to generate information to design efficient management strategies. In this work, a passive acoustic monitoring (PAM) of soundscapes was designed to estimate the response of organisms to these pressures and account for the structure of the landscape and its dynamics. The spatial variation of light and acoustic landscape at a light pollution gradient defined by “Light pollution map” (www.lightpollutionmap.info) was analyzed. Light pollution was measured with a SQM and anthropogenic noise was estimated from the Normalized Soundscape Differential Index. Also, a field experiment was designed for 6 sites exposed to different combinations of light and noise pollution in an urbanization gradient in Maldonado and Rocha. Acoustic biodiversity indices were calculated and the variations of each acoustic landscape were analyzed in relation to the effects of light and noise and their interaction. The results do not show a spatial correlation of light and noise pollution for the urbanization gradient studied. It is noteworthy that there are still some areas with dark skies, free of light pollution, nearby urbanized areas. PAM analysis shows that artificial light at night significantly alters the Acoustic Entropy Index (H) and that artificial light at night and anthropogenic noise have significant effects on the Acoustic Complexity Index (ACI). For all the indices, the interaction between the variables is statistically significant, with synergistic effects for H and antagonistic effects for ACI. Based on the results and including previous experiences developed worldwide, management recommendations are made. We suggest taking into account different levels of social and political organization at different scales; local, regional and landscape scale.

KEYWORDS

acoustic landscape, light landscape, biodiversity, acoustic indices

Índice

RESUMEN	3
ABSTRACT	4
1 - INTRODUCCIÓN	6
2 - JUSTIFICACIÓN	10
2.1 - Paisaje sonoro e índices acústicos	11
3 - OBJETIVOS	15
3.1 - Objetivo general	15
3.2 - Objetivos específicos	15
4 - HIPÓTESIS Y PREDICCIONES	15
5 - MATERIALES Y MÉTODOS	16
5.1 - Área de estudio y sitios de grabación	16
5.2 - Mediciones de calidad de cielo	18
5.3 - Grabaciones	19
5.4 - Índices acústicos	21
6 - RESULTADOS	22
6.1 - Resultados del objetivo específico 1	23
6.2 - Resultados del objetivo específico 2	23
7 - DISCUSIÓN	28
8 - APORTES A LA GESTIÓN	32
8.1 - Gestión a escala local	34
8.2 - Gestión a escala regional	35
8.3 - Gestión de paisaje	36
9 - BIBLIOGRAFÍA	38
10 - APÉNDICES	47
10.1 - APÉNDICE I	47
10.2- APÉNDICE II	48

1 - INTRODUCCIÓN

Las presiones antropogénicas se intensifican y se extienden de forma sostenida a nivel global, contribuyendo a cambios culturales, en la calidad de vida humana y en la biodiversidad (Pijanowski et al. 2011, Gaston et al. 2013, Challéat et al. 2021). Los procesos de urbanización son, a nivel mundial, un desencadenante clave del cambio ecológico y la consecuente pérdida de biodiversidad (IUCN 2009). Los cambios en la estructura físico-química del paisaje—fragmentación, cambio de uso de suelos y pérdida de hábitat—son componentes reconocidos del cambio global que impulsa el crecimiento urbano (McKinney 2002, Naeem et al. 2009). Sin embargo, sólo recientemente se ha prestado atención a otras modificaciones antrópicas, tales como la alteración del paisaje lumínico y sonoro (McKinney 2002, Hölker et al. 2010a, Francis & Barber 2013, Gaston et al. 2013). Los aumentos de emisión de luz nocturna artificial y de ruido antropogénico están estrechamente relacionados al aumento de áreas urbanas, el transporte y la industria (Kight & Swaddle 2011, Pijanowski et al. 2011, Dominoni et al. 2020, Halfwerk & Jerem 2021). En Europa, por ejemplo, menos del 33% del territorio está libre de estos impactos (Votsi et al. 2016) y en Sudamérica se espera un importante crecimiento urbano para las próximas décadas (Montgomery 2008, Seto et al. 2012).

La alteración del paisaje lumínico natural se debe al aumento de la contaminación lumínica. Se entiende por contaminación lumínica a la emisión excesiva de luz nocturna artificial (ALAN, “artificial light at night”) que genera cambios en el paisaje nocturno natural y tiene consecuencias negativas sobre la salud humana, la economía, la cultura y los ecosistemas (Hölker et al. 2010a, 2010b, 2021, Kight & Swaddle 2011, Falchi et al. 2016, Cao et al. 2022). Se estima que la emisión de luz nocturna artificial ha tenido un aumento de entre 3% y 6% anual en la segunda mitad del siglo XX (Kyba et al. 2017) y en torno al 80% de la población mundial reside en sitios con cielos nocturnos contaminados por luz artificial (Falchi et al. 2016). La emisión de luz nocturna artificial consume cerca del 20% de la energía generada a nivel mundial (UNEP 2012) y por parte de la “International Dark-Sky Association” (www.darksky.org) se estima que en Estados Unidos cerca del 35% de la luz emitida es desperdiciada por estar mal dirigida o sin escudos, aportando directamente al aumento de

contaminación lumínica. La emisión excesiva de luz nocturna artificial altera los ciclos naturales de luz/oscuridad, generando impactos en los ritmos biológicos a nivel fisiológico y comportamental, tales como cambios hormonales, des-sincronización de ciclos reproductivos, estrés y desorientación (Bradshaw & Holzapfel 2007, Emerson et al. 2008, Gaston et al. 2013, Dominoni et al. 2016, Rajput 2021).

Las alteraciones por contaminación lumínica afectan a insectos, anfibios, peces, aves, murciélagos y plantas, entre otros (Hölker et al. 2010b, Sanders et al. 2021). Este fenómeno es especialmente estudiado en aves migratorias, ya que cambia el modo en que perciben la duración del día, afectando negativamente el proceso migratorio (Rich & Longcore 2006, Hölker et al. 2010b, Van Doren et al. 2017). Para las aves de hábitos diurnos, la contaminación lumínica genera cambios comportamentales al aumentar el tiempo disponible para el canto y la alimentación (Sanders et al. 2021). Algunas especies de tortugas marinas y peces migratorios también usan la información lumínica como señal de orientación y la existencia de fuentes de luz artificial colabora con la desorientación, alteración de ciclos reproductivos, interferencia en la comunicación entre individuos y exposición a depredación (Hölker et al. 2010b, Davies et al. 2012). Para algunos insectos con fototaxismo positivo, la existencia de fuentes de iluminación artificial pueden hacer que se congreguen en torno a la luz durante horas y mueran exhaustos, reduciendo así la biomasa de la especie en cuestión y alterando la composición relativa de la población y la comunidad (Hölker et al. 2010b, Boyes et al. 2021). También para diversos roedores, anfibios y reptiles, se ha demostrado que la alteración de los ciclos naturales de luz/oscuridad significa la extensión o disminución del tiempo disponible para forrajeo, para el encuentro de pareja, pudiendo alterar las dinámicas depredador/presa (Rich & Longcore 2006; Hölker et al. 2010, Sanders et al. 2021). En cuanto a las especies vegetales, la exposición a luz nocturna artificial puede causar la caída de hojas antes o después de tiempo, alterando los períodos de crecimiento de los individuos y cambiando así la composición de la comunidad vegetal a la que pertenecen (Rich & Longcore 2006, Hölker et al. 2010b). Consecuentemente, la alteración del ciclo natural de luz/oscuridad compromete la preservación de servicios ecosistémicos tales como de aprovisionamiento (e.g. por pérdida de especies y genotipos), de regulación (e.g. por pérdida de polinizadores nocturnos y diurnos) y culturales (e.g. por

valor estético). Puede tener además, consecuencias fisiológicas, psicológicas y culturales en humanos, y consecuencias a nivel ecosistémico y paisajístico debido a la alteración de la cantidad y calidad de la luz incidente en espacios naturales (Rich & Longcore 2006, Hölker et al. 2010a, Gaston 2019, Boyes et al. 2021, Giavi et al. 2021).

Por su parte, la contaminación sonora altera el paisaje acústico natural, siendo éste la porción de biofonías del paisaje acústico en sentido amplio. Se considera contaminación sonora a los ruidos de origen antropogénico, residuales a actividades humanas (e.g. transporte, industria, recreación) que alteran las propiedades espectrales y temporales del paisaje acústico natural (Barber et al. 2010, Pijanowski et al. 2011). En las comunidades biológicas diversas especies utilizan señales acústicas como su principal vía de comunicación para mantener la relación entre individuos, grupos y comunidades (Farina & Gage 2017). A esto se atribuye la gran diversidad de sonidos emitidos por insectos, anuros, aves, primates, cetáceos y roedores, entre otros (Barber et al. 2010, Pijanowski et al. 2011, Morley et al. 2014, Farina & Gage 2017). Las señales acústicas de origen antrópico pueden alterar la recepción de esas señales clave en la comunicación que hacen posible la selección de parejas, la defensa de territorios y colaboran a la cohesión de las poblaciones (Ziegler et al. 2011, Barber et al. 2010, Pijanowski et al. 2011, Farina & Gage 2017). Los efectos de la contaminación sonora incluyen el daño físico del aparato auditivo, estrés, cambios en la distribución espacial y temporal, cambios en la frecuencia y amplitud de las vocalizaciones y dificultad en la detección de presas (Francis & Barber 2013, Malavasi & Farina 2013, Farina & Gage 2017).

El paisaje lumínico y el paisaje sonoro son aspectos clave en el desempeño de diversas especies y su alteración tiene consecuencias sobre los organismos vivos y los ecosistemas que habitan (Halfwerk & Jeremy 2021). Como especie, somos dependientes de los bienes y servicios ecosistémicos y la pérdida de biodiversidad amenaza nuestra capacidad de producción de energía, alimentos, materias primas y la calidad de vida humana (Secretariat of the Convention on Biological Diversity 2000, Millennium Ecosystem Assessment 2005, Kaye et al. 2006, Grimm et al. 2008). La contaminación lumínica y sonora generan cambios en las interacciones intra e interespecíficas, pese a lo cual, las consecuencias reportadas a

nivel comunitario y ecosistémico aún son escasas. Sin embargo, es esperable que estos impactos repercutan en niveles de organización superiores y generen cambios en los ecosistemas y en sus servicios asociados (Pijanowski et al. 2011, Francis & Barber 2013, Gaston et al. 2013, Classen-Rodríguez et al. 2021).

A nivel mundial, la regulación de la contaminación lumínica está apenas desarrollada, pero existe un amplio marco normativo en relación a la contaminación sonora. No obstante, las regulaciones sobre contaminación lumínica y sonora que contemplan el impacto sobre la biodiversidad son apenas incipientes y el enfoque, salvo excepciones, es meramente antropocéntrico (Hölker et al. 2010b, Francis & Barber 2013). En Uruguay, no existe normativa relacionada a la contaminación lumínica y la Ley Nacional¹ que regula las emisiones de contaminación sonora no está aún reglamentada, siendo competencia de las autoridades departamentales el establecimiento de límites máximos permitidos y el control de los mismos (Rossini Iglesias 2021).

Según el último censo poblacional de Uruguay, el 92% de los habitantes del país viven en zonas urbanas (INE 2011) y la tendencia de crecimiento de la población urbana se mantiene en aumento (INE 2004). Para el departamento de Maldonado, la cifra asciende al 96,9% y la tasa de crecimiento poblacional en el departamento es 10 veces superior a la tasa media nacional en el último período intercensal 2004-2011 a causa de la migración interna motivada por oportunidades laborales asociadas al turismo, construcción, hotelería, gastronomía y actividad comercial (Barindelli et al. 2018, Gadino et al. 2022). Este crecimiento urbano se desarrolla en ausencia de planes adecuados de ordenamiento territorial, con consecuencias sobre la calidad ambiental de la zona (Eguino & Adler 2009, Calvo 2011, Barindelli et al. 2018). En un contexto mundial y nacional de crecimiento urbano, reconocer a los cambios en el paisaje lumínico y acústico como partes de un mismo fenómeno y comprender de qué forma interactúan es clave para la regulación de sus efectos y para la preservación de hábitats naturales y de sus servicios asociados (McKinney 2002, Grimm et al. 2008, Hölker et al. 2010a, Halfwerk & Jerem 2021, Sanders et al. 2021).

¹ Ley N° 17.852 de "Prevención, vigilancia y corrección de la contaminación acústica" del 24 de diciembre de 2004

2 - JUSTIFICACIÓN

La contaminación sonora y lumínica como consecuencia del avance de la urbanización son problemáticas con varias características comunes. Debido a su similar dependencia de las actividades antrópicas es esperable que los gradientes de contaminación lumínica y sonora estén correlacionados en el paisaje, y ambas afectan la fisiología y comportamiento de los organismos vivos, pudiendo generar impactos a distintos niveles de organización biológica (Halfwerk & Jerem 2021). Si bien actualmente se encuentra disponible un buen cuerpo de literatura científica sobre ambas temáticas (e.g. Francis & Barber 2013, Gaston et al. 2013, Classen-Rodríguez et al. 2021), notablemente, el abordaje conjunto ha sido escaso.

La consideración conjunta de contaminantes que co-ocurren en tiempo y espacio es fundamental para predecir y comprender el impacto que tienen sobre los organismos y la biodiversidad. A los efectos de distintas formas de contaminación combinadas se les conoce como contaminación multisensorial (Halfwerk & Jerem 2021). Estos efectos pueden interactuar de varias formas (ver Fig. 1). La más sencilla de predecir es la aditiva, que ocurre cuando el efecto de los contaminantes combinados es similar a la suma de los efectos de los contaminantes por separado (Orr et al. 2020). No obstante, existen también interacciones entre múltiples contaminantes que pueden llevar a efectos menores al aditivo (antagónico) o mayores (sinérgicos). Finalmente, también pueden surgir efectos significativos de la combinación de contaminantes, aún cuando los contaminantes por separado no los tienen (modulados) (Halfwerk & Slabbekoorn 2015, Orr et al. 2020, Halfwerk & Jerem 2021).

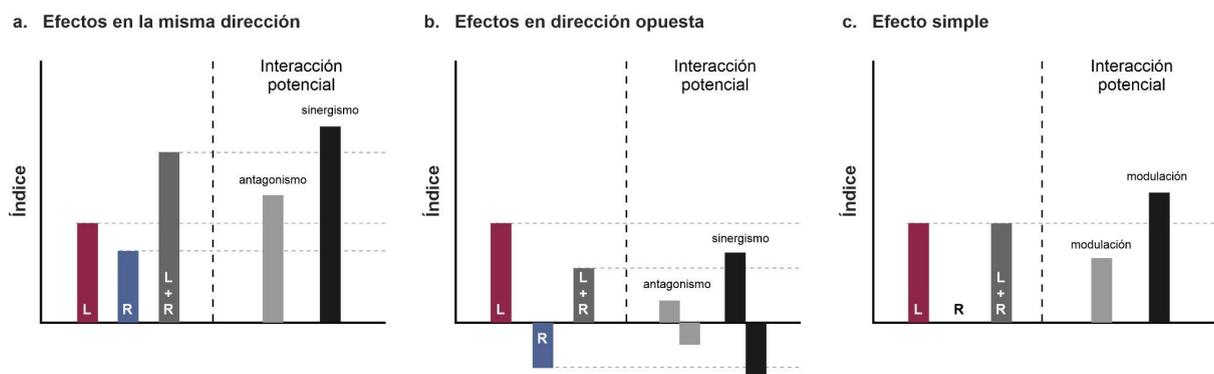


Figura 1. Esquematización de distintos tipos de interacción entre efectos de contaminación lumínica (L) y sonora (R) sobre la biodiversidad. Estas contaminaciones pueden tener: **a.** efectos en la misma dirección; **b.** efectos en direcciones opuestas; **c.** efecto simple de una de las contaminaciones. Para cada caso se plantea el efecto de la suma de L+R y los potenciales efectos de la interacción. Estos efectos pueden ser antagónicos, sinérgicos o modulados. Imágenes modificadas de Halfwerk & Jerem (2021).

Halfwerk & Jerem (2021) realizan una revisión de las investigaciones que analizan la interacción de los efectos de contaminación lumínica y sonora, reportando solamente 15 estudios a nivel mundial que analizan estadísticamente los efectos de la interacción de estos contaminantes. Allí se reportan distintos tipos de efectos: antagónicos, sinérgicos y modulados. La amplia mayoría de los estudios realizados tienen foco en aves y apenas se consideran otros taxa relevantes en el paisaje acústico. El estudio concluye que los trabajos publicados aún son escasos pese a la amplia co-ocurrencia de las contaminaciones, especialmente en áreas urbanas (Halfwerk & Jerem 2021).

La luz nocturna artificial y el ruido antropogénico producen cambios en los patrones de actividad de un amplio arreglo de especies y los impactos específicos dependen del hábitat en que se estudien (Dominoni et al. 2020). Por esto, es fundamental realizar investigaciones que consideren el impacto de la interacción de estos contaminantes a nivel comunitario y ecosistémico, para contar con información de calidad como insumo para el diseño de medidas de gestión eficientes. Actualmente se ha extendido el uso de herramientas de ecoacústica que permiten evaluar la complejidad sonora del paisaje acústico de un sitio para responder a estos cuestionamientos (Sueur & Farina 2015, Farina & Gage 2017).

2.1 - Paisaje sonoro e índices acústicos

El paisaje sonoro es definido como el conjunto de los sonidos generados por todos los elementos que componen un ambiente (Farina & Gage 2017). Por su parte, la ecoacústica es el campo de investigación que considera los paisajes sonoros para la investigación científica en ecología (Sueur & Farina 2015). Mediante el análisis del paisaje sonoro es posible estimar la respuesta de los organismos a las presiones antropogénicas y dar cuenta de la estructura

del paisaje y sus dinámicas (Pijanowski et al. 2011, Sueur & Farina 2015, Farina & Gage 2017).

La ecoacústica es un campo en crecimiento debido a que en los últimos años se ha popularizado el uso de métodos de muestreo acústico pasivo (i.e. PAM, “passive acoustic monitoring”) aplicados al estudio de la ecología (Sugai et al. 2019, 2021a, 2021b). Esta herramienta permite el análisis de paisajes sonoros de forma no invasiva y simultánea en un gradiente ambiental como el que se busca evaluar en el presente trabajo. Para el análisis de la gran cantidad de información que puede generarse con el uso de grabadores, se han desarrollado diversos índices acústicos (Sueur et al. 2008, Pijanowski et al. 2011, Villanueva-Rivera et al. 2011). Estos índices dan cuenta de la riqueza, heterogeneidad, equitatividad y uso de nichos temporales de las comunidades estudiadas, así como de la relación entre biofonías (sonidos de origen biológico), geofonías (sonidos de origen no biológico) y antropofonías (sonidos de origen antrópico) del paisaje acústico. Pese a presentar ciertas limitaciones, la diversidad de índices existentes permite la elección de los índices que mejor reflejen los parámetros de interés para un caso particular (Bradfer-Lawrence et al. 2019).

Si bien la ecoacústica se centró durante mucho tiempo en el estudio del canto de las aves (e.g. Pieretti et al. 2011, Ferreira et al. 2018), actualmente se reconoce la necesidad de incluir en los análisis a otros grupos vocalizadores, como anuros, insectos y mamíferos (e.g. Fuller et al. 2015, Ferreira et al. 2018, Sugai et al. 2019, Sugai et al. 2021ab). Los anuros e insectos son de especial utilidad para la evaluación de modificaciones ambientales por medio del paisaje acústico. Estos organismos son muy activos acústicamente, son abundantes aún en áreas urbanizadas y responden rápidamente a disturbios antropogénicos (Rich & Longcore 2006, Hamer & McDonnell 2008, Morley et al. 2014, Grubisic et al. 2018, Dias et al. 2019, Boyes et al. 2021).

Algunos estudios evalúan el desempeño de distintos índices acústicos de diversidad, tales como Índice de Complejidad Acústica (ACI, Pieretti et al. 2011), Índice Diferencial de Paisaje Sonoro Normalizado (NDSI, REAL, www.real.msu.edu, Kasten et al. 2012), Índice Bioacústico

(BIO, Boelman et al. 2007), Índice de Diversidad Acústica (ADI) e Índice de Equitatividad Acústica (Villanueva-Rivera et al. 2011) y Entropía Total (H, Sueur et al. 2008). Para esto, se contrastan los índices calculados y los resultados obtenidos a partir de escuchas por especialistas (Ferreira et al. 2018) o mediante el análisis gráfico de los espectros (Fairbrass et al. 2017). Concluyen que los índices que mejor se ajustan a anuros e insectos nocturnos son NDSI, H y ADI. Y pese a que los índices funcionan mejor en ambientes sin antropofonías, ACI es el índice que mejor se relaciona con la actividad biótica en áreas urbanizadas (Fairbrass et al. 2017, Ferreira et al. 2018).

El NDSI estima el nivel de disturbios antropogénicos en el paisaje acústico, a partir del cálculo de la relación entre la potencia acústica entre bandas de frecuencia definidas como antropofonías y biofonías (Fig. 2a). El índice va de -1 a 1, donde -1 indica presencia solamente de antropofonías y 1 presencia solamente de biofonías (Kasten et al. 2012, Gan et al. 2020). NDSI se correlaciona negativamente con las antropofonías y es usado como medida indirecta de nivel de disturbios (Fairbrass et al. 2017).

Los índices ADI y H se basan en el índice de Shannon y asumen que a medida que aumenta el número de especies presentes en una comunidad, aumenta también la diferenciación de las señales que se registran en un momento dado, haciendo el paisaje acústico más heterogéneo (Sueur et al. 2008, Villanueva-Rivera et al. 2011). Ambos separan la información acústica por bandas de frecuencias, que son consideradas como categorías distintas (i.e. especies) y analizan la proporción de la aparición de un sonido en cada una de ellas (i.e. abundancia) (Fig. 2b). A mayor número de bandas de frecuencia con actividad y cuanto más pareja sea la proporción de la actividad dentro de la banda, más diversa será la comunidad.

El índice H va de 0 a 1, siendo 0 el valor que toma un tono puro (totalmente homogéneo) y tendiendo a 1 para un ruido random (muy heterogéneo). Valores altos de H indican hábitats más ricos (Sueur et al. 2008). ACI fue diseñado para medir la complejidad de las biofonías mediante el análisis de la variabilidad de la intensidad registrada en los audios, pese a la presencia de antropofonías (Pieretti et al. 2011). Se basa en la asunción de que los sonidos

generados por humanos tienen intensidad más constante que las biofonías y es un índice eficiente aún en ambientes impactados (Fig. 2c) (Pieretti et al. 2011, Fairbrass et al. 2017, Gan et al. 2020).

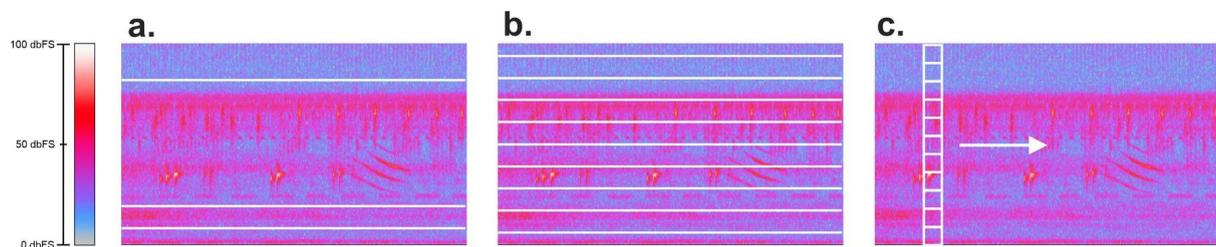


Figura 2. Representación gráfica del cálculo de índices acústicos: **a.** NDSI, índice diferencial de paisaje sonoro normalizado; **b.** H, índice de entropía acústica; **c.** ACI, índice de complejidad acústica. En blanco se muestran las bandas temporales y bandas de frecuencia consideradas por cada índice. NDSI, calcula la relación entre potencia sonora para bandas de frecuencia entre 500 y 1000 Hz (antofonías) y 1 y 24 kHz (biofonías). H, calcula el índice de diversidad de Shannon para cada audio, en base a la potencia sonora en distintas bandas de frecuencia (cada 512 Hz). ACI, suma la diferencia de potencia sonora entre bandas de frecuencia (cada 512 Hz) a intervalos regulares de tiempo (5 segundos). Se muestran los espectrogramas con intensidades bajas para colores azules y altas para blancos, según la escala presentada a la izquierda. Imágenes modificadas de Fairbrass et al. (2017).

El uso de índices sonoros para el estudio de la ecología nocturna podrá ayudar a comprender de qué forma se distribuye espacialmente la contaminación lumínica y sonora, cómo se relacionan ambas problemáticas y cómo afectan a la biodiversidad. Todos ellos, aspectos indispensables para su gestión. La toma de decisiones que permitan mantener áreas oscuras y libres de ruido antropogénico es urgente y se debe avanzar en esa dirección. Para eso, se deben abordar todos los aspectos que hacen a la problemática de forma integrada, con la intención de mitigar los impactos negativos sobre la biodiversidad y los ecosistemas, y colaborar al desarrollo de ciudades seguras y resilientes.

3 - OBJETIVOS

3.1 - Objetivo general

El objetivo general del trabajo es analizar las variaciones en la complejidad del paisaje acústico natural de los sistemas biológicos en relación a gradientes de contaminación lumínica y sonora y proponer medidas de gestión conjunta para la mitigación de estas problemáticas.

3.2 - Objetivos específicos

1. Cuantificar cómo varía espacialmente la presencia de luz nocturna artificial y ruido antropogénico a lo largo de un gradiente de contaminación lumínica definido según el “Light pollution map” (www.lightpollutionmap.info).
2. Describir y evaluar la complejidad del paisaje acústico natural en sitios de muestreo sometidos a distintos grados de luz nocturna artificial y ruido antropogénico.
3. Proponer medidas de gestión efectivas que colaboren con la mitigación de las problemáticas asociadas a la contaminación lumínica y sonora.

4 - HIPÓTESIS Y PREDICCIONES

Hipótesis

La contaminación lumínica y sonora son problemáticas fuertemente asociadas al avance de la urbanización. La emisión excesiva de luz nocturna artificial altera los ciclos naturales de luz/oscuridad, generando modificaciones en los ritmos biológicos a nivel fisiológico y comportamental, que alteran el desarrollo y la interacción de los organismos. El ruido de origen antropogénico enmascara señales acústicas clave e interfiere en la comunicación entre los organismos que media, por ejemplo, la selección de parejas, la defensa de territorios y la cohesión de las poblaciones. Ambos tipos de contaminación generan cambios en las interacciones intra e interespecíficas, que repercuten en niveles de organización

superiores, generando alteraciones en la estructura de las comunidades y el funcionamiento ecosistémico y consecuentemente en el paisaje acústico natural.

Predicción 1. Debido a que las emisiones excesivas de luz nocturna artificial y ruido antropogénico están fuertemente asociadas a las zonas urbanizadas, se espera que ambas contaminaciones estén correlacionadas espacialmente en los gradientes de urbanización muestreados.

Predicción 2. Los paisajes acústicos en los sitios muestreados reflejarán una disminución de las biofonías, medidas a través de índices de biodiversidad acústica, en sitios sometidos a mayor contaminación lumínica y sonora.

5 - MATERIALES Y MÉTODOS

5.1 - Área de estudio y sitios de grabación

El primer objetivo específico busca analizar espacialmente la contaminación lumínica y sonora como reflejo del avance de la urbanización. Para esto, se realizó el muestreo acústico en 13 puntos (separados entre 2 y 5 km) a lo largo de la ruta 10 sobre la costa Este de Uruguay, entre los balnearios La Barra (Maldonado) y El Caracol (Rocha) siguiendo un gradiente de contaminación lumínica según lo definido en el “Light pollution map” (www.lightpollutionmap.info) a partir de imágenes satelitales imágenes satelitales (VIIRS, NASA) (Fig. 3). El segundo objetivo específico busca evaluar el paisaje acústico de sitios sometidos a distintas intensidades de contaminación lumínica y sonora mediante un experimento de campo. El experimento se realizó muestreando 6 sitios ubicados en los departamentos de Maldonado y Rocha (Fig. 4). Los sitios fueron elegidos por estar sometidos a contaminación sonora y/o lumínica, por ser hábitat de anuros e insectos estridulantes (grupos vocalizadores de especial interés). Para cada sitio se colocaron entre 2 y 4 grabadores, emulando un gradiente de urbanización, definido en función a la distancia del grabador a la fuente principal de luz nocturna artificial y ruido antropogénico (Fig. 5).

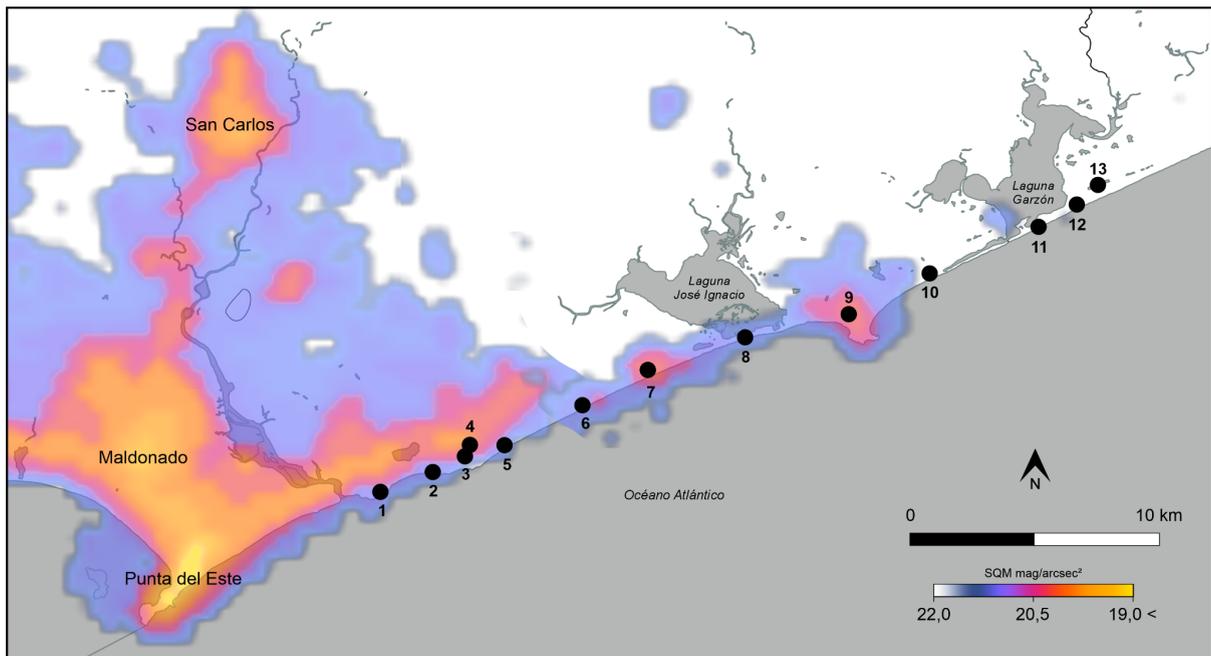


Figura 3. Sitios muestreados a lo largo de un gradiente de contaminación lumínica definido según el “Light pollution map” (www.lightpollutionmap.info) en la costa de Maldonado, desde La Barra hasta El Caracol. Se muestra la intensidad del brillo del cielo de acuerdo a imágenes satelitales (VIIRS, NASA). El gradiente de color indica aumento en el brillo del cielo nocturno, siendo de verde las zonas menos impactadas y rojo las zonas con más brillo de cielo nocturno. Las áreas sin brillo artificial del cielo se muestran en blanco.

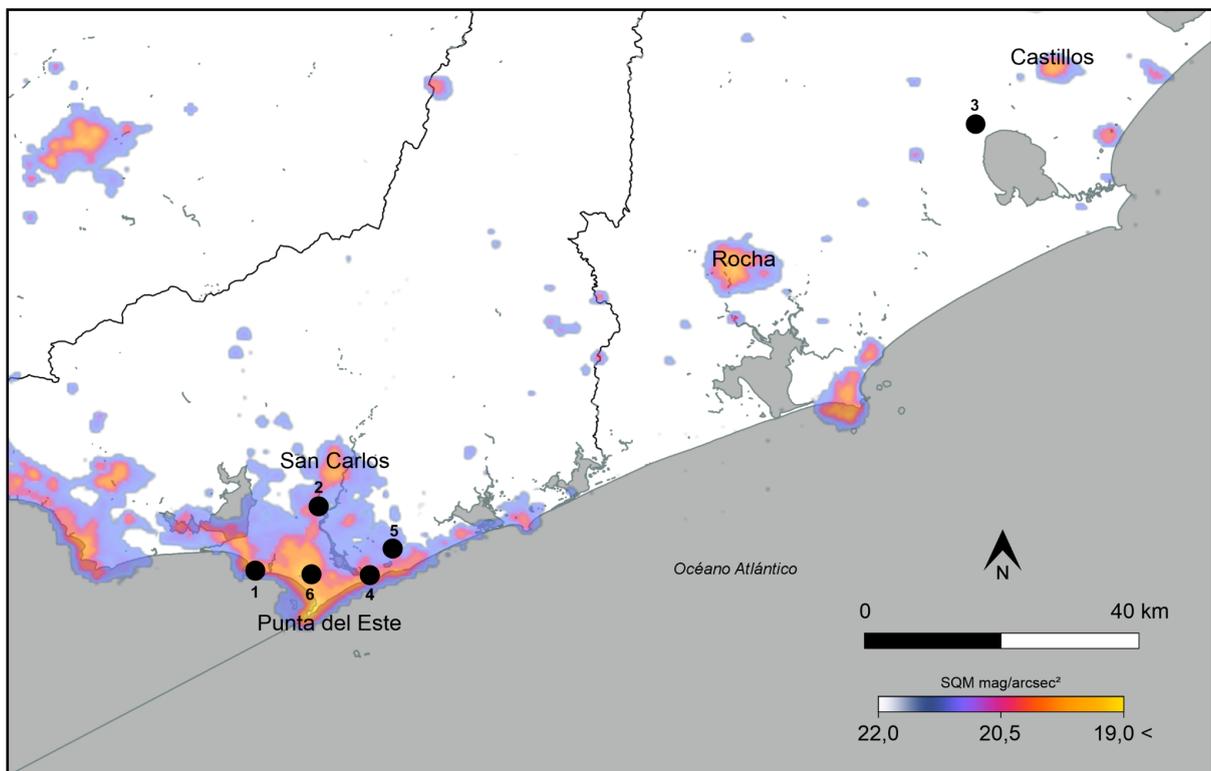


Figura 4. Sitios muestreados en el experimento de campo. **1.** Punta Ballena, **2.** San Carlos, **3.** Barra Grande, **4.** El Tesoro, **5.** La bota, **6.** CURE (Centro Universitario Regional del Este, UdelAR). Se muestra la intensidad del brillo del cielo de acuerdo a imágenes satelitales (VIIRS, NASA). El gradiente de color indica aumento en el brillo del cielo nocturno, siendo verdes las zonas menos impactadas y rojas las más impactadas. Las áreas sin brillo artificial del cielo se muestran en blanco. Información geográfica obtenida de www.lightpollutionmap.info.

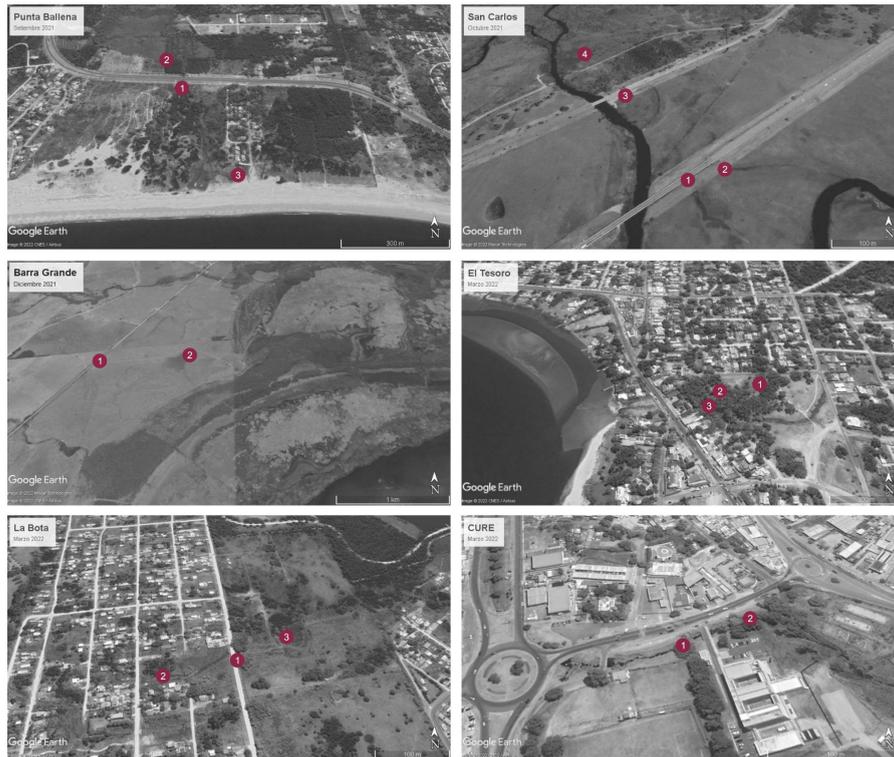


Figura 5. Puntos de muestreo para cada uno de los 6 sitios en el experimento de campo.

5.2 - Mediciones de calidad de cielo

En cada punto de muestreo se realizaron mediciones del brillo del cielo con un luxómetro “Sky Quality Meter” (SQM) de Unihedron (<http://www.unihedron.com/projects/darksky/>) (Fig. 6). El brillo del cielo es una aproximación usada comúnmente en la investigación de la contaminación lumínica, ya que da cuenta de la calidad visual del cielo (Bará et al. 2021). Con el SQM se realizaron tres mediciones en cada punto de muestreo, en noches sin luna y siguiendo las indicaciones del fabricante. Con los tres valores obtenidos para cada sitio, en magnitudes por arco de segundo al cuadrado ($\text{mag}/\text{arcsec}^2$), se halló la media y se realizó la conversión al valor de luminancia en miliCandelas por metro cuadrado (mCd/m^2) según la ecuación 1 (Unihedron 2021). Debido a que la escala de magnitudes por arco de segundo al cuadrado es logarítmica, se trabajará en base al logaritmo de la luminancia.

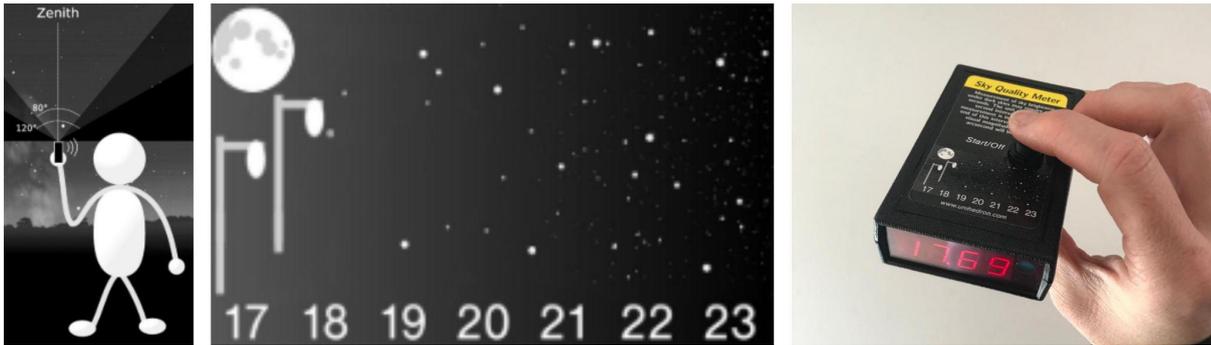


Figura 6. Se muestra el luxómetro “Sky Quality Meter” (SQM) su forma de uso y la escala de calidad de cielo. Nota: el brillo natural del cielo está valuado en 22 mags en este tipo de estudios o $200 \text{ micro cd/m}^2 // \text{mcd/m}^2 = 10\text{--}3 \text{ cd/m}^2$ (Fig 1b) (Bará et al. 2021).

$$[\text{cd/m}^2] = ((10.8 \times 10^4) \times 10^{-0.4 \times \text{mags}}) \times 1000$$

Ecuación 1.

5.3 - Grabaciones

Para todos los muestreos acústicos pasivos se utilizaron grabadores autónomos AudioMoth con micrófono analógico MEMS; las grabaciones se realizaron en formato .WAV de 16 bit, con 48 kHz de frecuencia de muestreo y en un solo canal (mono) (www.openacousticdevices.info/audiomoth) (Fig. 7). El muestreo del gradiente de contaminación lumínica (objetivo específico 1) se realizó durante la noche de luna nueva del 3 de marzo de 2022 entre las 21 y las 23 horas. En cada uno de los 13 puntos se grabó el paisaje acústico por 60 segundos (ver Tabla A1.1 del Apéndice I). Las grabaciones se iniciaron y finalizaron de forma manual, y para la configuración del dispositivo se utilizó el programa *AudioMoth Configuration App* versión 1.7.1. Finalizado el muestreo, se realizó la escucha del total de los audios obtenidos utilizando el reproductor VLC 3.0.11.



Figura 7. Grabadores autónomos AudioMoth utilizados para el muestreo acústico pasivo.

Los muestreos acústicos correspondientes al experimento de campo (objetivo específico 2) se realizaron durante noches sin luna llena, entre setiembre de 2021 y marzo de 2022. Se extendieron por 4 noches en Punta Ballena y por 5 noches en San Carlos, El Tesoro, La Bota y el CURE, donde se grabaron los paisajes sonoros entre las 17:00 y las 07:00 horas, durante 120 segundos por cada 30 minutos en cada sitio. En Barra Grande, se grabó durante 8 noches, cada 60 minutos durante 120 segundos. Para la configuración de los grabadores se utilizó el programa *AudioMoth Configuration App* versión 1.6.0. Finalizadas las grabaciones, se realizó una escucha (de aproximadamente 10 segundos) de cada uno de los audios obtenidos, utilizando el reproductor VLC 3.0.11. El objetivo de esta escucha fue corroborar la calidad de las grabaciones, siendo descartadas aquella que presentaban interferencias y lluvias. En los casos en los que se identificó material a descartar, se eliminaron también los audios realizados en el mismo momento por los demás grabadores del mismo sitio. Esto es para mantener el número de grabaciones a analizar entre distintos puntos de un mismo sitio. Se obtuvieron así 1692 audios (ver Tabla A1.2 del Apéndice I). Luego, se seleccionó un subgrupo de audios para cada sitio con el objetivo de hacer una escucha activa detallada, identificar fuentes sonoras y bandas de frecuencias correspondientes a piso de ruido, biofonías y antropofonías. Se seleccionaron de 14 a 16 audios por grabador, para cada uno de los 17 puntos de muestreo. Los audios elegidos fueron aquellos grabados cada 2 horas (17:00, 19:00, 21:00, 23:00, 01:00, 03:00, 05:00 y 07:00) durante la primera y tercera noche de muestreo. Este subgrupo de 254 audios (aproximadamente 4,2 horas de grabación) fueron escuchados en su totalidad con el fin de determinar las variables a considerar en el cálculo de los índices acústicos de biodiversidad.

5.4 - Índices acústicos

Para cada uno de los audios totales resultantes de ambos muestreos (según objetivos específicos 1 y 2) se calculó el Índice Diferencial de Paisaje Sonoro Normalizado (NDSI). El valor opuesto al NDSI (-NDSI) será considerado como ruido antropogénico para el sitio dado, debido a la correlación negativa existente entre el NDSI y la actividad antropogénica (Fairbrass et al. 2017). Así mismo, para las grabaciones obtenidas a partir del muestreo en 6 sitios (17 puntos de muestreo en total) se calcularon distintos índices de complejidad acústica que dan cuenta de la estructura de la comunidad biológica en el sitio de grabación. Los índices que se calcularon y se discuten son: Índice de Complejidad Acústica (ACI) (Pieretti et al. 2011) y Entropía Total (H, Sueur et al. 2008). Se realizó también el cálculo del Índice Bioacústico (BIO) (Boelman et al. 2007), Índice de Diversidad Acústica (ADI) (Villanueva-Rivera et al. 2011), cuyos resultados se presentan en el Apéndice II debido a que reportan resultados similares a los anteriores índices pero no tienen consenso en la bibliografía actualizada (ver Pieretti et al. 2011, Fairbrass et al. 2017, Indraswari et al. 2020). Para el cálculo de los índices se utilizó la función 'multiple_sounds' del paquete 'soundecology' versión 1.3.3 (Villanueva-Rivera & Pijanowski 2018) del programa R (R Development Core Team 2021). A partir del cálculo de los índices de biodiversidad acústica NDSI, H, ACI, ADI, AEI y BIO se analizará su correlación, donde se considerará correlación entre índices cuando el valor absoluto del coeficiente supera 0,7 (Dormann et al. 2013).

Análisis estadísticos

Con el fin de explorar la co-ocurrencia espacial de la contaminación sonora y lumínica en el gradiente de contaminación lumínica definido según el "Light pollution map" (www.lightpollutionmap.info) (objetivo específico 1), se realizaron análisis de correlación y regresiones por cuantiles entre las variables. Para esto, se utilizaron los paquetes 'corr' (Kuhn et al. 2020) y 'quantreg' (Koenker 2022) disponibles en el programa R (R Development Core Team 2021). Se exploró la autocorrelación de los índices acústicos. Para la evaluación de la complejidad del paisaje sonoro en función de la contaminación lumínica y sonora (objetivo específico 2) se utilizaron modelos lineales de efectos mixtos que se ajustaron

restringidos a la estimación de máximo de verosimilitud (RELM) con el valor que toma cada índice para cada audio de 120 segundos en 6 grupos (sitios) (Zuur et al. 2016). Los modelos toman como variables independientes la luminancia y el ruido, y como variables dependiente cada uno de los índices a estudiar. Los modelos incluyen como efecto aleatorio el sitio de muestreo, considerando un intercepto aleatorio. Los modelos lineales de efectos mixtos se realizaron usando el paquete ‘nlme’ de R versión 3.1-157 (Pinheiro et al. 2022). Todos los análisis estadísticos se realizaron en el programa R versión 4.1.1 (R Core Team 2021) y la interfase RStudio versión 2021.09.0 Build 351.

6 - RESULTADOS

Se obtuvieron 13 grabaciones de 60 segundos en el gradiente de contaminación lumínica y 1692 del experimento de campo de 120 segundos, las cuales presentaron un rango de frecuencias entre 47 Hz y 23864 Hz, con niveles de amplitud relativa entre los -81 dBFS y los -9,3 dBFS. En ellas se identifica principalmente el ruido del tránsito y perros como fuente de antropofonías, el ruido del mar y el viento como geofonías, e insectos estridulantes y anuros como biofonías. Mediante la escucha de los audios se determinó que la bandas de frecuencias de 0 Hz a 500 Hz será considerada como piso de ruido, de 500 a 1000 Hz antropofonías y por encima de 1000 Hz biofonías (e.g. Fig. 8).

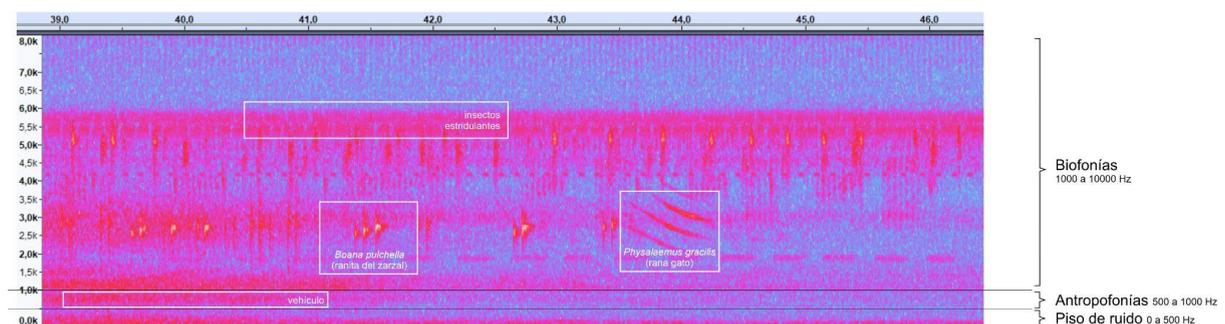


Figura 8. Espectrograma de un fragmento del audio grabado en La Bota (Maldonado) el 3 de marzo de 2022 a las 21:35 hs. En el eje vertical se indica el rango de frecuencias en kHz, en el eje horizontal se indica la duración del fragmento en segundos. El color corresponde a la amplitud sonora (dB) en aumento de azul a amarillo. Se indican las bandas de frecuencias correspondientes a biofonías, antropofonías y piso de ruido, y los sonogramas correspondientes a dos especies de anuros y a ladrillo de perros.

6.1 - Resultados del objetivo específico 1

A partir de los valores de luminancia (mCd/m^2) y ruido (-NDSI) obtenidos en cada uno de los 13 puntos de muestreo se exploró la correlación mediante regresión lineal ($F_{(1, 11)}=0,1183$; $p>0,05$) y regresión por cuantiles ($F_{(1, 34)}=0,233$; $p>0,05$), pero no se encontró una relación estadísticamente significativa entre los valores (Fig. 9). Pese a no existir correlación, se observa que para los sitios con bajo nivel de ruido, el nivel de luminancia también es bajo, y que los sitios con niveles de ruido medios y altos presentan variabilidad en la intensidad lumínica a la que están sometidos.

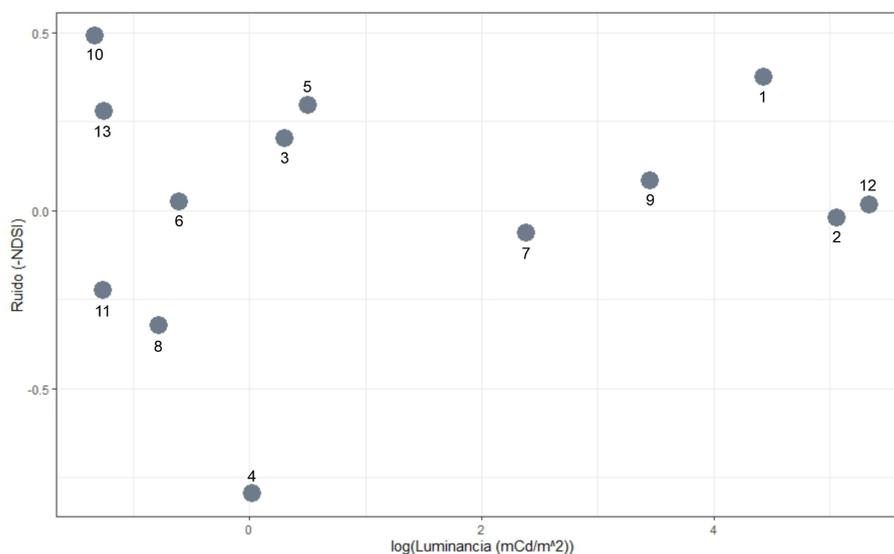


Figura 9. Gráfico del logaritmo de la luminancia (mCd/m^2) en función del Ruido (-NDSI) para los 13 sitios muestreados a lo largo de un gradiente de contaminación definido según el “Light pollution map” (www.lightpollutionmap.info) entre La Barra (Maldonado) y El Caracol (Rocha). El número del punto corresponde a su ubicación según Fig. 3

6.2 - Resultados del objetivo específico 2

De acuerdo con el diseño del experimento de campo reportamos que el ruido (-NDSI) presenta una asociación significativa y positiva con el logaritmo de la luminancia ($F_{(6,1685)}=2,97$; $p<0,05$) de acuerdo al modelo mixto que toma los sitios como variables aleatorias (Fig. 10). Para el set de datos obtenido a partir del experimento de campo y a los valores de luminancia y ruido calculados para cada punto de muestreo se graficaron las

variables en función del sitio (Fig. 11 a y b). Se observa un gradiente de variabilidad lumínica entre los sitios, donde Barra Grande y La Bota son los menos variables, mientras que El Tesoro y San Carlos los que presentan mayor variación. En relación al ruido (-NDSI) la variabilidad intra e inter sitios es baja. San Carlos es el sitio con mayor variabilidad y El Tesoro el que presenta menor variación. Barra Grande muestra poca variabilidad, pero gran cantidad de datos extremos. Todos los sitios muestreados tienen valores medios de ruido (-NDSI) por debajo de -0,75, lo que implica que para todos los casos la energía acústica de las biofonías supera a las de las antropofonías.

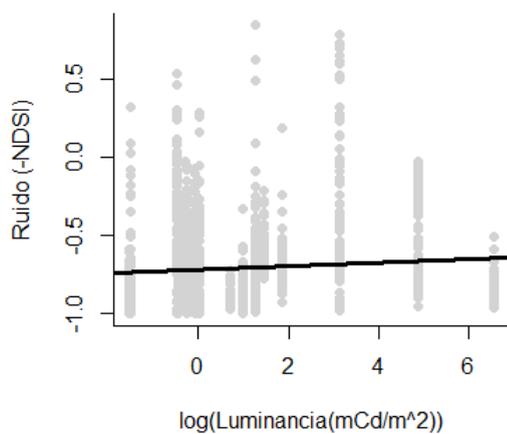


Figura 10. Efecto del logaritmo de la luminancia (mCd/m^2) en el índice NDSI, a partir del modelo mixto ajustado según: $\text{NDSI} \sim \log \text{Luminancia}$, $\text{random} = \sim 1 + \text{sitio} \mid \text{sitio}$ (pendiente aleatoria). Ver valores de significancia y ajuste en Tabla 1.

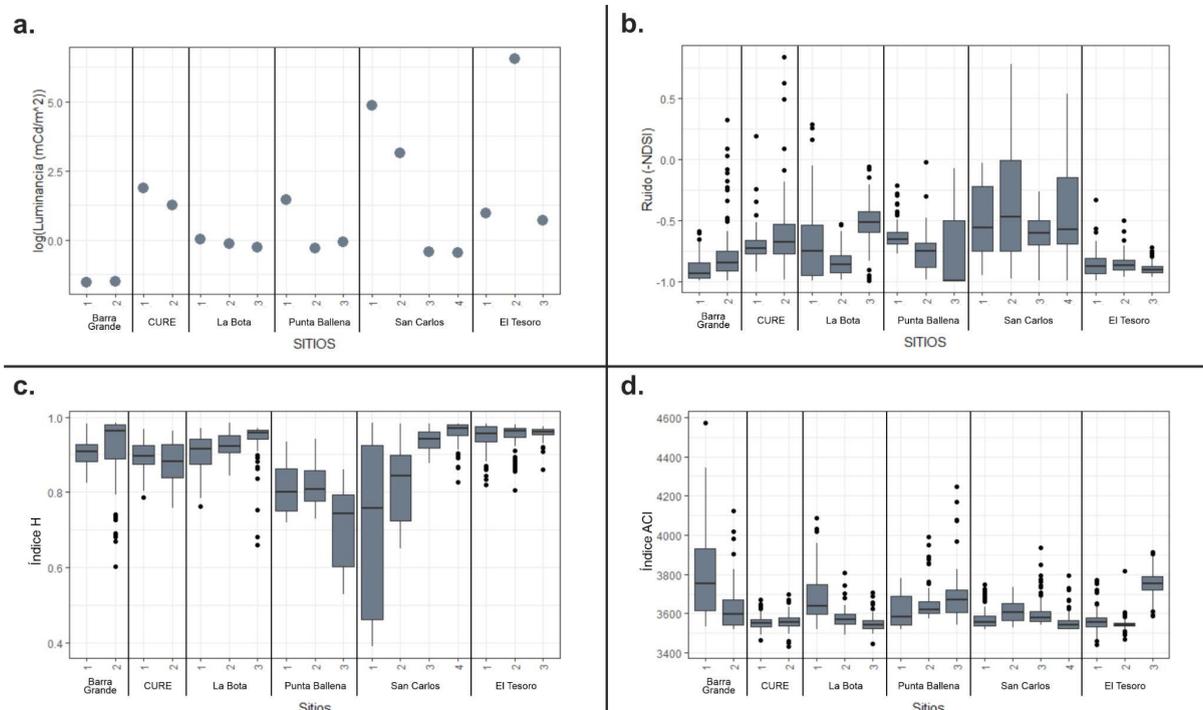


Figura 11. a. Gráfico del logaritmo de la luminancia (mCd/m^2) para cada sitio muestreado en el experimento de campo. b. Gráfico de Ruido (-NDSI) para cada sitio muestreado en el experimento de campo. c. Índice de

entropía acústica (H) para cada sitio muestreado; **d.** Índice de complejidad acústica (ACI) para cada sitio muestreado. Los puntos de muestreo se definen de acuerdo a su proximidad a la ruta más cercana (1, punto más cercano; 4, más lejano).

Los índices NDSI, ACI y BIO no presentan correlación con otros índices (Fig. 12). ADI se correlaciona de forma positiva con H ($r=0,85$) y de forma negativa con AEI ($r=-0,92$). En base a estos resultados se analizarán en profundidad los índices H, ACI y NDSI (ver también Pieretti et al. 2011, Fairbrass et al. 2017, Indraswari et al. 2020). Los resultados de los índices AEI, ADI y BIO se presentan en el Apéndice II.

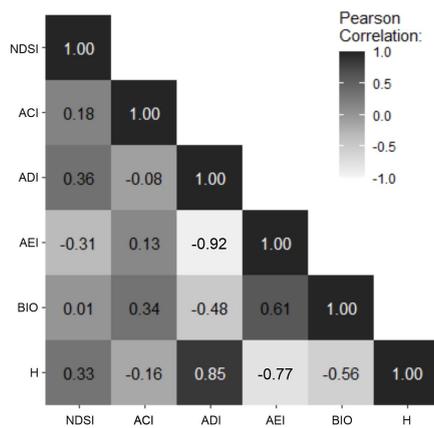


Figura 12. Tabla de correlaciones entre índices de diversidad acústica.

El índice H (Fig. 11 c) presenta variabilidad entre sitios con valores mayores a 0,5, indicando que todos los paisajes acústicos muestreados presentan heterogeneidad acústica. San Carlos es el sitio con mayor variabilidad interna, presentando paisajes muy heterogéneos, mientras que El Tesoro es el sitio con menos variación (Fig. 11 c). El índice H está relacionado significativamente de forma negativa con el logaritmo de la luminancia ($F_{(6; 1683)}=-32,26$; $p<0,05$) y no existe relación significativa con el ruido. No obstante, existe interacción significativa entre ambos efectos con efectos negativos sobre el índice ($F_{(6; 1683)}=-27,01$; $p<0,05$).

En tanto, el índice ACI (Fig. 11 d) muestra poca varianza en todos los sitios y los valores medios se encuentran entre 3500 y 3800. El punto 1 de Barra Grande es el que presenta mayor variabilidad y contiene el registro que toma mayor valor de ACI. El Tesoro es el sitio con mayor variabilidad interna y el CURE es el sitio menos variable. El índice ACI se relaciona significativamente de forma positiva con el logaritmo de la luminancia ($F_{(6; 1683)}=5,55$ $p<0,05$)

y de forma negativa con el ruido ($F_{(6, 1683)}=-7,83$; $p<0,05$), existiendo interacción entre los efectos ($F_{(6, 1683)}=9,96$; $p<0,05$).

Todos los modelos estadísticos realizados para analizar los índices de biodiversidad en función de la contaminación lumínica y sonora, exceptuando uno, muestran resultados significativos para ambas variables y para la interacción (Tabla 1). El caso excepcional corresponde a la variable ruido para el índice H. Para todos los casos, los datos cumplen con el supuesto de distribución normal de los residuos (prueba de Kolmogorov-Smirnov para el índice: H, $D=0,43$, $p=0,70$; ACI, $D=0,62$, $p=0,47$; NDSI, $D=0,53$, $p=0,57$). Para el índice H se observa una relación estadísticamente significativa y negativa con el logaritmo de la luminancia y con la interacción de ambas variables (Fig. 13 a) (i.e. sinergismo, Fig. 14 a). Para el índice ACI, por el contrario, se observan relaciones estadísticamente significativas y positivas para el logaritmo de la luminancia y para la interacción de las variables, y una relación negativa con el ruido (Fig. 13 b) (i.e. antagonismo, Fig. 14 b). Para los dos índices analizados, la relación con el logaritmo de la luminancia es más fuerte que con el ruido, pero esta relación no es consistente para ambos índices (negativa para H, positiva para ACI). En tanto, la relación de los índices con la variable ruido es más débil, pero en ambos casos con sentido negativo. Para ambos índices la magnitud de efecto de la interacción entre las variables es mayor que alguna de las variables por sí solas (mayor que el ruido para H y mayor que logaritmo de la luminancia para ACI) (Fig. 13 y 14).

Tabla 1. Ajustes de los modelos mixtos evaluando los Índices acústicos de biodiversidad como variables dependientes y el ruido, el logaritmo de la luminancia y la interacción de ambas como variables independientes. Para cada índice se detallan pendiente e intercepto (error estándar / t-valor). Textos en negrita indican valores estadísticamente significativos, intervalo de confianza 95%. R^2m (R^2 marginal), varianza descrita por los efectos fijos del modelo mixto; R^2a (R^2 acumulativo), varianza descrita por la suma de los efectos fijos y aleatorios del modelo mixto.

	-NDSI	H	ACI
intercepto	-0,717 (0,057 / -12,464)	0,912 (0,025 / 36,021)	3568,735 (17,959 / 198,723)
log(luminancia)	0,011 (0,003 / 2,972)	-0,074 (0,002 / -32,256)	17,790 (3,206 / 5,549)
ruido	-	0,012 (0,008 / 1,575)	-84,478 (10,793 / -7,827)
log(luminancia) : ruido	-	-0,081 (0,003 / -27,007)	41,627 (4,177 / 9,965)
R2m	0,006	0,345	0,110
R2a	0,233	0,621	0,229

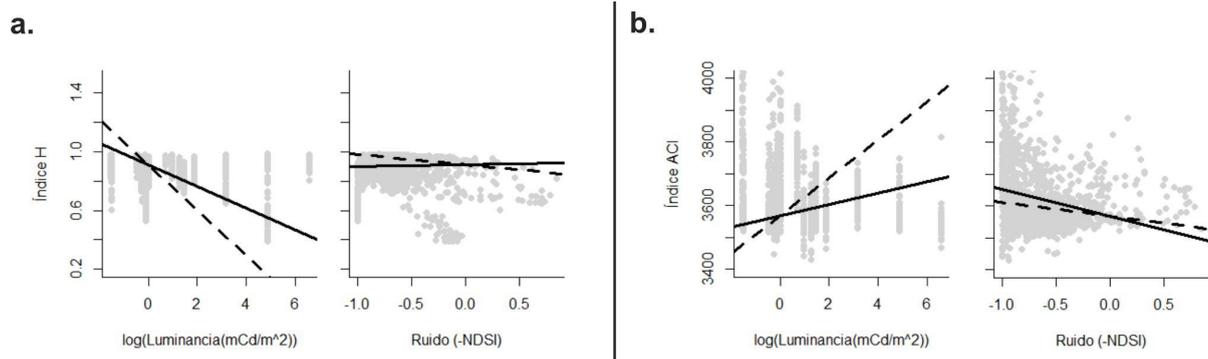
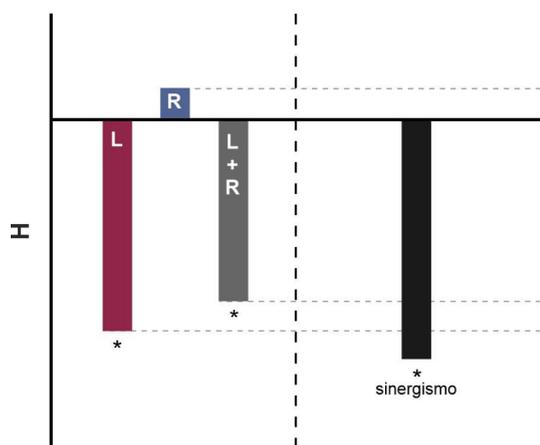


Figura 13. Efectos del logaritmo de la luminancia (mCd/m^2) y el ruido (-NDSI) en los índices de biodiversidad acústica. Para cada índice se ajustó un modelo mixto según: $\text{Índice} \sim \log \text{Luminancia} * \text{Ruido}$, $\text{random} = \sim 1 + \text{síto}$ | sitio (pendiente aleatoria). Ver valores de significancia y ajuste en Tabla 1. **a.** Índice de entropía acústica (H); **b.** índice de complejidad acústica (ACI). Las líneas continuas corresponden a las curvas de regresión de los efectos simples de las variables y las líneas punteadas al efecto simple sumado al efecto interactivo con la segunda variable involucrada.

a. Índice de entropía acústica (H)



b. Índice de complejidad acústica (ACI)

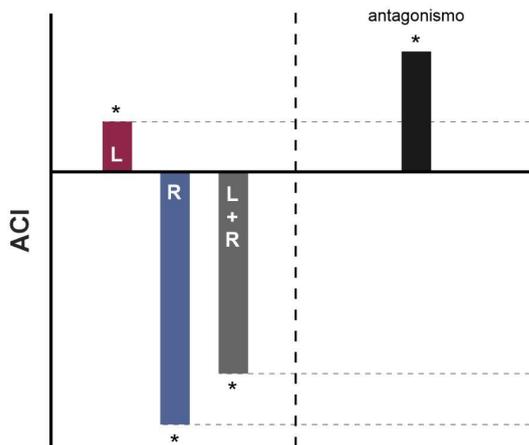


Figura 14. Esquemización de los efectos de contaminación lumínica (L) y sonora (R) sobre los índices acústicos de biodiversidad: **a.** efectos sobre el índice de entropía acústica, H; **b.** efectos sobre el índice de complejidad acústica, ACI. Para cada caso se plantea el efecto de la suma de L+R y el resultado de la interacción predicho para el modelo ajustado. * = significancia estadística (ver Tabla 1). Para ambos índices, los efectos de la interacción difieren de la suma de los efectos simples, existiendo sinergismo para el índice H y antagonismo para el índice ACI. Figura generada en base a Halfwerk & Jerem (2021).

7 - DISCUSIÓN

La urbanización, el transporte y la industria, han significado un aumento en la incidencia de contaminación lumínica y sonora en el paisaje (McKinney 2002, Hölker et al. 2010a, Francis & Barber 2013, Gaston et al. 2013). El estudio de estas presiones antropogénicas sobre los ecosistemas y sus servicios asociados es clave para conocer de qué formas impactan y cómo pueden ser mitigadas. En este estudio se encontró, en primer lugar, que la contaminación lumínica y sonora no están estadísticamente relacionadas a lo largo del gradiente de contaminación lumínica estudiado. En segundo lugar, se detectó una gran variabilidad en la intensidad de contaminación lumínica, tanto para el gradiente de contaminación lumínica como para el experimento de campo, dando cuenta de que aún existen cielos libres de contaminación lumínica en áreas próximas a las urbanizaciones. Por último, se reportaron relaciones estadísticamente significativas entre los índices y las variables estudiadas, siendo de especial interés la detección de interacción entre contaminación lumínica y sonora para todos los índices analizados.

Diversos autores reportan correlación espacial entre la contaminación lumínica y sonora asociada a gradientes de urbanización (Kight & Swaddle 2011, Buxton et al. 2020, Halfwerk & Jerem 2021). Sin embargo, Votsi et al. (2016) reportan que las áreas oscuras y tranquilas (i.e. libres de ruido antropogénico) existentes en Europa no están correlacionadas espacialmente. Estos autores plantean que la falta de correlación se debe a un desacople temporal entre las emisiones de luz artificial y ruido, asociándose la luz a la actividad nocturna y el ruido principalmente a la actividad diurna (Votsi et al. 2016). Por otra parte, se ha planteado que la relación entre urbanizaciones y contaminación lumínica varía según las características económicas, geográficas y culturales de cada región (Cox et al. 2022). En este sentido, la falta de correlación entre los contaminantes reportada en este trabajo puede provenir de particularidades económicas, geográficas y culturales del espacio analizado, así como de la no consideración de la contaminación sonora diurna (Votsi et al. 2016, Cox et al. 2022). Así mismo, es necesario mencionar que el gradiente de contaminación lumínica definido en el “Light pollution map” (www.lightpollutionmap.info) y analizado en este trabajo no necesariamente refleja un gradiente monotónico de urbanización. Esto se debe a

que sobre la línea de costa analizada se ubican distintos balnearios que funcionan como pequeñas centralidades, rompiendo con la gradualidad lineal que se podría encontrar si el único centro urbano en la zona fuera, por ejemplo, Punta del Este (Alberti 2008). Para conocer mejor la distribución espacial de los contaminantes de interés, sería preciso muestrear más zonas del departamento, incluyendo gradientes no paralelos a la costa. Sería interesante también aumentar el tiempo de muestreo en cada punto del gradiente para incorporar la variabilidad temporal de los paisajes acústicos al análisis.

En relación a la luminancia registrada, es interesante destacar la gran variación medida empíricamente a lo largo del gradiente y también para el experimento de campo. Esta variabilidad no se ajusta al patrón suave mostrado en el atlas de contaminación lumínica en base al que se definió el área de muestreo (www.lightpollutionmap.info). Esta diferencia puede deberse al cambio de escala que se considera en cada caso (Levins 1992). Reparar en la escala de análisis es relevante en investigación ecológica ya que no existe una única escala o una escala correcta en la que deba ser abordada una problemática. Una misma variable puede ocasionar cambios a distintas escalas espaciales, temporales y de organización (Levins 1992). El abordaje a escala local permite identificar cielos nocturnos de alta calidad a pocos kilómetros de sitios altamente urbanizados, que tienen gran valor estético y sirven de refugio oscuro para la biodiversidad (Hölker et al. 2010a, Gaston et al. 2013, Bennie et al. 2014). Los resultados obtenidos en el experimento de campo apoyan esta visión donde a escasa distancia de las fuentes de iluminación (e.g. puentes, calles) la luminancia cae abruptamente. Este fenómeno permite reconocer que, con una buena gestión de la iluminación, es posible mantener sitios con cielos oscuros en áreas urbanas permitiendo la conservación biológica y cultural (Hölker et al. 2010a, Bará et al. 2021).

Respecto a la detección de efectos simples de la luz nocturna artificial y del ruido antropogénico sobre el paisaje acústico natural, se confirma lo concluído en antecedentes respecto al impacto de estos contaminantes sobre las comunidades biológicas (Barber et al. 2009, Davies et al. 2012, Halfwerk & Slabbekoorn 2015, Gaston et al. 2019, Dominoni et al. 2020, Sanders et al. 2021). En este caso particular, el índice H, que refleja la heterogeneidad espectral de las comunidades, está negativamente relacionado al aumento de la luminancia

y no está significativamente relacionado al aumento de ruido. La luz nocturna artificial estaría modificando la diversidad de organismos vocalizadores, lo que concuerda con lo expuesto en antecedentes respecto a la segregación espacial causada por la luz nocturna artificial (Hölker et al. 2010b, Gaston et al. 2013). En tanto, el índice ACI, que refleja variaciones en la amplitud de las biofonías, se relaciona positivamente al aumento de la luminancia y negativamente al nivel del ruido. Esto puede deberse a un aumento de intensidad de las vocalizaciones de ciertas especies con fototaxismo positivo (Sanders et al. 2021), que se congregan en zonas muy iluminadas. Es posible que estas especies generen cambios en la intensidad registrada pero no en la cantidad de frecuencias ocupadas, haciendo que el índice H no sea sensible a estas variaciones. Respecto a la disminución del índice ACI en sitios ruidosos, se puede presumir que existe segregación espacial en sitios con mayor ruido antropogénico, debido a que las especies se desplazan para evitar el enmascaramiento o como respuesta al ruido percibido como amenaza (Francis & Barber 2013, Farina & Gage 2017).

Además de los efectos simples de los contaminantes, se reportan efectos de interacción entre la contaminación lumínica y sonora para ambos índices (Fig. 14). Halfwerk & Jerem (2021) reportan que solamente 28 trabajos (entre 2010 y 2021) abordan las problemáticas en conjunto y menos aún (15) dan cuenta de su interacción (ver Halfwerk & Jerem 2021). Son 8 los trabajos que obtienen resultados de interacción significativos estadísticamente y solo 3 son experimentos de campo. La detección de interacción entre los contaminantes es relevante y confirma la importancia de su consideración tanto para el estudio de las problemáticas como para el diseño de medidas de gestión (Halfwerk & Jerem 2021). No hacerlo puede significar la subestimación o sobreestimación del impacto real sobre la biodiversidad (Dominoni et al., 2020).

Este trabajo tiene la particularidad de que la detección de estos efectos interactivos de los contaminantes se logra a partir del análisis del paisaje acústico, mediante el muestreo pasivo y el cálculo de índices acústicos, proponiendo una nueva integración de metodologías para el este abordaje de esta problemática (Pijanowski et al. 2011, Sueur & Farina 2015, Krause & Farina 2016, Sugai et al. 2019, Fairbrass et al. 2017). Se destaca además el registro de

distintos grupos vocalizadores (e.g. aves, anuros e insectos) en las grabaciones analizadas, colaborando a una descripción abarcativa del paisaje acústico y de los procesos ecológicos a los que está sometido (Ferreira et al. 2018). La combinación de distintos índices de diversidad sonora fue adecuada ya que resultaron complementarios en la información que brindaron (Sueur et al. 2014, Towsey et al. 2014, Fairbrass et al. 2017). Para el caso puntual fue de utilidad profundizar en el análisis de un índice basado en heterogeneidad espectral (H) y otro basado en las variaciones de la intensidad de las biofonías (ACI). Incluir ambos índices se reconoce como una fortaleza del trabajo ya que nos permite analizar distintos aspectos de una comunidad (Sueur et al. 2014) .

Se considera necesario mencionar las limitaciones con las que cuenta este trabajo. En primer lugar, se reconocen limitaciones respecto a los equipos con los que realizar las mediciones de contaminación lumínica. Si bien el análisis de la luminancia realizado mediante las mediciones con SQM es muy utilizado para la investigación en ecología, sería relevante complementar las medidas con los valores de iluminancia (flujo luminoso que incide sobre una superficie) (Schreuder 2008, Hänel et al. 2018). Esto no fue llevado a cabo ya que no se contó con luxómetros sensibles a bajas intensidades de iluminancia, que son además instrumentos de alto costo. Así mismo, sería relevante profundizar en otras formas de cuantificar el ruido antropogénico, especialmente en metodologías que analicen las intensidades de las biofonías y antropofonías de forma independiente y no la relación entre ambas. Se descartó especialmente la medición de la intensidad sonora con un sonómetro por ser imposible independizar el aporte de las geofonías, biofonías y antropofonías a la medida tomada. Si bien existen otras metodologías en las que sería interesante profundizar (Pater et al. 2009, Merchant et al. 2015), para este trabajo se optó por utilizar la cuantificación de ruido en base al índice NDSI de acuerdo a Fairbrass et al. (2017) por ser un método simple que arroja resultados rápidos, sin necesitar calibración previa y de gran utilidad para orientar la toma de medidas para la gestión.

8 - APORTES A LA GESTIÓN

La noche oscura y el paisaje sonoro natural son aspectos clave de la historia cultural de la humanidad. Nos conectan con la naturaleza, nos brindan información sobre el mundo que nos rodea y son fuentes de inspiración. Su valoración es fundamental para la conservación y por tanto, para garantizar la permanencia de este servicio ecosistémico a futuro (Hölker et al. 2010a, Dumyahn & Pijanowski 2011, Pijanowski et al. 2011, Jia et al. 2020). Así mismo, los ciclos naturales de luz/oscuridad y la información contenida en los paisajes sonoros son indispensables para el desarrollo de las comunidades biológicas. Las actividades antropogénicas que alteran el ambiente tienen impacto también sobre estas comunidades.

Actualmente existen consensos respecto al tipo de iluminación nocturna artificial más adecuado para mitigar la contaminación lumínica. La “International Dark-Sky Association” cuenta con una serie de recomendaciones en las que se incluye el uso de luminarias cálidas, dirigidas, con intensidades adecuadas y encendidas solamente cuando es necesario (IDA). Estas recomendaciones pueden resultar vagas o poco concretas, pero guían la discusión hacia aspectos clave para la gestión de la contaminación lumínica. Se debe tener presente que definir las características de una iluminación artificial nocturna adecuada es una decisión transdisciplinaria (Hölker et al. 2010a, Bará et al. 2021). Las medidas concretas a implementar para la mitigación de la contaminación lumínica deben ser tomadas en conjunto entre las comunidades, los científicos y los tomadores de decisiones, de acuerdo a las necesidades y características particulares de los sitios en cuestión (Lyytimäki 2013, Challéat et al. 2021).

De forma similar, respecto a la contaminación sonora, se recomienda la mitigación de las emisiones de ruido antropogénico mediante la implementación de barreras en torno a las fuentes emisoras de sonido (incluyendo cercos verdes), el establecimiento de límites de velocidad en zonas naturales con ruido de tránsito, la promoción del transporte público y el control y revisión periódico de la normativa vigente (Dumyahn & Pijanowski 2011, Lokhandea et al. 2021, Nadri et al. 2022). Para este caso se cuenta con marcos normativos

que establecen límites a la emisión de ruido² y se reconoce una mayor concientización de la problemática a nivel social (Gonzalez 2013). No obstante, es pertinente tomar medidas puntuales de mitigación de la contaminación sonora que vayan más allá de la normativa vigente y con foco en la mitigación de los impactos sobre la biodiversidad, en sitios tales como áreas protegidas y sitios de importancia ecosistémica.

En base a los resultados obtenidos en este trabajo, destacando la existencia de efectos interactivos de la contaminación lumínica y sonora sobre el paisaje acústico natural e integrando los antecedentes existentes en estas temáticas, se plantean recomendaciones a la gestión. Considerando la importancia de abordar las diferentes escalas espaciales y dimensiones sobre las que operan estos impactos y a la diversidad de actores involucrados en los distintos niveles de organización social y política, se plantean recomendaciones para la gestión local, regional y de paisaje (Fig. 15).

² Si bien existe una Ley Nacional de “Prevención, vigilancia y corrección de la contaminación acústica” (Ley N° 17.852 promulgada el 24 de diciembre de 2004) aún no está reglamentada y el marco regulatorio vigente está dado por diversidad de normativas departamentales.



Figura 15. Esquema de aspectos claves para la comprensión de las problemáticas relacionadas a contaminación lumínica y sonora y medidas planteadas para su gestión a distintas escalas ecológicas y de organización territorial. Modificada de Challéat et al. (2021).

8.1 - Gestión a escala local

El abordaje de la contaminación sonora y lumínica a escala local busca atender las problemáticas a nivel individual, barrial y de pequeñas instituciones (e.g. centros de estudio, centros deportivos). Es de gran importancia debido a que los sitios libres de luz nocturna artificial y de ruido antropogénico, aún a pequeña escala, sirven de refugio para muchas especies sensibles a estos impactos (Francis & Barber 2013, Gaston et al. 2013). Además, el interés local y la valorización de las noches oscuras y el paisaje sonoro natural es clave para

el éxito de la gestión de la contaminación lumínica y sonora (Hölker et al. 2010a, Dumyahn & Pijanowski 2011, Pijanowski et al. 2011, Jia et al. 2020).

Se recomienda entonces trabajar en la identificación de iniciativas³ de mitigación llevadas adelante por vecinos u organizaciones no gubernamentales, para dar apoyo a los procesos pioneros en la protección de la noche oscura y las áreas libres de ruido (Challéat et al. 2021). Asesorar, evaluar, promover y documentar estos procesos será de gran valor para replicar estas experiencias.

8.2 - Gestión a escala regional

A esta escala se plantean recomendaciones a implementar, por ejemplo, en parques nacionales, espacios públicos y municipios. Se recomienda, en primera instancia, expandir las medidas que se desarrollan a escala local e involucrar a los tomadores de decisiones del ámbito gubernamental (e.g. Municipios, Intendencias Departamentales, Sistema Nacional de Áreas Protegidas). Es central transmitir a los tomadores de decisiones la importancia de la planificación de un alumbrado público que contemple la mitigación de la contaminación lumínica. Tomando las medidas adecuadas es posible mejorar la calidad del cielo urbano notablemente (Bará et al. 2021). Tal como se muestra en este trabajo, en Uruguay aún existen cielos oscuros a pocos kilómetros de centros urbanos que deben ser preservados y para esto es fundamental el diseño de alumbrado público amigable con el cielo oscuro. Además de promover la concientización para la toma de medidas, se recomienda trabajar hacia el desarrollo de normativa respecto a la contaminación lumínica. Las leyes vigentes en otras partes del mundo pueden servir de ejemplo, ya que cuentan con detalles técnicos precisos y establecen límites de emisiones según lo recomendado por la Comisión Internacional de Iluminación (<https://cie.co.at/>).

³ Se ha tomado conocimiento de grupos de vecinos organizados para evitar el aumento de la contaminación lumínica en Barra de Valizas, Rocha (2009), Punta Negra, Maldonado (2020 a la fecha) y Las Brujas, Canelones (2022). Actualmente desde el CURE se trabaja junto a vecinos de Las Brujas al respecto. Se reconoce también la iniciativa en relación a la mitigación de la contaminación sonora y valorización del paisaje sonoro del proyecto Paisaje Sonoro Uruguay de la Escuela Universitaria de Música (UdelaR).

Respecto a la contaminación sonora, la existencia de normativa que limita las emisiones permitidas sirve de punto de partida. El control del cumplimiento de la normativa es clave para la reducción del ruido antropogénico y se recomienda tomar medidas de mitigación del ruido en zonas de esparcimiento o importantes para la biodiversidad. El uso de cercos verdes, barreras de sonido y pavimento adecuado puede colaborar con la reducción de niveles de ruido en áreas urbanas y periurbanas (Aspuru et al. 2016). Además, sería recomendable revisar los límites establecidos especialmente en áreas protegidas y sitios de importancia ecosistémica, especialmente en temporadas de alta concurrencia. En relación a esto, se reconoce la utilidad de colocar cartelería que explique la importancia de mantener silencio dentro de áreas protegidas y resalte el valor estético del paisaje sonoro natural. Así es posible mejorar la experiencia de los visitantes y disminuir los impactos antropogénicos (Levenhagen et al. 2021). Para áreas cercanas a rutas o con alto tráfico, puede considerarse establecer límites de velocidad, que colaboran a la reducción del nivel de ruido antropogénico (Nadri et al. 2022).

8.3 - Gestión de paisaje

Como herramienta para la gestión de contaminación lumínica en el paisaje surge la propuesta de crear “redes ecológicas oscuras” como un caso particular de redes ecológicas (Challéat et al. 2021, Sordello et al. 2022). Visualizar el sistema de esta manera permite analizarlo en base a las teorías y herramientas ya existentes para redes ecológicas (MacArthur & Wilson 1967, Levins 1969, Hanski 1999, Bannar-Martin et al. 2018). De esta manera se pueden establecer áreas centrales, corredores, áreas de restauración y de amortiguación, que conforman una red de hábitats apropiados para la biodiversidad (Challéat et al. 2021, Sordello et al. 2022). La implementación de redes ecológicas busca integrar teorías de conservación y políticas de gestión para mitigar la homogeneización y fragmentación del paisaje. En el caso particular de las redes ecológicas oscuras se propone que las áreas libres de luz nocturna artificial sean un criterio adicional para la zonificación, con sustento en la importancia que las áreas oscuras tienen en la preservación de la biodiversidad (Bennie et al. 2014, Straka et al. 2019, Hölker et al. 2021, Sordello et al. 2022).

Como aporte a la gestión y considerando la relevancia de la interacción entre contaminación lumínica y sonora, se propone que el concepto de redes ecológicas oscuras incorpore el de áreas libres de ruido antropogénico. La identificación y conservación de áreas libres de ruido antropogénico reporta beneficios significativos para la biodiversidad y para la población humana (EEA 2016, Votsi et al. 2016). Para esto, se propone seguir los pasos propuestos por Sordello et al. (2022) pero integrando ambas problemáticas. Cabe destacar que estas recomendaciones pueden aplicarse a distintas escalas espaciales, en cualquier sistema que sea considerado como paisaje. En primer lugar es preciso realizar un mapeo de las zonas libres de contaminación lumínica y sonora. En segundo lugar, y en base al mapeo previo, se sugiere identificar la infraestructura oscura y libre de ruido, trazando corredores que unan los sitios claves y considerando distintos tipos de hábitats (bosques, praderas, humedales, etc). En tercer lugar, se propone el diseño de medidas de mitigación adaptadas a las necesidades de la red diseñada. Se podrán considerar aspectos normativos, educativos, adaptación de la luminaria existente, preservación y restauración de las áreas oscuras y libres de ruido, entre otras. Por último, es preciso dar cuenta de la efectividad de las medidas implementadas mediante el muestreo periódico de la red ecológica. Se recomienda fuertemente el análisis del paisaje acústico y el cálculo de índices, ya que muestran ser sensibles a las variaciones en el paisaje acústico natural sometido a contaminación lumínica y sonora (Pijanowski et al. 2011, Sueur & Farina 2015, Fairbrass et al. 2017, Farina & Gage 2017).

9 - BIBLIOGRAFÍA

- Alberti, M. (2008). Advances in urban ecology: integrating humans and ecological processes in urban ecosystems.
- Aspuru, I., Garcia, I., Bartalucci, C., Borch, F., & Carfagni, M. (2016). LIFE + 2010 QUADMAP Project: a new methodology to select, analyze and manage Quiet Urban Areas defined by the European Directive 2002 / 49 / EC. 120–129. <https://doi.org/10.1515/noise-2016-0009>
- Bannar-Martin, K. H., Kremer, C. T., Ernest, S. K. M., Leibold, M. A., Auge, H., Chase, J., Declerck, S. A. J., Eisenhauer, N., Harpole, S., Hillebrand, H., Isbell, F., Koffel, T., Larsen, S., Narwani, A., Petermann, J. S., Roscher, C., Cabral, J. S., & Supp, S. R. (2018). Integrating community assembly and biodiversity to better understand ecosystem function: the Community Assembly and the Functioning of Ecosystems (CAFE) approach. *Ecology Letters*, 21(2), 167–180. <https://doi.org/10.1111/ele.12895>
- Bará, S., Falchi, F., Lima, R. C., & Pawley, M. (2021). Can we illuminate our cities and (still) see the stars? 1–12. <https://doi.org/10.48550/arXiv.2109.05310>
- Barber, J. R., Crooks, K. R., & Fristrup, K. M. (2009). The costs of chronic noise exposure for terrestrial organisms. *Trends in Ecology & Evolution*, 25(3), 180–189. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.08.002>
- Barber, J. R., Crooks, K. R., & Fristrup, K. M. (2010). The costs of chronic noise exposure for terrestrial organisms. *Trends in Ecology and Evolution*, 25(3), 180–189. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.08.002>
- Barindelli, N., Gadino, I., Goñi, A. L., Miguez, P. (2018). *Procesos actuales de construcción del territorio en el municipio de Maldonado: la faja Pinares-San Jorge*. 600–610. <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/54932>
- Bennie, J., Davies T., Inger, R., & Gaston, K. (2014). Mapping artificial lightscares for ecological studies. *Methods in Ecology and Evolution* 5: 534e540.
- Boelman, N. T., Asner, G. P., Hart, P. J., & Martin, R. E. (2007). Multi-trophic invasion resistance in Hawaii: bioacoustics, field surveys, and airborne remote sensing. *Ecological Applications*, 17(8), 2137–2144.
- Boyes, D. H., Evans, D. M., Fox, R., Parsons, M. S., & Pocock, M. J. O. (2021). Street lighting has detrimental impacts on local insect populations. *Science Advances*, 7(35), 1–9. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abi8322>
- Bradfer-Lawrence, T., Gardner, N., Bunnefeld, L., Bunnefeld, N., Willis, S. G., & Dent, D. H. (2019). Guidelines for the use of acoustic indices in environmental research.

Methods in Ecology and Evolution, 10(10), 1796–1807.
<https://doi.org/10.1111/2041-210X.13254>

Bradshaw, W. E., & Holzapfel, C. M. (2007). Evolution of animal photoperiodism. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 38, 1–25.
<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.37.091305.110115>

Buxton, R. T., Seymoure, B. M., White, J., Angeloni, L. M., Crooks, K. R., Fristrup, K., McKenna, M. F., & Wittemyer, G. (2020). The relationship between anthropogenic light and noise in U.S. national parks. *Landscape Ecology*, 35(6), 1371–1384.
<https://doi.org/10.1007/s10980-020-01020-w>

Calvo, J. J. (2011). Uruguay: visión y escenarios demográficos al 2050.

Cao, M., Xu, T., & Yin, D. (2022). Understanding light pollution: recent advances on its health threats and regulations. *Journal of Environmental Sciences*, 127, 589–602.

Challéat, S., Barré, K., Laforge, A., Lapostolle, D., Franchomme, M., Sirami, C., Le Viol, I., Milian, J., & Kerbiriou, C. (2021). Grasping darkness: The dark ecological network as a social-ecological framework to limit the impacts of light pollution on biodiversity. *Ecology and Society*, 26(1). <https://doi.org/10.5751/ES-12156-260115>

Classen-Rodríguez, L., Tinghitella, R., & Fowler-Finn, K. (2021). Anthropogenic noise affects insect and arachnid behavior, thus changing interactions within and between species. *Current Opinion in Insect Science*, 47, 142–153.

Cox, D. T. C., de Miguel, A. S., Bennie, J., Dzurjak, S. A., & Gaston, K. J. (2022). Majority of artificially lit Earth surface associated with the non-urban population. *Science of The Total Environment*, 156782.

Davies, T. W., Bennie, J., & Gaston, K. J. (2012). Street lighting changes the composition of invertebrate communities. *Biology Letters*, 8(5), 764–767.
<https://doi.org/10.1098/rsbl.2012.0216>

Dias, K. S., Dosso, E. S., Hall, A. S., Schuch, A. P., & Tozetti, A. M. (2019). Ecological light pollution affects anuran calling season, daily calling period, and sensitivity to light in natural Brazilian wetlands. *Science of Nature*, 106(7–8).
<https://doi.org/10.1007/s00114-019-1640-y>

Dominoni, D. M., Borniger, J. C., & Nelson, R. J. (2016). Light at night, clocks and health: From humans to wild organisms. *Biology Letters*, 12(2), 2–5.
<https://doi.org/10.1098/rsbl.2016.0015>

Dominoni, D., Smit, J. A., Visser, M. E., & Halfwerk, W. (2020). Multisensory pollution: artificial light at night and anthropogenic noise have interactive effects on activity patterns of great tits (*Parus major*). *Environmental Pollution*, 256, 113314.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.11.3314>

- Dormann, C. F., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carré, G., García Marquéz, J. R., Gruber, B., Lafourcade, B., Leitão, P. J., Münkemüller, T., McClean, C., Osborne, P. E., Reineking, B., & Lautenbach, S. (2013). Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*, 36(1), 27-46.
- Dumyahn, S. L., & Pijanowski, B. C. (2011). Soundscape conservation. *Landscape Ecology* 26, 1327-1344.
- EEA (2016). Quiet areas in Europe: The environment unaffected by noise pollution. In EEA Report No 14/2016 (Issue 14). <http://www.eea.europa.eu/publications/quiet-areas-in-europe>
- Eguino, H., & Adler, V. (2009). *Desarrollo Urbano en Uruguay: aportes para el diálogo sectorial*. Banco Interamericano de Desarrollo. <http://idbdocs.iadb.org/wsdocs/getdocument.aspx?docnum=35380051>
- Emerson, K. J., & Holzapfel, W. E. B. C. M. (2008). Concordance of the circadian clock with the environment is necessary to maximize fitness in natural populations. *Ecology*, 89(4), 979–983. <https://doi.org/10.1111/j.1558-5646.2008.00324.x>
- Fairbrass, A. J., Rennett, P., Williams, C., Titheridge, H., & Jones, K. E. (2017). Biases of acoustic indices measuring biodiversity in urban areas. *Ecological Indicators*, 83(July), 169–177. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.064>
- Falchi, F., Cinzano, P., Duriscoe, D., Kyba, C. C. M., Elvidge, C. D., Baugh, K., Portnov, B. A., Rybnikova, N. A., & Furgoni, R. (2016). The new world atlas of artificial night sky brightness. *Science Advances*, 2(6), 1–26. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1600377>
- Farina, A., & Gage, S. H. (Eds.) (2017). *Ecoacoustics: the ecological role of sounds*. John Wiley & Sons.
- Ferreira, L. M., Oliveira, E. G., Lopes, L. C., Brito, M. R., Baumgarten, J., Rodrigues, F. H., & Sousa-Lima, R. S. (2018). What do insects, anurans, birds, and mammals have to say about soundscape indices in a tropical savanna. *Journal of Ecoacoustics*, 2(1), 1-1. <https://doi.org/10.22261/JEA.PVH6YZ>
- Francis, C. D., & Barber, J. R. (2013). A framework for understanding noise impacts on wildlife: An urgent conservation priority. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11(6), 305–313. <https://doi.org/10.1890/120183>
- Fuller S., Axel A. C., Tucker D., & Gage S. H. (2015). Connecting soundscape to landscape: Which acoustic index best describes landscape configuration? *Ecological Indicators*. 58, 207–215. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.05.057>.
- Gadino, I., Sciandro, J., Taveira, G., Goldberg, N. (2022) Tendencias y efectos socioambientales del desarrollo inmobiliario turístico en zonas costeras de

- Sudamérica. El caso de Región Este, Uruguay. *Revista latinoamericana de estudios urbano regionales* 48(145), 1 - 23. <https://doi.org/10.7764/EURE.48.145.05>
- Gan, H., Zhang, J., Towsey, M., Truskinger, A., Stark, D., van Rensburg, B. J., Li, Y., & Roe, P. (2020). Data selection in frog chorusing recognition with acoustic indices. *Ecological Informatics*, 60, 101160. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2020.101160>
- Gaston, K. J. (2019). Nighttime ecology: The “nocturnal problem” revisited. *American Naturalist*, 193(4), 481–502. <https://doi.org/10.1086/702250>
- Gaston, K. J., Bennie, J., Davies, T. W., & Hopkins, J. (2013). The ecological impacts of nighttime light pollution: a mechanistic appraisal. *Biological Reviews*, 88(4), 912–927. <https://doi.org/10.1111/brv.12036>
- Giavi, S., Fontaine, C., & Knop, E. (2021). Impact of artificial light at night on diurnal plant-pollinator interactions. *Nature Communications*, 12(1), 8–12.
- Gonzalez, A. E. (2013). Contaminación Sonora y Derechos Humanos. *Derechos Humanos en las Políticas Públicas. Serie Investigaciones: Derechos humanos en las políticas públicas*. N° 2. 464 pp.
- Grimm, N. B., Faeth, S. H., Golubiewski, N. E., Redman, C. L., Wu, J., Bai, X., & Briggs, J. M. (2008). Global change and the ecology of cities. *Science*, 319(5864): 756–760. <https://doi.org/10.1126/science.1150195>
- Grubisic, M., van Grunsven, R. H. A., Kyba, C., Manfrin, A., & Hölker, F. (2018). Insect declines and agroecosystems: does light pollution matter? - *Annals of Applied Biology*, 173, 2, 180–189.
- Halfwerk, W., & Jerem, P. (2021). A systematic review of research investigating the combined ecological impact of anthropogenic noise and artificial light at night. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9(November), 1–8. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.765950>
- Halfwerk, W., & Slabbekoorn, H. (2015). Pollution going multimodal: The complex impact of the human-altered sensory environment on animal perception and performance. *Biology Letters*, 11(4). <https://doi.org/10.1098/rsbl.2014.1051>
- Hamer, A. J., & McDonnell, M. J. (2008). Amphibian ecology and conservation in the urbanising world: A review. *Biological Conservation*, 141(10), 2432–2449. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.07.020>
- Hanski, I. (1999). *Metapopulation Ecology*. New York: Oxford University Press.
- Hänel, A., Posch, T., Ribas, S. J., Aubé, M., Duriscoe, D., Jechow, A., Kollath, Z., Lolkema, D. E., Moore, C., Schmidt, N., Spoelstra, H., Wuchterl, G., & Kyba, C. C. M. (2018). Measuring night sky brightness: methods and challenges. *Journal of Quantitative*

Spectroscopy and Radiative Transfer, 205, 278–290.
<https://doi.org/10.1016/j.jqsrt.2017.09.008>

Hölker, F., Bolliger, J., Davies, T. W., Giavi, S., & Jechow, A. (2021). 11 Pressing research questions on how light pollution affects biodiversity. December.
<https://doi.org/10.3389/fevo.2021.767177>

Hölker, F., Moss, T., Griefahn, B., Kloas, W., Voigt, C. C., Henckel, D., Hänel, A., Kappeler, P. M., Völker, S., Schwoppe, A., Franke, S., Uhrlandt, D., Fischer, J., Klenke, R., Wolter, C., & Tockner, K. (2010a). The dark side of light: A transdisciplinary research agenda for light pollution policy. *Ecology and Society*, 15(4).
<https://doi.org/10.5751/ES-03685-150413>

Hölker, F., Wolter, C., Perkin, E. K., & Tockner, K. (2010b). Light pollution as a biodiversity threat. *Trends in Ecology and Evolution*, 25(12), 681–682.
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.09.007>

Indraswari, K., Bower, D. S., Tucker, D., Schwarzkopf, L., Towsey, M., & Roe, P. (2020). Assessing the value of acoustic indices to distinguish species and quantify activity: A case study using frogs. *Freshwater Biology*, 65(1), 142–152.
<https://doi.org/10.1111/fwb.13222>

INE. (2004). Censo Fase I. Total del país. Síntesis de resultados. Censo Fase I.
www.ine.gub.uy

INE. (2011). Resultados del Censo de Población 2011: población, crecimiento y estructura por sexo y edad. www.ine.gub.uy

IUCN. (2009). *Wildlife in a Changing World - An analysis of the 2008 IUCN Red List of Threatened Species*.

Jia, Y., Ma, H., & Kang, J. (2020). Characteristics and evaluation of urban soundscapes worthy of preservation. *Journal of environmental management* 253: 109722.

Kasten, E. P., Gage, S. H., Fox, J., & Joo, W. (2012). The remote environmental assessment laboratory's acoustic library: An archive for studying soundscape ecology. *Ecological Informatics*, 12, 50–67.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2012.08.001>

Kaye, J. P., Groffman, P. M., Grimm, N. B., Baker, L. A., & Pouyat, R. V. (2006). A distinct urban biogeochemistry? *Trends in Ecology and Evolution*, 21(4): 192–199.
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.12.006>

Kight, C. R., & Swaddle, J. P. (2011). How and why environmental noise impacts animals: An integrative, mechanistic review. *Ecology Letters* 14(10), 1052–1061.
<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01664.x>

- Kyba, C. C. M., Kuester, T., De Miguel, A. S., Baugh, K., Jechow, A., Hölker, F., Bennie, J., Elvidge, C. D., Gaston, K. J., & Guanter, L. (2017). Artificially lit surface of Earth at night increasing in radiance and extent. *Science Advances*, 3(11), 1–9. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1701528>
- Koenker, R. (2022). *quantreg: Quantile Regression*. R package version 5.88. <https://CRAN.R-project.org/package=quantreg>
- Krause B, Farina A. 2016. Using ecoacoustic methods to survey the impacts of climate change on biodiversity. *Biological Conservation* 195, 245–254.
- Kuhn, M., Jackson S., & Cimentada, J. (2020). *corrr: Correlations in R*. R package version 0.4.3. <https://CRAN.R-project.org/package=corrr>
- Levenhagen, M. J., Miller, Z. D., Petrelli, A. R., Ferguson, L. A., Shr, Y. H., Gomes, D. G. E., Taff, B. D., White, C., Fristrup, K., Monz, C., McClure, C. J. W., Newman, P., Francis, C. D., & Barber, J. R. (2021). Ecosystem services enhanced through soundscape management link people and wildlife. *People and Nature*, 3(1), 176–189. <https://doi.org/10.1002/pan3.10156>
- Levin, S. A. (1992). The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology*, 73(6), 1943–1967. <https://doi.org/10.2307/1941447>
- Levins, R. (1969) Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomology Society of America*, 15, 237-240. <https://doi.org/10.1093/besa/15.3.237>
- Lokhandea, S. K., Sakhareb, D. S., Dangea, S. S., & Jaina, M. C. (2021). A Short Review of Road Noise Barriers Focusing on Ecological Approaches. *International Journal of Engineering & Technology Sciences*, 2021, 1-17.
- Lyytimäki, J. (2013). Nature’s nocturnal services: Light pollution as a non-recognised challenge for ecosystem services research and management. *Ecosystem Services* 3, e44-e48.
- MacArthur, R. H. & Wilson, E. O. (1967). *The theory of island biogeography* (Vol. 1). Princeton, NJ: Princeton University Press.
- Malavasi, R. & Farina, A. (2013) Neighbours talk: interspecific choruses among songbirds. *Bioacoustics*, 22, 33–48. <https://doi.org/10.1080/09524622.2012.710395>
- McKinney M. L. (2002) Urbanization, biodiversity, and conservation. *BioScience* 52, 883–890. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0883:UBAC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0883:UBAC]2.0.CO;2)
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.

- Montgomery, M. R. (2008). The urban transformation of the developing world. *Science*, 319, 761-764. <https://doi.org/10.1126/science.11530>
- Morley, E. L., Jones, G., Radford, A. N., & Radford, A. N. (2014). The importance of invertebrates when considering the impacts of anthropogenic noise. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1776), 20132683
- Nadri, F., Sadat, Z., & Fard, M. (2022). Noise pollution in the high-traffic areas and proposed solutions: A case study in Ilam, Iran. 7(Spring), 131–142. <https://doi.org/10.18502/japh.v7i2.9597>
- Naeem, S., Bunker, D. E., Hector, A., Loreau, M., & Perrings, C. (2009). Biodiversity, ecosystem functioning, and human wellbeing: an ecological and economic perspective. Oxford University Press. 372 pp.
- Orr, J. A., Vinebrooke, R. D., Jackson, M. C., Kroeker, K. J., Kordas, R. L., Mantyka-Pringle, C., van den Brink, P. J., de Laender, F., Stoks, R., Holmstrup, M., Matthaei, C. D., Monk, W. A., Penk, M. R., Leuzinger, S., Schäfer, R. B., & Piggott, J. J. (2020). Towards a unified study of multiple stressors: Divisions and common goals across research disciplines. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 287(1926). <https://doi.org/10.1098/rspb.2020.0421>
- Pater, L. L., Grubb, T. G., & Delaney, D. K. (2009). Recommendations for improved assessment of noise impacts on wildlife. *The Journal of Wildlife Management*, 73(5), 788-795. <https://doi.org/10.2193/2006-235>
- Pieretti, N., Farina, A., & Morri, D. (2011). A new methodology to infer the singing activity of an avian community: The acoustic complexity index (ACI). *Ecological Indicators*, 11(3), 868–873. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.11.005>
- Pijanowski, B. C., Villanueva-rivera, L. J., Dumyahn, S. L., Farina, A., & Krause, B. L. (2011). Soundscape ecology: The science of sound in the landscape. 61(3), 203–216. <https://doi.org/10.1525/bio.2011.61.3.6>
- Pinheiro, J., Bates, D., & R Core Team (2022). nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3. 1-157. <https://CRAN.R-project.org/package=nlme>
- R Core Team (2021) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Rajput, S., Naithani, M., Meena, K., & Rana, S. (2021). Light pollution: hidden perils in light and links to cancer. *Sleep and Vigilance*, 5(1), 5–16. <https://doi.org/10.1007/s41782-020-00123-3>
- Rich, C., & Longcore, T. (2006). *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*.

- Rossini Iglesias, G. F. (2021) Análisis de la Ley n.º 17.852 sobre contaminación acústica. *Revista de la Facultad de Derecho, UdelaR* (50). <http://doi.org/10.22187/rfd2021n50a1>
- Sanders, D., Frago, E., Kehoe, R., Patterson, C., & Gaston, K. J. (2021). A meta-analysis of biological impacts of artificial light at night. *Nature Ecology & Evolution*, 5(1), 74–81. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022745>
- Schreuder, D. (2008). *Outdoor Lighting: Physics, Vision and Perception* 1 (69).
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity. (2000). *Sustaining Life on Earth: How the Convention on Biological Diversity Promotes Nature and Human Well-being*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity.
- Seto, K. C., Güneralp, B., & Hutyrá, L. R. (2012). Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proc. Natl Acad. Sci. USA*, 109(40), 16083-16088. <https://doi.org/10.1073/pnas.1211658109>
- Sordello, R., Busson, S., Cornuau, J. H., Deverchère, P., Faure, B., Guetté, A., Hölker, F., Kerbiriou, C., Lengagne, T., Le Viol, I., Longcore, T., Moeschler, P., Ranzoni, J., Ray, N., Reyjol, Y., Roulet, Y., Schroer, S., Secondi, J., Valet, N., Vanpeene, S. & Vaclair, S. (2022). A plea for a worldwide development of dark infrastructure for biodiversity – Practical examples and ways to go forward. *Landscape and Urban Planning*, 219. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104332>
- Straka, T. M., Wolf, M., Gras, P., Buchholz, S., & Voigt, C.C. (2019). Tree cover mediates the effect of artificial light on urban bats. *Frontiers in Ecology and Evolution* 7: 91. <https://doi.org/10.1093/biosci/biab087>
- Sueur, J., & Farina, A. (2015). Ecoacoustics: the Ecological Investigation and Interpretation of Environmental Sound. *Biosemiotics*, 8(3), 493–502. <https://doi.org/10.1007/s12304-015-9248-x>
- Sueur, J., Pavoine, S., Hamerlynck, O., & Duvail, S. (2008). Rapid acoustic survey for biodiversity appraisal. *PLoS ONE*, 3(12). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0004065>
- Sugai, L. S. M., Desjonqueres, C., Silva, T. S. F., & Llusia, D. (2020). A roadmap for survey designs in terrestrial acoustic monitoring. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 6(3), 220-235. <https://doi.org/10.1002/rse2.131>
- Sugai, L. S. M., Llusia, D., Siqueira, T., & Silva, T. S. (2021a). Revisiting the drivers of acoustic similarities in tropical anuran assemblages. *Ecology*, 102(7), e03380, <https://doi.org/10.1002/ecy.3380>

- Sugai, L. S., Silva, T. S., Llusia, D., & Siqueira, T. (2021b). Drivers of assemblage-wide calling activity in tropical anurans and the role of temporal resolution. *Journal of Animal Ecology*, 90(3), 673-684, <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13399>.
- Sugai, L. S. M., Silva, T. S. F., Ribeiro, J. W., & Llusia, D. (2019). Terrestrial passive acoustic monitoring: review and perspectives. *BioScience*, 69(1), 5–11. <https://doi.org/10.1093/biosci/biy147>
- Towsey, M., Wimmer, J., Williamson, I., & Roe, P. (2014) The use of acoustic indices to determine avian species richness in audio- recordings of the environment. *Ecological Informatics*, 21, 110-119. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2013.11.007>
- Unihedron (2021). Sky Quality Meter. Manual de instrucciones. Accesible en http://www.unihedron.com/projects/darksky/Instruction_sheet.pdf
- United Nations Environment Programme (UNEP). 2012. The rapid transition to energy efficient lighting: an integrated policy approach. UNEP, Global Environment Facility. https://europa.eu/capacity4dev/file/14168/download?token=fFhB_RQR
- Van Doren, B. M., Horton, K. G., Dokter, A. M., Klinck, H., Elbin, S. B., & Farnsworth, A. (2017). High-intensity urban light installation dramatically alters nocturnal bird migration. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 114(42), 11175–11180. <https://doi.org/10.1073/pnas.1708574114>
- Villanueva-Rivera L. J., & Pijanowski, B. C. (2018). soundecology: Soundscape Ecology. R package version 1.3.3. <https://CRAN.R-project.org/package=soundecology>
- Villanueva-Rivera, L. J., Pijanowski, B. C., Doucette, J., & Pekin, B. (2011). A primer of acoustic analysis for landscape ecologists. *Landscape Ecology*, 26(9), 1233–1246. <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9636-9>
- Votsi, N. E. P., Kallimanis, A. S., & Pantis, I. D. (2016). An environmental index of noise and light pollution at EU by spatial correlation of quiet and unlit areas. *Environmental Pollution*, 221, 459–469. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.015>
- Ziegler, L., Arim, M., & Narins, P. M. (2011). Linking amphibian call structure to the environment: the interplay between phenotypic flexibility and individual attributes. *Behavioral Ecology* 22, 520-526.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A., & Smith, G. M. (2016). Mixed effects models and extensions in ecology with R (Vol. 4). New York: Springer.

10 - APÉNDICES

10.1 - APÉNDICE I

Tabla A1.1. Total de audios utilizados en el análisis planteado para el Objetivo 1, sobre los que se calculó índice acústico NDSI.

Sitio de muestreo	Punto de muestreo	n de grabaciones	Duración del audio (seg)
Montoya	1	1	60
Manantiales	2	1	60
El Chorro	3	1	60
La Bota	4	1	60
Balneario Bs. As.	5	1	60
San Vicente	6	1	60
La Boya	7	1	60
Laguna de José Ignacio	8	1	60
Rotonda de José Ignacio	9	1	60
La Choza	10	1	60
El Caracol	11	1	60
Hotel El Caracol	12	1	60
Laguna Garzón	13	1	60

Tabla A1.2. Total de audios utilizados en el análisis planteado para el Objetivo 2, sobre los que se calcularon distintos índices acústicos. Para cada sitio se definieron entre 2 y 4 puntos de muestreo.

Sitio de muestreo	Punto de muestreo	n de grabaciones	Duración de cada audio (seg)
Punta Ballena	1	82	120
	2	82	120
	3	82	120
San Carlos	1	102	120
	2	102	120
	3	102	120
	4	102	120
Barra Grande	1	88	120
	2	88	120
El Tesoro	1	109	120
	2	109	120
	3	109	120
La Bota	1	105	120
	2	105	120
	3	105	120
CURE	1	110	120
	2	110	120

10.2- APÉNDICE II

Gráficos descriptivos (Fig. A2.1) y análisis (Figura A2.2, Tabla A2.1) de los efectos del logaritmo de la luminancia y del ruido (-NDSI) para tres índices acústicos: Índice de diversidad acústica (ADI), Índice bioacústico (BIO) e Índice de equitatividad acústica (AEI).

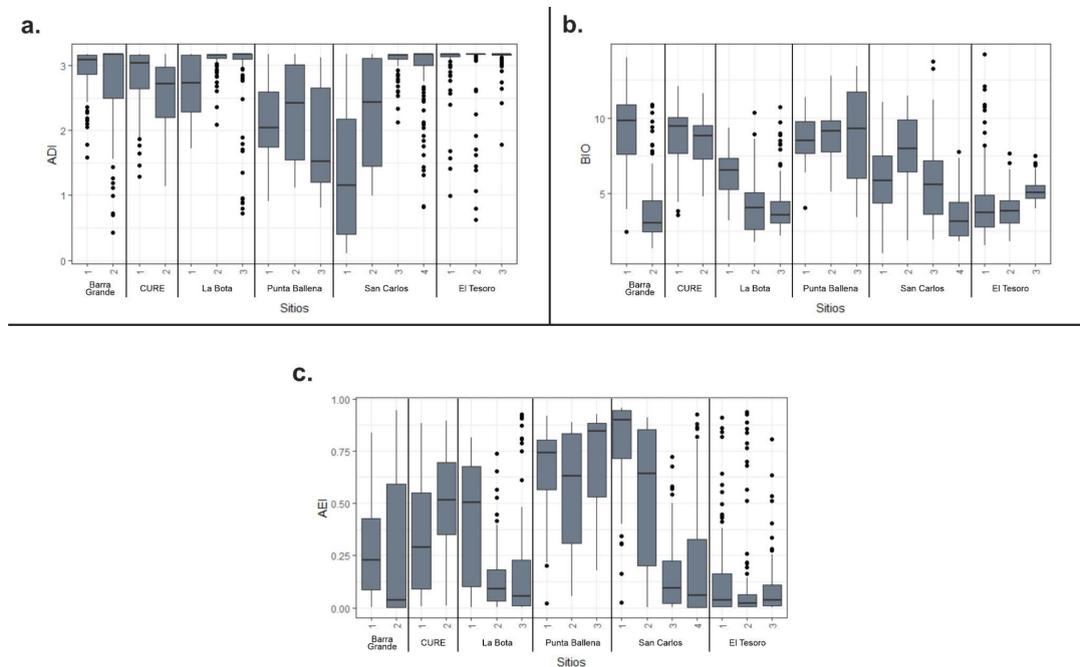


Figura A2.1. Gráficos de los índices acústicos de biodiversidad para cada sitio muestreado. **a.** Índice de diversidad acústica (ADI); **b.** Índice bioacústico (BIO); **c.** Índice de equitatividad acústica (AEI). Los puntos de muestreo se definen de acuerdo a su proximidad a la ruta más cercana (1, punto más cercano; 4, más lejano).

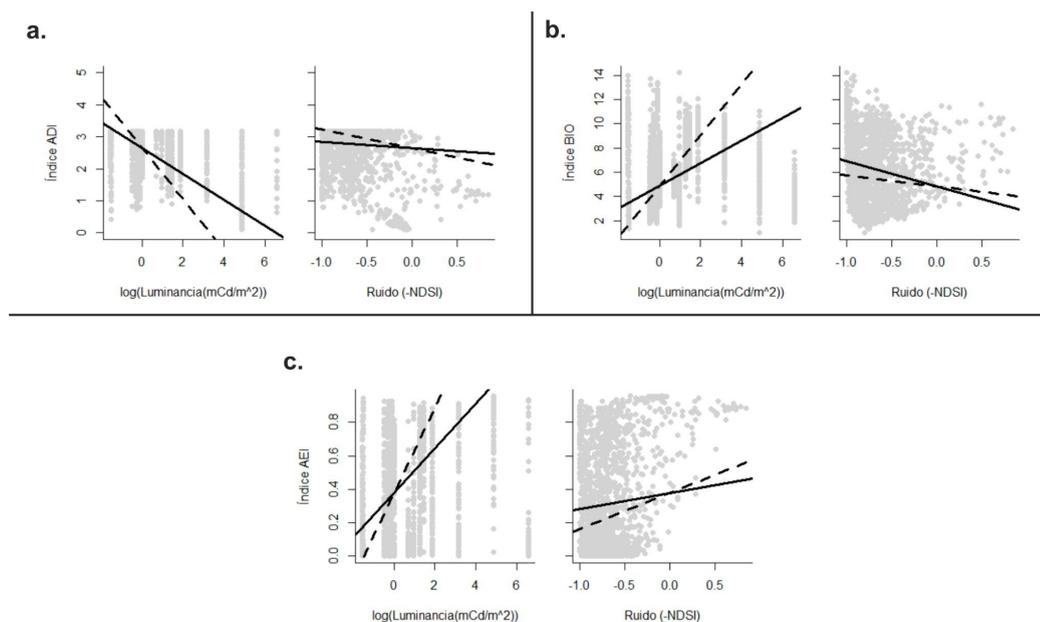


Figura A2.2. Efectos del logaritmo de la luminancia (mCd/m^2) y el ruido (-SQM) en los índices de biodiversidad acústica. Para cada índice se ajustó un modelo mixto según: $\text{ÍNDICE} \sim \log \text{Luminancia} * \text{Ruido}$, $\text{random} = \sim 1 + \text{sito}$

[sitio (pendiente aleatoria). Ver valores de significancia y ajuste en Tabla 1. Gráficos **a.** Índice de Diversidad Acústica (ADI). **b.** Índice bioacústico (BIO); **c.** Índice de equitatividad acústica (AEI). Las líneas continuas corresponden a las curvas de regresión de los efectos simples de las variables y las líneas punteadas al efecto simple sumado al efecto interactivo con la segunda variable involucrada.

Tabla A2.1. Ajustes de los modelos mixtos evaluando los Índices acústicos de biodiversidad como variables dependientes y el ruido, el logaritmo de la luminancia y la interacción de ambas como variables independientes. Para cada índice se detallan pendiente e interceptos (error estándar, t-valor). Textos en negrita indican valores estadísticamente significativos, intervalo de confianza 95%. R²m (R² marginal), varianza descrita por los efectos fijos del modelo mixto; R²a (R² acumulativo), varianza descrita por la suma de los efectos fijos y aleatorios del modelo mixto.

	BIO	ADI	AEI
intercepto	4,869 (0,762 / 6,390)	2,654 (0,150 / 17,688)	0,376 (0,080 / 4,731)
log(luminancia)	0,932 (0,071 / 13,178)	-0,405 (0,018 / -22,628)	0,133 (0,008 / 16,435)
ruido	-2,085 (0,238 / -8,753)	-0,188 (0,060 / -3,118)	0,094 (0,027 / 3,435)
log(luminancia) : ruido	1,177 (0,092 / 12,766)	-0,398 (0,023 / -17,090)	0,012 (0,010 / 11,522)
R2m	0,063	0,295	0,185
R2a	0,445	0,497	0,478