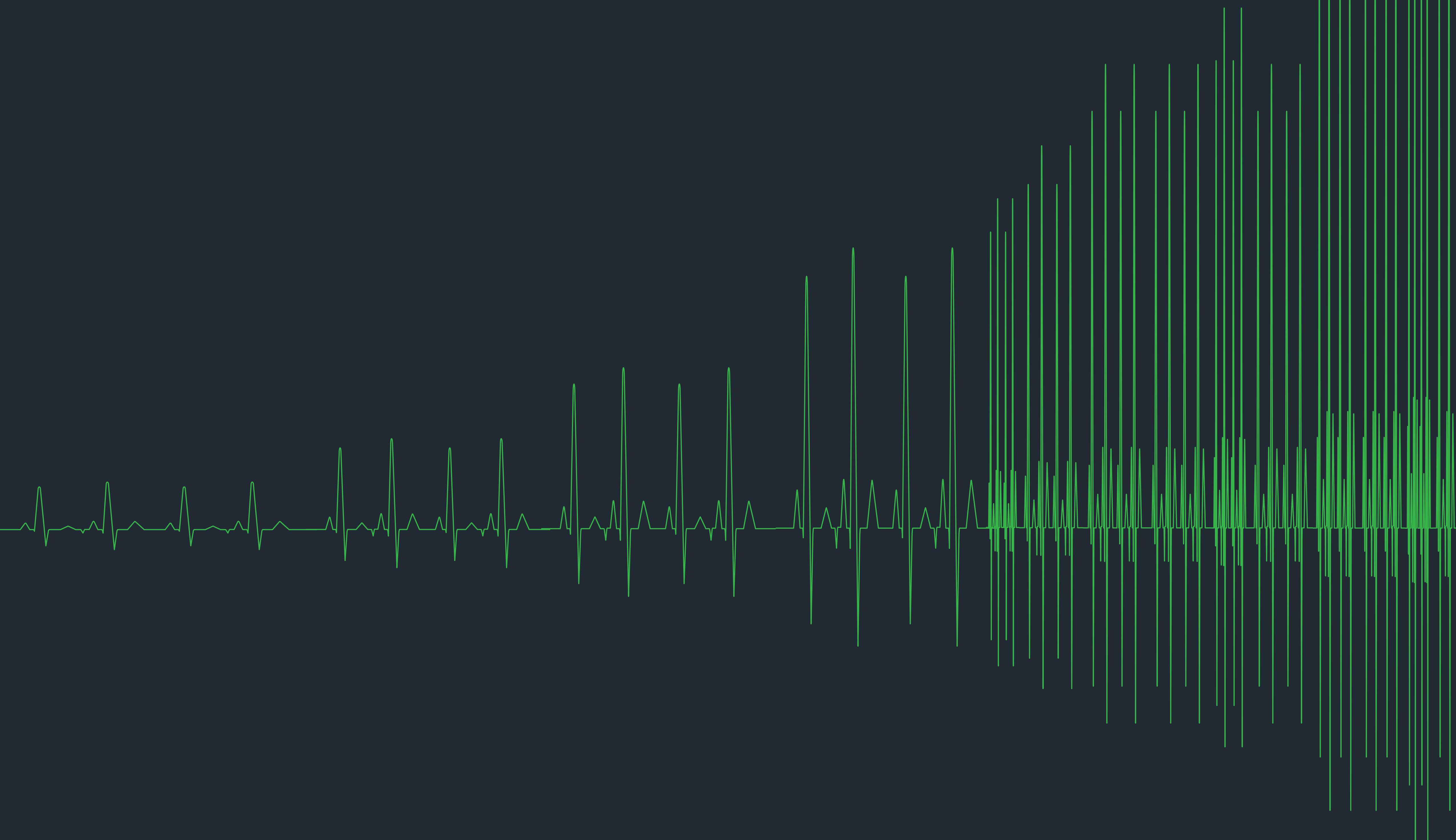


Ruido, llamas y desequilibrios

NUEVOS TEMAS DE INTERÉS AMBIENTAL



Fronteras 2022

© 2022 Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente

ISBN: 978-92-807-3964-0

Número de trabajo: DEW/2461/NA

La presente publicación puede reproducirse íntegra o parcialmente y en cualquier formato con fines educativos o sin ánimo de lucro sin el permiso específico del titular de los derechos de autor, siempre y cuando se cite la fuente. El Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente agradecería recibir una copia de cualquier publicación que utilice esta publicación como fuente.

Queda prohibido el uso de esta publicación con fines de reventa o cualquier otro propósito comercial de cualquier tipo sin la autorización previa por escrito de la Secretaría de las Naciones Unidas. Las solicitudes de autorización, acompañadas de una declaración del propósito y la extensión de la reproducción, deben dirigirse a: Director de la División de Comunicaciones, Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, PO Box 30552, Nairobi 00100 (Kenya).

Descargo de responsabilidad

Las designaciones utilizadas y la presentación del material que recoge esta publicación no implican la expresión de ningún tipo de opinión por parte de la Secretaría de las Naciones Unidas con relación a la condición jurídica de ningún país, territorio, ciudad o zona, o de sus autoridades, ni con respecto a la delimitación de sus fronteras o límites.

Es posible que algunas ilustraciones o gráficos que aparecen en esta publicación se hayan adaptado del contenido publicado por terceros con objeto de ilustrar las interpretaciones de los autores de los principales mensajes que se desprenden de dichas ilustraciones o gráficos de terceros. En esos casos, el material que recoge esta publicación no implica la expresión de ningún tipo de opinión por parte del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente con relación al material original utilizado como base para dichos gráficos o ilustraciones.

La mención de una empresa o producto comercial en este documento no implica aprobación por parte del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente o de los autores. No está permitido el uso de la información de este documento con fines publicitarios. Los nombres y símbolos de marcas comerciales se utilizan con fines editoriales, sin intención alguna de infringir las leyes de marca comercial o derechos de autor.

Los puntos de vista expresados en esta publicación corresponden a sus autores y no reflejan necesariamente la opinión del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Lamentamos cualquier error u omisión que pudiera haberse cometido de manera involuntaria.

© Mapas, fotografías e ilustraciones según se especifica

Referencia bibliográfica recomendada

Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, *Fronteras 2022: Ruido, llamas y desequilibrios – Nuevos temas de interés ambiental*, 2022, Nairobi (Kenya).

Producción

Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente.
<https://www.unep.org/es/resources/fronteras-2022-ruido-llamas-y-desequilibrios>

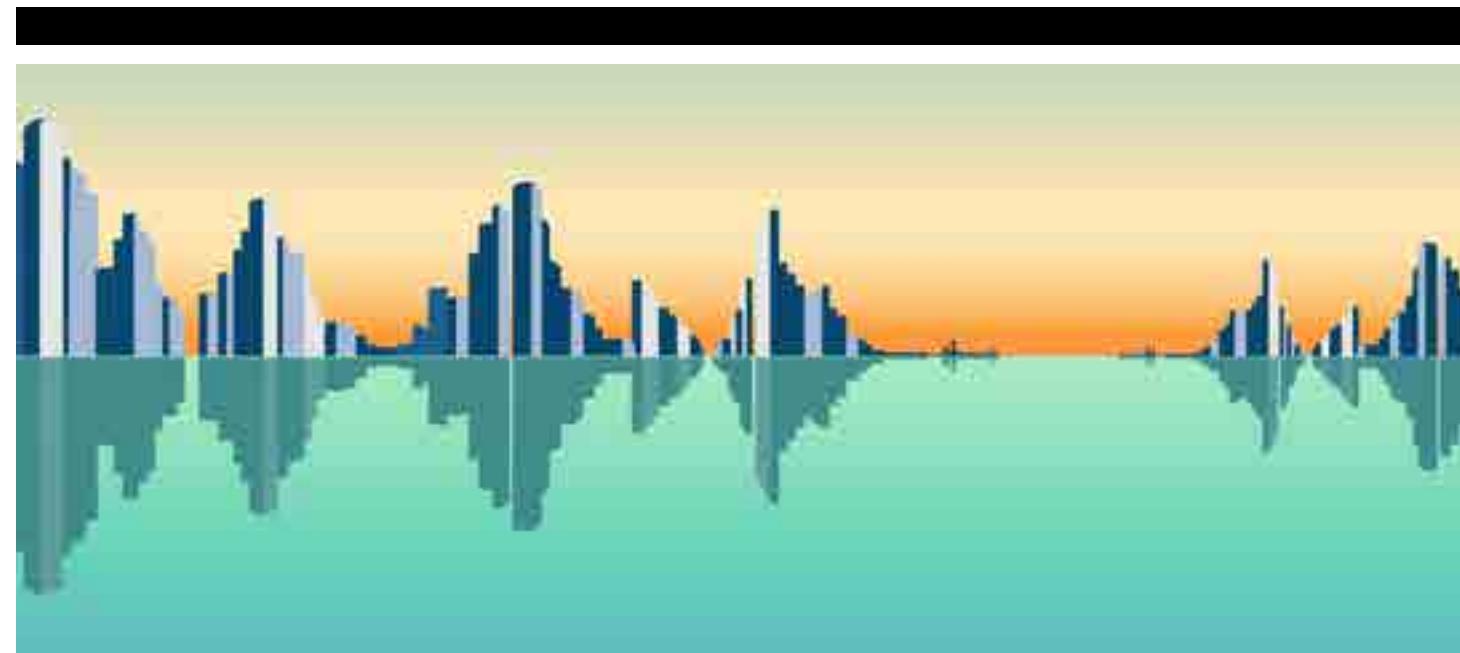
Fronteras 2022

NUEVOS TEMAS DE INTERÉS AMBIENTAL

Índice

1. Escuchar las ciudades

De entornos ruidosos
a paisajes sonoros positivos



1. Sonido envolvente: nuestro entorno acústico	8
2. Efectos del sonido	9
3. Bajar el volumen	11
4. Decisiones saludables para fomentar paisajes sonoros positivos	12
Referencias	13

2. Los incendios forestales en un contexto de cambio climático

Un tema candente



1. Olas de incendios forestales extremos	24
2. Factores humanos de los incendios forestales	26
3. El cambio del clima y de las condiciones meteorológicas propicias para los incendios	28
4. Mejoras en la gestión de los incendios forestales de cara a nuevos cambios del clima	30
Referencias	31

3. Fenología

El cambio climático interfiere en el ritmo de la naturaleza



1. El momento lo es todo para la armonía de los ecosistemas	42
2. Alteraciones en la armonía de los ecosistemas	43
3. Evolución hacia nuevas sincronías	45
4. Puentes hacia nuevas armonías	46
Referencias	47

Este informe está diseñado para leerse en pantallas. Es posible que algunas páginas no se impriman con un tamaño de fuente legible en una hoja A4 estándar.

Prólogo

La humanidad ha modificado el planeta de muchas formas perjudiciales, desde el calentamiento de nuestro clima hasta la constante reducción de los espacios naturales terrestres y marinos. Sin embargo, en un sistema tan complejo como la Tierra, la ciencia debe proseguir su búsqueda, tanto de soluciones a problemas ya detectados como de nuevas amenazas que estén por venir.

El informe *Fronteras* del PNUMA cumple esta labor, al identificar y analizar motivos de preocupación ya existentes o emergentes desde un punto de vista ambiental. En su edición de 2022 se ahonda en tres cuestiones: la contaminación acústica de las ciudades, la creciente amenaza de los incendios forestales y los cambios de los fenómenos estacionales, como la floración, la migración y la hibernación, un ámbito de estudio conocido como “fenología”.

Debido al crecimiento de las ciudades, la contaminación acústica se ha definido como un importante riesgo para el medio ambiente. Los niveles elevados de ruido son perjudiciales para la salud y el bienestar de los seres humanos, al alterar el sueño o impedir la ventajosa y positiva comunicación acústica de numerosas especies animales que habitan en dichas zonas. Sin embargo, existen soluciones, desde la electrificación del transporte hasta los espacios verdes, que deben incluirse en la planificación de las ciudades con vistas a reducir dicha contaminación.

Simultáneamente, en los últimos años se han registrado incendios forestales devastadores en todo el planeta, desde Australia hasta el Perú. Es probable que aumente la tendencia de que surjan condiciones meteorológicas propicias para los incendios más peligrosos, debido a la creciente concentración de gases de efecto invernadero en la atmósfera y al aumento de los factores de riesgo de incendios forestales que ello conlleva. La próxima década será crucial para generar una mayor resiliencia y capacidad de adaptación a los incendios forestales, también en la interfaz entre zonas silvestres y urbanas. En particular, las futuras investigaciones deberían dar respuesta a la exposición de grupos vulnerables a amenazas durante incendios forestales extremos, así como antes y después; asimismo, deberían estudiar las medidas adoptadas para redoblar los esfuerzos a efectos de prevención y preparación.

Aunque los incendios forestales son una consecuencia muy relevante del cambio climático, los cambios fenológicos son igual de preocupantes. Las plantas y los animales a menudo utilizan la temperatura, la llegada de las lluvias y la duración del día como señales del inicio de la siguiente fase de un ciclo estacional. Sin embargo, el cambio climático se está acelerando con demasiada rapidez, lo que impide que muchas especies vegetales y animales se adapten. A su vez, el funcionamiento de los ecosistemas se está viendo alterado. La rehabilitación de hábitats, la creación de corredores ecológicos para mejorar la conectividad entre estos, la modificación de los límites de zonas protegidas y la conservación de la biodiversidad en paisajes productivos pueden servir como intervenciones inmediatas. No obstante, sin esfuerzos significativos para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero, estas medidas de conservación solo retrasarán el colapso de servicios ecosistémicos esenciales.

Este informe nos ayuda a entender que aprender de los ecosistemas y cómo vivir en ellos en armonía son objetivos que todos debemos adoptar. No podemos tener una sociedad saludable sin un medio ambiente saludable. Asimismo, necesitamos conocimientos científicos sólidos que sirvan de base de políticas responsables que fomenten un medio ambiente saludable. El informe *Fronteras* proporciona estos conocimientos.



Inger Andersen
Directora Ejecutiva
Programa de las Naciones Unidas
para el Medio Ambiente

Agradecimientos

Escuchar las ciudades: de entornos ruidosos a paisajes sonoros positivos

Autor

Francesco Aletta, Facultad de Medio Ambiente, Energía y Recursos Bartlett, University College de Londres, Londres (Reino Unido)

Revisores

Angel Dzhambov, Facultad de Salud Pública, Universidad de Plovdiv, Plovdiv (Bulgaria)

Cecelia Anderson, Programa de las Naciones Unidas para los Asentamientos Humanos (ONU-Hábitat), Nairobi (Kenya)

Dominique Potvin, Facultad de Ciencias, Salud, Educación e Ingeniería, Universidad de Sunshine Coast, Moreton Bay (Australia)

Guillermo Rey Gozalo, Departamento de Física Aplicada, Universidad de Extremadura, Badajoz (España)

Hui Ma, Facultad de Arquitectura, Universidad de Tianjin, Tianjin (China)

Jin Yong Jeon, Departamento de Ingeniería de Edificación, Universidad de Hanyang, Seúl (República de Corea)

Jose Chong, ONU-Hábitat, Nairobi (Kenya)

Paulo Henrique Trombetta Zannin, Departamento de Ingeniería Mecánica, Universidad Federal de Paraná, Paraná (Brasil)

Sohel Rana, ONU-Hábitat, Nairobi (Kenya)

Los incendios forestales en un contexto de cambio climático: un tema candente

Autores

Andrew Dowdy, Universidad de Melbourne, Melbourne (Australia)

Luke Purcell, Centro Nacional de Intercambio de Recursos del AFAC, Melbourne (Australia)

Sarah Boulter, Universidad Griffith, Brisbane (Australia)

Livia Carvalho Moura, Instituto de Sociedad, Población y Naturaleza, Brasilia (Brasil)

Revisores

Cristina del Rocío Montiel Molina, Departamento de Geografía, Universidad Complutense de Madrid, Madrid (España)

Juan Pablo Argañaraz, Instituto Gulich (CONAE-UNC), CONICET, Córdoba (Argentina)

Matthew P. Thompson, Estación de Investigación de las Montañas Rocosas, Servicio Forestal de los Estados Unidos, Colorado (EE. UU.)

Sheldon Strydom, Departamento de Geografía y Ciencias Ambientales, Facultad de Geociencias y Ciencias Espaciales, Universidad del Noroeste, Mafikeng (Sudáfrica)

Fenología: el cambio climático interfiere en el ritmo de la naturaleza

Autor

Marcel E. Visser, Departamento de Ecología Animal, Instituto de Ecología de los Países Bajos (NIOO-KNAW), Wageningen (Países Bajos)

Revisores

Elsa Cleland, Departamento de Ciencias Biológicas, Universidad de California San Diego (EE. UU.)

Gary Tabor, Centro de Conservación del Paisaje a Gran Escala, Montana (EE. UU.)

Geetha Ramaswami, Fundación de Conservación de la Naturaleza, Bangalore (India)

Jan van Gils, Real Instituto de Investigación Marina de los Países Bajos, 't Horntje (Países Bajos)

Kelly Ortega-Cisneros, Departamento de Ciencias Biológicas, Universidad de Ciudad del Cabo (Sudáfrica)

Leonor Patricia Cerdeira Morellato, Departamento de Botánica, Universidad Estatal de São Paulo, São Paulo (Brasil)

Rebecca Asch, Departamento de Biología, Universidad del Este de Carolina (EE. UU.)

Shoko Sakai, Centro de Investigación Ecológica, Universidad de Kyoto (Japón)

Yann Vitasse, Instituto Federal Suizo de Investigación (WSL), Birmensdorf (Suiza)

Revisores del PNUMA

Andrea Hinwood, Dianna Kopansky, Edoardo Zandri, Jian Liu, Maarten Kappelle y Susan Mutebi-Richards, PNUMA, Nairobi (Kenya)

También deseamos transmitir nuestro profundo agradecimiento a:

Yasuyuki Aono, Universidad de la Prefectura de Osaka (Japón); Tatiana Bogdanova, Global Forest Watch (EE. UU.); Katherine Culbertson, Universidad de California, Berkeley (EE. UU.); Alexandra Horton (Reino Unido); Frederik Baumgarten, Instituto Federal Suizo de Investigación (Suiza); y Angeline Djampou, Audrey Ringler, Brigitte Ohanga, Caroline Mureithi, Conor Purcell, Daniel Cooney, Jane Muriithi, Josephine Wambua, Kaisa Uusimaa, Katie Elles, Keishamaza Rukikaire, Magda Biesiada, Maria Vittoria Galassi, Miranda Grant, Moses Osani, Nada Matta, Nandita Surendran, Neha Sud, Nicolien Schoneveld-de Lange, Pauline Mugo, Pooja Munshi, Reagan Sirengo, Richard Waiguchi, Salome Chamanje, Samuel Opiyo, Sharif Shawky, Sofia Mendez, Tito Kimathi, Tal Harris, Virginia Gitari, Wambui Ndungu, Yawo Konko y Yunting Duan, PNUMA, Nairobi (Kenya)

Equipo de producción

Responsables de producción: Edoardo Zandri y Maarten Kappelle, PNUMA, Nairobi (Kenya)

Redactora jefa: Pinya Sarasas, PNUMA, Nairobi (Kenya)

Asistencia técnica: Allan Lelei y Rachel Kosse, PNUMA, Nairobi (Kenya)

Redactora científica: Catherine McMullen (Canadá)

Ilustraciones, diseño y maquetación

Carlos Reyes, Reyes Work, Barcelona (España)

Escuchar las ciudades

De entornos ruidosos
a paisajes sonoros positivos

Autor

Francesco Aletta, Facultad de Medio Ambiente, Energía y Recursos Bartlett, University College de Londres, Londres (Reino Unido)

Colaboradores y revisores

Angel Dzhambov, Facultad de Salud Pública, Universidad de Plovdiv, Plovdiv (Bulgaria)

Cecelia Anderson, Programa de las Naciones Unidas para los Asentamientos Humanos (ONU-Hábitat), Nairobi (Kenya)

Dominique Potvin, Facultad de Ciencias, Salud, Educación e Ingeniería, Universidad de Sunshine Coast, Moreton Bay (Australia)

Guillermo Rey Gozalo, Departamento de Física Aplicada, Universidad de Extremadura, Badajoz (España)

Hui Ma, Facultad de Arquitectura, Universidad de Tianjin, Tianjin (China)

Jin Yong Jeon, Departamento de Ingeniería de Edificación, Universidad de Hanyang, Seúl (República de Corea)

Jose Chong, ONU-Hábitat, Nairobi (Kenya)

Paulo Henrique Trombetta Zannin, Departamento de Ingeniería Mecánica, Universidad Federal de Paraná, Paraná (Brasil)

Sohel Rana, ONU-Hábitat, Nairobi (Kenya)

1.

Sonido envolvente: nuestro entorno acústico



¿Qué es un paisaje sonoro?

La Organización Internacional de Normalización (ISO) define "paisaje sonoro" como "[el] entorno acústico tal y como lo perciben o experimentan y/o entienden una persona o un conjunto de personas en su contexto"¹⁰. En otras palabras, un paisaje sonoro engloba el modo en que las personas perciben y experimentan toda la gama de sonidos, así como su reacción a estos, en un lugar y un momento determinados¹¹.

Como disciplina emergente, los estudios de paisajes sonoros tratan de analizar la cuestión de los entornos acústicos urbanos de forma integral, desde una perspectiva centrada en el receptor¹². El enfoque de los paisajes sonoros tiende a centrarse en el contexto, en los sonidos deseados más que en los no deseados y en las preferencias individuales más que en la molestia¹³.

Los sonidos son fenómenos físicos complejos que tienen su origen en la vibración de una fuente que propaga la energía a un medio en forma de onda sonora. Se registran sonidos continuamente y en todos los lugares: no hay "silencio" en el planeta. Al tratarse de fenómenos físicos, los sonidos no son positivos ni negativos. Adquieren significado y generan un efecto único cuando se analizan desde el punto de vista de un receptor. Cuando los sonidos no son deseados, se convierten en ruido. Cuando los ruidos son demasiado fuertes y persisten durante demasiado tiempo, se convierten en contaminación acústica.

En la actualidad, la contaminación acústica es un grave problema ambiental y suele citarse como uno de los principales riesgos ambientales para la salud en todos los grupos de edad y sociales, y una carga adicional para la salud pública. La exposición prolongada a niveles elevados de ruido es perjudicial para la salud y el bienestar de los seres humanos, por lo que constituye un creciente motivo de preocupación tanto para el público en general como para los encargados de formular políticas¹. Actualmente, al menos el 20% de los ciudadanos de la Unión Europea están expuestos a niveles de ruido del tráfico rodado que se consideran perjudiciales para la salud. Esta cifra es solo un promedio: las zonas urbanas registran un porcentaje mucho más elevado². La contaminación acústica procede de fuentes convencionales, como carreteras, ferrocarriles, aeropuertos e industrias. Sin embargo, las actividades domésticas o de ocio también pueden provocar niveles elevados de ruido. El tráfico y otros ruidos urbanos no solo afectan al bienestar de los seres humanos, sino que también alteran y ponen en peligro la supervivencia de especies fundamentales para el entorno de las ciudades³.

Los decibelios (dB) son las unidades de medida usadas para indicar la intensidad o el volumen de un sonido y ayudan a predecir los umbrales en los que un ruido comienza a molestar a las personas o a alterar su sueño. Si bien el volumen de ruido es importante, la frecuencia (esto es, si el tono es alto o bajo) y las secuencias sonoras temporales también determinan los efectos físicos y psicológicos en quienes lo escuchan⁴.

En cuanto a los efectos físicos, la cercanía a sonidos muy fuertes y repentinos, como un disparo de más de 140 dB, puede provocar la rotura de la membrana timpánica y una pérdida auditiva instantánea. Escuchar música con auriculares a máximo volumen (entre 90 y 100 dB en la membrana timpánica) puede empezar a provocar daños auditivos con solo 15 minutos al día⁵. Una exposición habitual a más de 85 dB durante jornadas de ocho o más horas puede provocar daños auditivos permanentes. Una exposición prolongada, incluso a niveles de ruido relativamente inferiores, habituales en las zonas urbanas, también puede deteriorar la salud física y mental.

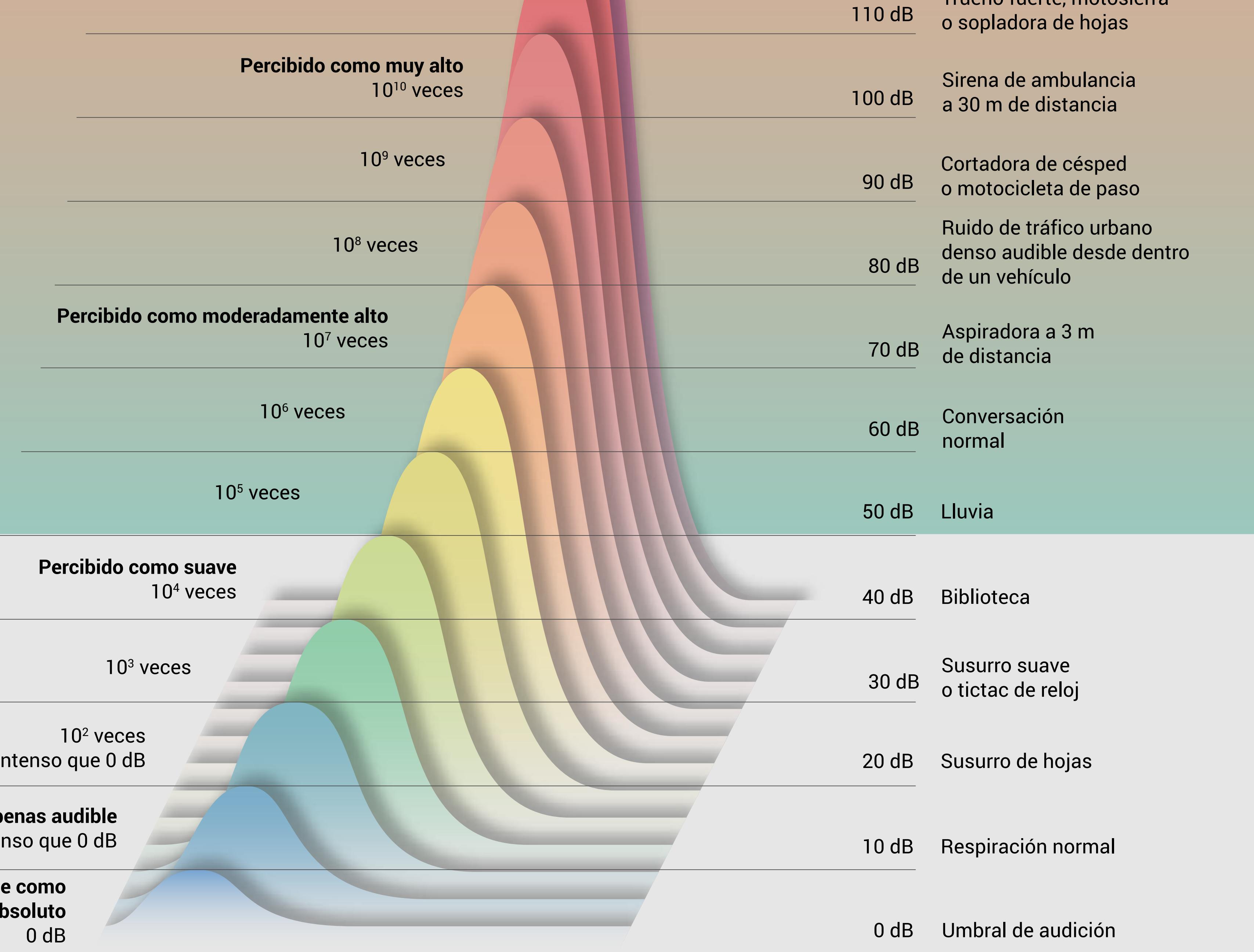
Sin embargo, la calidad del sonido no puede evaluarse solo por sus propiedades físicas. La definición de ruido como sonido no deseado implica un concepto psicológico⁶. Aunque es necesario reducir los niveles de ruido cuando son perjudiciales para la salud física de las personas, puede que haga falta una evaluación más extensa. Cada vez resulta más pertinente considerar paisajes sonoros que contribuyan al bienestar tanto físico como psicológico de las personas, especialmente en el entorno urbano⁷.

Aun así, la mayoría estará de acuerdo en que no es muy recomendable tener un mundo en silencio, ya que los sonidos pueden enriquecer nuestras vidas, restablecer la sensación de salud y bienestar y aportar significado a nuestra experiencia cotidiana⁸. Contribuyen a definir las características de los lugares y las culturas y determinan la calidad de vida. Algunos sonidos urbanos pueden ser un rasgo único de una comunidad y formar parte de su identidad cultural, hasta el punto de convertirse en referentes acústicos históricos⁹. Por ejemplo, los sonidos del Big Ben de Londres o las llamadas a la oración desde la Gran Mezquita de La Meca son experiencias evocadoras. En su interpretación más amplia, el confort acústico no debe percibirse simplemente como la ausencia de ruido, sino como una situación en la que los sonidos ambientales ofrecen a las personas amplias oportunidades de prosperar y de cuidar de su bienestar físico y mental.

Medición del ruido

La presión o intensidad del sonido suele expresarse en decibelios (dB). Dado que el rango de presión acústica que puede detectar el oído humano es muy grande, la escala de decibelios es logarítmica: se basa en potencias de 10.

En la escala de decibelios, el sonido audible más bajo, percibido prácticamente como silencio absoluto, es de 0 dB. A un sonido con una presión 10¹ veces mayor que la de 0 dB se le asigna un nivel de 10 dB. Sin embargo, el oído suele percibir este incremento de 10 dB como un sonido el doble de fuerte. A un sonido 100 veces más intenso que 0 dB, o 10², se le asigna un nivel de 20 dB, y así sucesivamente. Es decir, con cada incremento de 10 dB la presión acústica se multiplica por 10.



2.

Efectos del sonido



Los efectos adversos del ruido en la salud pública son diversos y un creciente motivo de preocupación a escala mundial. Abarcan consecuencias muy diferentes, que van desde una angustia leve y temporal hasta trastornos graves y crónicos. El ruido nocturno altera el sueño y afecta al bienestar del día siguiente. Según algunos cálculos, en Europa 22 millones de personas sufren molestia crónica provocada por el ruido y otros 6,5 millones padecen alteración del sueño². Las personas ancianas, las mujeres embarazadas y los trabajadores por turnos figuran entre los grupos que corren peligro de sufrir alteración del sueño provocada por el ruido^{2,14}.

Los despertares provocados por el ruido pueden desencadenar una serie de respuestas en forma de estrés fisiológico y psicológico, ya que el sueño es necesario para la regulación hormonal y el funcionamiento cardiovascular^{14,15}. Cada vez hay más pruebas de que la exposición al ruido del tráfico es un factor de riesgo para el desarrollo de enfermedades cardiovasculares y metabólicas, como aumentos de tensión, hipertensión arterial, cardiopatía coronaria y diabetes¹⁶. Según un cálculo conservador, la exposición prolongada a ruido ambiental provoca 48.000 nuevos casos de cardiopatía isquémica y 12.000 muertes prematuras al año en Europa².

De acuerdo con dos estudios realizados en un período de 15 años a residentes de larga duración de Toronto (Canadá), la exposición al ruido del tráfico rodado elevó el riesgo de sufrir un infarto agudo de miocardio e insuficiencia cardíaca congestiva, además de aumentar la incidencia de diabetes *mellitus* en un 8% y la de hipertensión en un 2%^{17,18}. En estos estudios se tuvieron en cuenta los efectos de confusión de la contaminación atmosférica vinculada al tráfico que se asocian a las mismas consecuencias. En un análisis de datos nacionales sobre salud y ruido de Corea se concluyó que, por cada aumento de un decibelio en la exposición a ruido diurno, los casos de enfermedades cardiovasculares y cerebrovasculares aumentan entre un 0,17 y un 0,66%¹⁹.

La Oficina Regional de la Organización Mundial de la Salud (OMS) para Europa llevó a cabo exámenes sistemáticos a fin de evaluar las relaciones entre el ruido y las consecuencias para la salud, con el propósito de desarrollar directrices y proporcionar recomendaciones para proteger la salud humana de la exposición a ruido ambiental procedente de diversas fuentes¹. Las consecuencias para la salud son, entre otras, molestia; efectos cardiovasculares y metabólicos; deterioro cognitivo; efectos en el sueño; hipoacusia y acúfenos; efectos adversos en el momento del parto; y efectos en la calidad de vida, la salud mental y el bienestar. Entre las fuentes de ruido que se tuvieron en cuenta en estos exámenes están el tráfico rodado, los ferrocarriles, los aviones, las turbinas eólicas y diversas actividades de ocio, como asistir a acontecimientos deportivos o conciertos, escuchar música en dispositivos de uso personal y otros pasatiempos.

A partir de estos exámenes, la OMS recomienda determinados umbrales de exposición para evitar efectos adversos en la salud. Los umbrales se indican mediante un nivel de ruido combinado para la mañana, tarde y noche, y otro exclusivo para la noche. Se trata de promedios de los indicadores de ruido con relación al período pertinente, expresados en dB y supervisados en el punto receptor, en la cara más expuesta de un edificio. Los límites recomendados para el período nocturno son siempre inferiores en comparación con el período íntegro de 24 horas, ya que determinados casos y fuentes de ruido pueden ser más perceptibles con una menor actividad, por lo que provocan alteración del sueño y más despertares^{1,20}. Los umbrales de exposición recomendados se fundamentan en pruebas científicas usadas en el examen de la OMS y procedentes de estudios con representación de numerosas regiones de diferentes continentes. La exhaustividad de esta cobertura respalda la adopción de estos umbrales para contribuir a políticas de control del ruido en todo el mundo.

En cambio, algunos sonidos aportan beneficios a la salud, especialmente los procedentes de la naturaleza. En varios exámenes sistemáticos se documentaron investigaciones empíricas de estudios tanto fisiológicos clínicos como psicológicos subjetivos del bienestar en respuesta a entornos acústicos^{21,22}. Los exámenes dieron a conocer la influencia positiva de los sonidos naturales y el silencio en la salud física y mental. La importancia de los sonidos naturales para el bienestar general también podría estar vinculada a ventajas evolutivas. Los sonidos naturales pueden indicar un entorno seguro, reducir la ansiedad y ofrecer recuperación mental, mientras que su ausencia puede provocar un estado de mayor alerta y atención, especialmente entre los miembros de grupos vulnerables^{23,24}.

En Europa, la exposición prolongada a ruido ambiental provoca

12.000

muertes prematuras y

48.000

nuevos casos de cardiopatía isquémica al año.

22 millones

de personas en Europa sufren molestia crónica provocada por el ruido.

Recomendaciones de la OMS sobre niveles de ruido

La exposición a ruido debe mantenerse por debajo de los siguientes niveles a fin de evitar efectos perjudiciales para la salud¹.

Fuente de ruido	Nivel máximo de exposición a ruido durante la mañana, tarde y noche L _{mtn}	Máxima exposición a ruido nocturno L _{noche}
-----------------	--	---

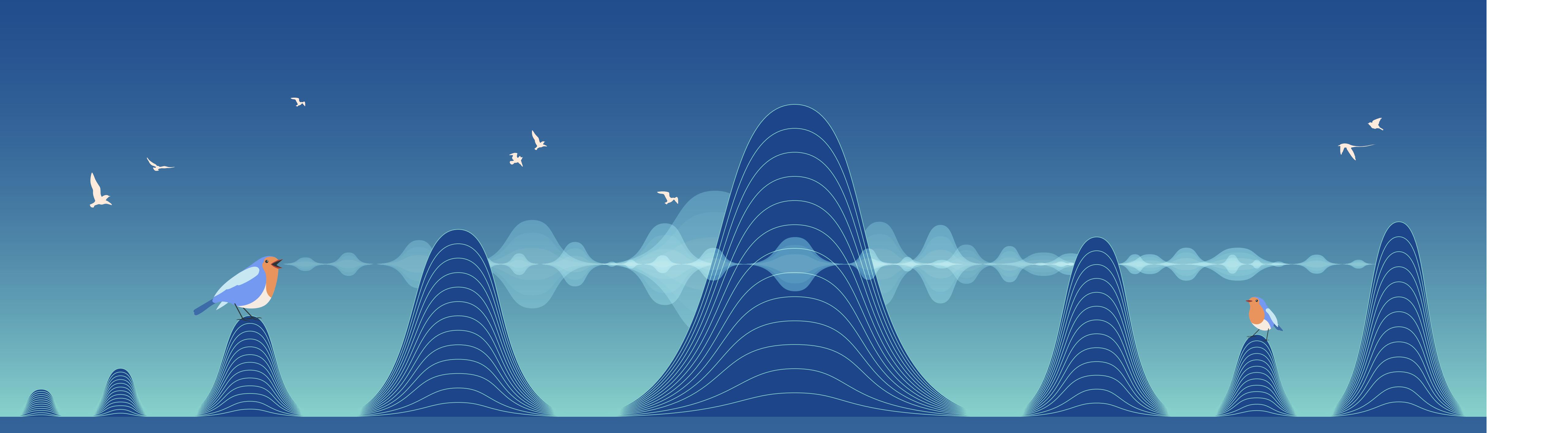
Tráfico rodado 53 dB 45 dB

Ferrocarriles 54 dB 44 dB

Aviones 45 dB 40 dB

Turbinas eólicas 45 dB (Pruebas insuficientes para recomendar un límite)

Ahogadas por el ruido: criaturas de la ciudad



La comunicación acústica es imprescindible para muchas especies animales, que usan señales acústicas en diversos contextos de comunicación, como la defensa del territorio, la advertencia de peligro, la búsqueda y atracción de una pareja con la que aparearse y el cuidado de las crías. Si bien los animales pueden percibir los sonidos repentinos e impredecibles como una amenaza, la contaminación acústica crónica, como el ruido del tráfico, puede afectar a la comunicación acústica y modificar comportamientos en diversas especies^{1,25-27}.

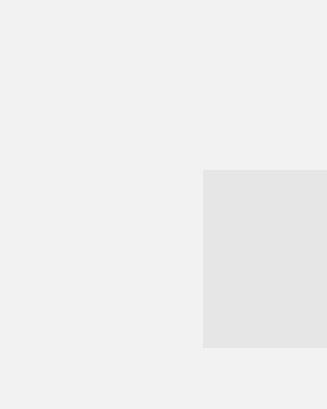
Abandonar los lugares ruidosos puede parecer la respuesta obvia; sin embargo, algunos animales se adaptan a las condiciones de ruido y modifican los momentos o el patrón de vocalización para asegurarse de que se siga escuchando su señal. En algunas ciudades europeas, los petirrojos parecen cantar más durante la noche para evitar las elevadas interferencias acústicas diurnas. Por su parte, en los parques de Bogotá (Colombia), los copetones empiezan antes su canto matutino en los lugares con un tráfico diurno denso^{28,29}. Algunas ranas sincronizan su canto con las pausas de ruido³⁰.

Otras especies modifican sus señales mediante la alteración de la frecuencia vocal, o tono, y la amplitud, a fin de contrarrestar el ruido de tráfico de baja frecuencia. Muchas especies de aves urbanas con vocalizaciones naturales de baja frecuencia cantan con una frecuencia superior en zonas de ruido³¹⁻³³. Según varios estudios en los que se comparaban 30 ubicaciones de ciudades y bosques de la Europa continental, el Japón y el Reino Unido, los carboneros comunes urbanos cantan con un tono superior al de sus homólogos de zonas boscosas cercanas³⁴⁻³⁶. Los diamantes cebra y los gorriones corona blanca ralentizan su canto en respuesta al ruido urbano^{37,38}. Estos tipos de modificación vocal también se han observado en ranas e insectos (como los saltamontes) que habitan junto a autopistas ruidosas³⁹⁻⁴².

No cabe duda de que estos cambios ayudan a los animales a hacerse oír en entornos ruidosos. Sin embargo, en ocasiones las posibles parejas consideran los patrones de vocalización modificados menos atractivos, lo que afecta al éxito reproductivo^{3,30}. Además, si el comportamiento de las especies no es flexible a la hora de producir o recibir señales, esta incapacidad para comunicarse puede desterrarlas de sus hábitats, con posibles implicaciones ecológicas importantes^{3,27}.

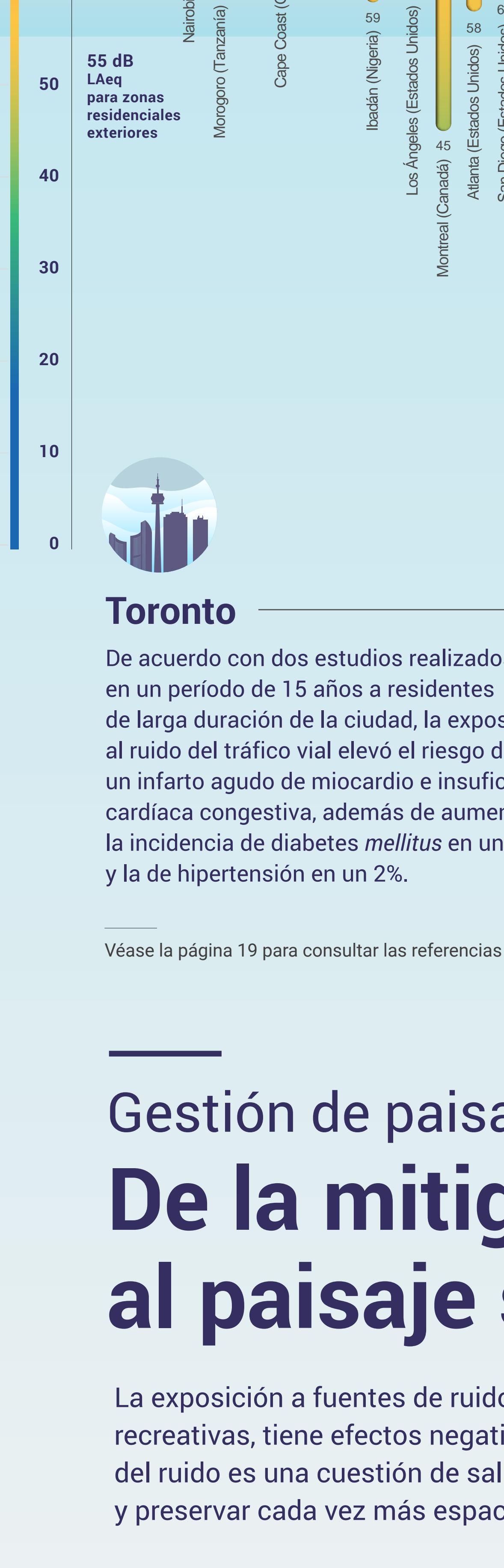
Prueba de sonido: ¿En qué medida son ruidosas las ciudades?

En la ilustración se presentan niveles de ruido relacionado con el tráfico (dB y LAeq) medidos durante un período diurno específico en diferentes ciudades. Los datos se han recopilado de diversos estudios publicados, en los que se utilizaron diferentes metodologías. De acuerdo con las directrices de la OMS de 1999 sobre ruido comunitario, los límites recomendados son 55 dB LAeq para zonas residenciales al aire libre y 70 dB LAeq para zonas de tráfico y comerciales¹⁹. En las directrices más recientes de la OMS, de 2018, se establecía una recomendación de protección del indicador Lden, un promedio del nivel de ruido durante la mañana, tarde y noche que difiere del indicador LAeq.



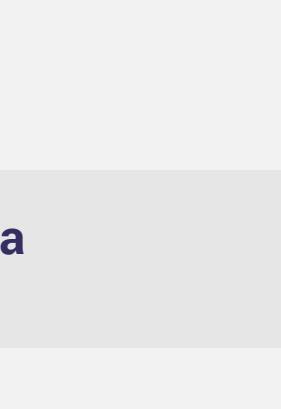
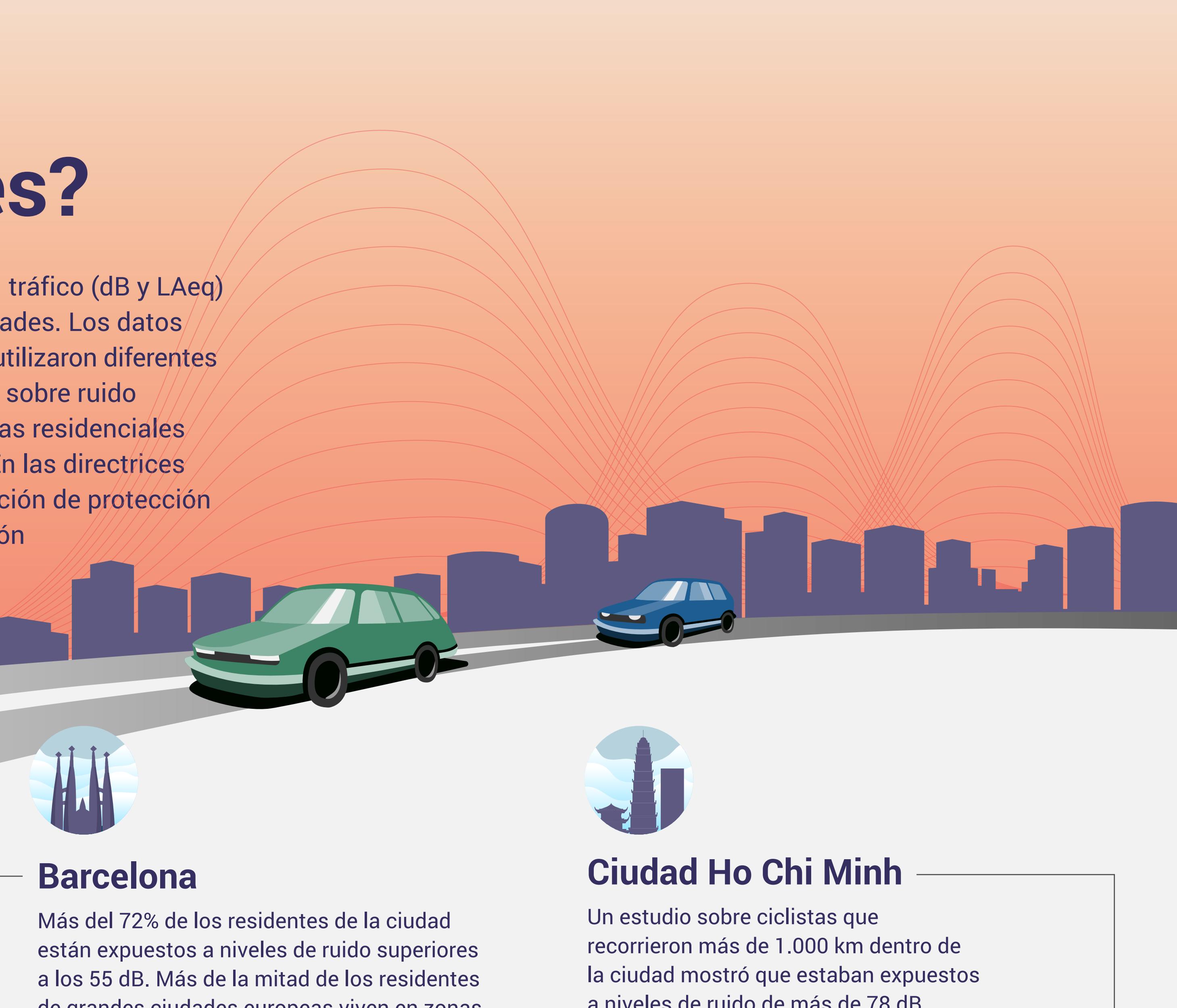
Nueva York

En el área metropolitana de Nueva York más de dos millones de personas usan el transporte público para desplazarse entre el hogar y el trabajo. En la ciudad de Nueva York nueve de cada diez usuarios de dicho transporte están expuestos a niveles de ruido superiores al límite recomendado de 70 dB y corren el riesgo de padecer una pérdida auditiva irreversible.



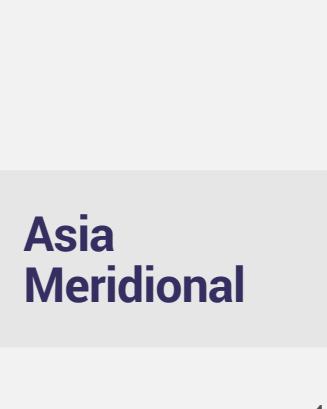
De acuerdo con dos estudios realizados en un período de 15 años a residentes de larga duración de la ciudad, la exposición al ruido del tráfico vial elevó el riesgo de sufrir un infarto agudo de miocardio e insuficiencia cardíaca congestiva, además de aumentar la incidencia de diabetes mellitus en un 8% y la de hipertensión en un 2%.

Véase la página 19 para consultar las referencias completas.



Barcelona

Más del 72% de los residentes de la ciudad están expuestos a niveles de ruido superiores a los 55 dB. Más de la mitad de los residentes de grandes ciudades europeas viven en zonas donde los niveles de ruido pueden tener un efecto perjudicial en su salud y bienestar.

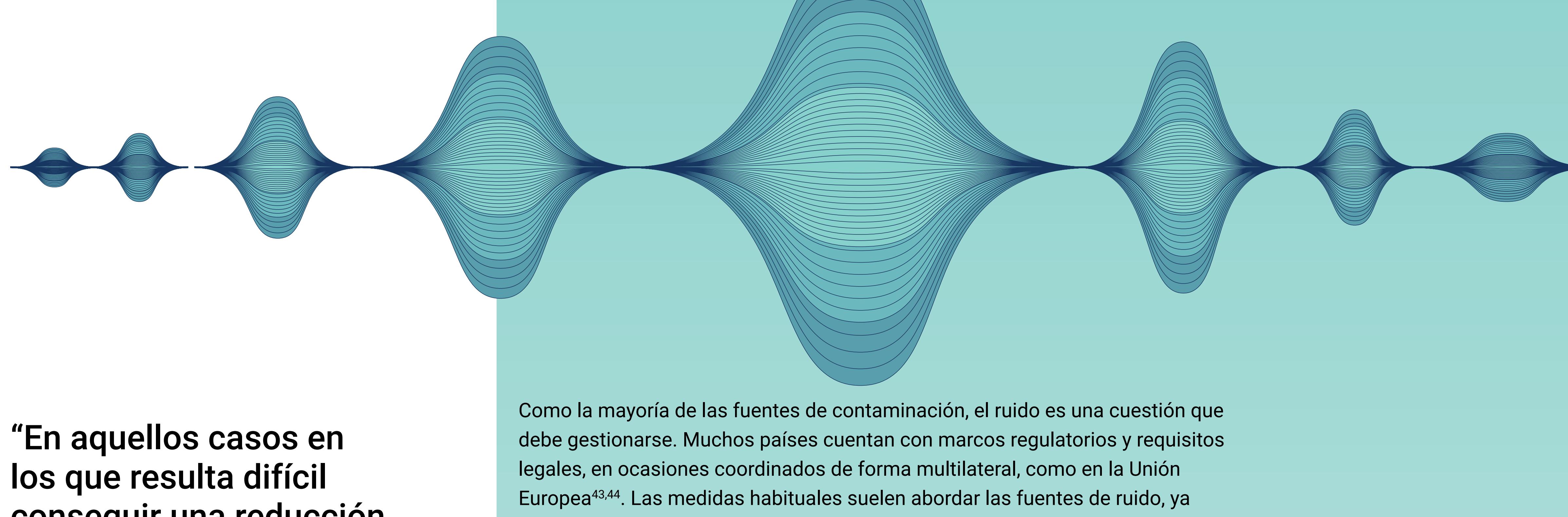


Ciudad Ho Chi Minh

Un estudio sobre ciclistas que recorrieron más de 1.000 km dentro de la ciudad mostró que estaban expuestos a niveles de ruido de más de 78 dB, lo que podría provocar daños auditivos.



3. Bajar el volumen



“En aquellos casos en los que resulta difícil conseguir una reducción generalizada del ruido, es importante garantizar el acceso local a espacios públicos silenciosos”.

Como la mayoría de las fuentes de contaminación, el ruido es una cuestión que debe gestionarse. Muchos países cuentan con marcos regulatorios y requisitos legales, en ocasiones coordinados de forma multilateral, como en la Unión Europea^{43,44}. Las medidas habituales suelen abordar las fuentes de ruido, ya que son las más rentables y sencillas de aplicar. Entre las actuaciones en la fuente están la gestión del flujo de tráfico rodado, ferroviario y aéreo, el uso de calzadas o vías férreas de bajo nivel de ruido, la mejora de la aerodinámica y los componentes de los aviones y la sustitución de los motores de combustión interna por sistemas de propulsión más silenciosos².

Los organismos públicos, la industria y las investigaciones se han centrado principalmente en estos tipos de avances tecnológicos. Las medidas alternativas orientadas a los receptores, como instalar barreras acústicas, suelen ser menos rentables y solo resuelven un problema en el ámbito local, además de tener el inconveniente adicional de los posibles efectos adversos en el paisaje.

También es posible mitigar el ruido en las ciudades mediante enfoques indirectos. En su plan nacional para luchar contra el ruido y reducir sus fuentes, el Gobierno de Egipto ha incorporado medidas con beneficios secundarios desde el punto de vista ambiental. Estas medidas incluyen, entre otras, fomentar el uso de la bicicleta y adoptar normas energéticas en los edificios para reducir la emisión de ruido procedente de sistemas de aire acondicionado^{43,45}. En Berlín (Alemania), se vienen usando carriles bici en vías anchas como estrategia indirecta de disminución del ruido dirigida a reducir el espacio disponible para la circulación de vehículos motorizados. Con más de 500.000 residentes expuestos inicialmente a niveles de ruido nocturno superiores a 50 dB, se decidió estrechar numerosas vías urbanas con dos carriles por sentido y volúmenes de tránsito de hasta 20.000 unidades diarias para convertirlas en vías de carril único, con lo que también se liberó espacio para bicicletas y peatones. Esta medida trasladó la fuente de la emisión de ruido a la parte central de la vía, lejos de las zonas residenciales. En total, se consiguió reducir los niveles de ruido nocturno de más de 50.000 residentes².

En abril de 2019 entró en vigor en el centro de Londres la Zona de Emisiones Ultrabajas, que se amplió a finales de 2021 para abarcar una zona que incluye a 3,8 millones de personas^{46,47}. Aunque el plan obedecía principalmente al deseo de mejorar la calidad del aire, el fomento del uso de vehículos eléctricos e híbridos ofrece ventajas en términos de reducción del ruido, ya que estos vehículos son mucho más silenciosos que los de motor de combustión interna, especialmente a velocidades reducidas⁴⁸. Sin embargo, la capacidad para detectar vehículos silenciosos puede convertirse en un problema de seguridad para los peatones y, en consecuencia, en un nuevo reto^{49,50}.

En lo que respecta a las ciudades con un desarrollo vertical complejo y redes viales constreñidas, Hong Kong destaca como un caso problemático en el que

el uso del suelo y la morfología urbana son factores clave que afectan a la

distribución espacial de las fuentes de ruido en el entorno construido^{51,52}. Con

más de un millón de residentes expuestos a niveles de ruido del tráfico rodado

superiores al límite de 70 dB, las autoridades adoptaron una política relativamente

agresiva centrada en el diseño de infraestructuras y la planificación del uso del

suelo, aunque con poco éxito⁵³⁻⁵⁵.

Las directrices sobre ruido de la OMS también hacen hincapié en que el foco

de las políticas no solo debe dirigirse a las zonas con niveles elevados de

ruido, sino también allí donde existan o puedan crearse paisajes sonoros

positivos^{1,56,57}. Muchas políticas sobre ruido ambiental y acciones de autoridades

locales reconocen que, en aquellos casos en los que resulta difícil conseguir

una reducción generalizada del ruido, es importante garantizar el acceso local

a espacios públicos silenciosos⁵⁷. Por lo tanto, en la mayoría de los contextos

urbanizados se ha hecho énfasis en identificar y proteger zonas silenciosas,

así como en restaurar activos ambientales integrados en el tejido urbano⁴⁵.

La gente puede huir del ruido de la ciudad en lugares como parques urbanos

tranquilos, caminos de sirga de canales y ramales ferroviarios reconvertisdos,

pequeñas zonas verdes y azules en bloques de pisos, patios, jardines y otras

zonas recreativas. El acceso a zonas tranquilas cercanas contribuye a mejorar la

salud y el bienestar de las comunidades locales⁵⁸. Si bien el nivel de ruido es un

aspecto importante, la calidad del paisaje sonoro también depende del contexto

y viene determinada por factores no acústicos, como la sensación de seguridad,

que puede ser un motivo de preocupación importante para mujeres y padres y

madres^{23,58,60}. En sentido más general, las zonas tranquilas se entienden como

lugares con paisajes sonoros agradables o en los que apenas existen ruidos

no deseados. Suelen combinarse con elementos paisajísticos positivos, como

vegetación y agua⁵⁹⁻⁶¹. Proporcionar o proteger estos espacios es una forma más

pasiva, pero igualmente valiosa, de regular el ruido en zonas urbanas.

“En sentido más general, las zonas tranquilas se entienden como lugares con paisajes sonoros agradables o en los que apenas existen ruidos no deseados”.

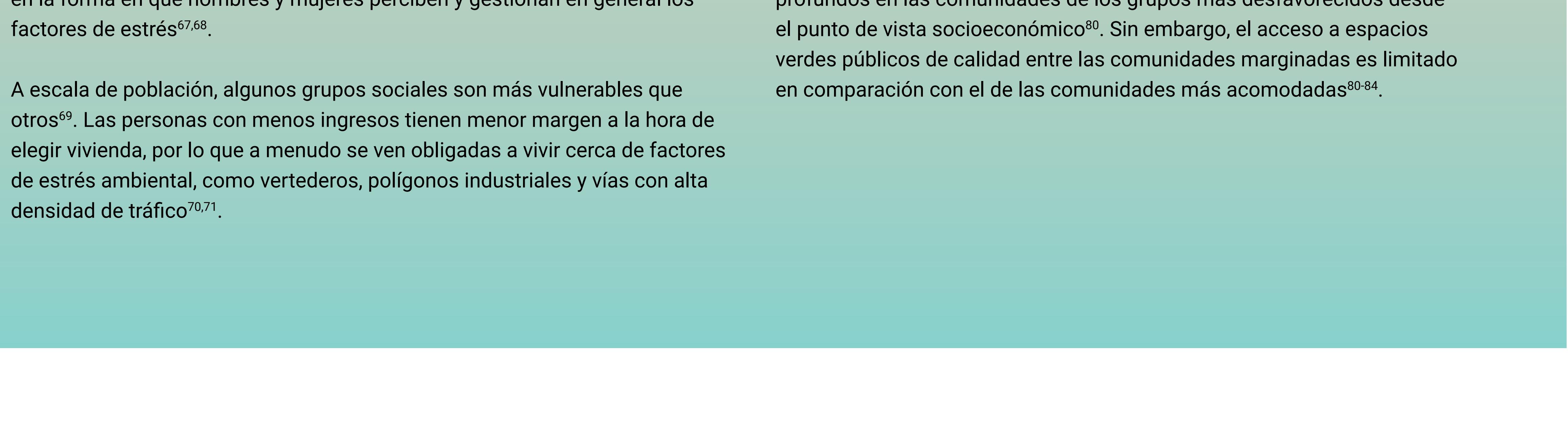
Los efectos del ruido en la salud no son uniformes entre personas o grupos de población. Existen diferencias específicas de cada persona que pueden aumentar su vulnerabilidad. La sensibilidad al ruido de una persona se considera un rasgo relativamente estable y parcialmente genético⁶². Se manifiesta como un mayor grado de vigilancia y reactividad fisiológica a los sonidos. Una alta sensibilidad al ruido puede agravar respuestas de estrés y podría estar vinculada a un empeoramiento generalizado de la salud de las personas⁶³.

La edad también parece determinar nuestra reacción a los sonidos. Así, los efectos de determinados ruidos suponen un mayor riesgo para los más jóvenes y ancianos⁶⁴⁻⁶⁶. Las pruebas de las diferencias de género en la vulnerabilidad al ruido no son concluyentes y muestran que estas podrían tener su origen en la forma en que hombres y mujeres perciben y gestionan en general los factores de estrés^{67,68}.

A escala de población, algunos grupos sociales son más vulnerables que otros⁶⁹. Las personas con menos ingresos tienen menor margen a la hora de elegir vivienda, por lo que a menudo se ven obligadas a vivir cerca de factores de estrés ambiental, como vertederos, polígonos industriales y vías con alta densidad de tráfico^{70,71}.

La posterior exposición prolongada a dichos factores de estrés ambiental puede afectar a las condiciones sanitarias subyacentes de las personas residentes en estas comunidades⁷². Según los estudios de muchas ciudades importantes, las comunidades marginadas están más expuestas a mayores niveles de ruido ambiental. Asimismo, hay indicios de que las desigualdades en la exposición al ruido también obedecen a divisiones étnicas en sociedades multirraciales⁷³⁻⁷⁹.

El acceso a espacios verdes públicos y zonas tranquilas locales puede mejorar la calidad de los paisajes sonoros y amortiguar el impacto negativo del ruido. Las pruebas apuntan a que los efectos positivos sobre la salud que ofrecen los espacios verdes y el verde de los barrios son más profundos en las comunidades de los grupos más desfavorecidos desde el punto de vista socioeconómico⁸⁰. Sin embargo, el acceso a espacios verdes públicos de calidad entre las comunidades marginadas es limitado en comparación con el de las comunidades más acomodadas⁸⁰⁻⁸⁴.



4.

Decisiones saludables para fomentar paisajes sonoros positivos

“La contaminación acústica debe considerarse dentro de un abanico más amplio de retos ambientales mediante políticas integradas, especialmente cuando se combina con la contaminación atmosférica”.



Durante las últimas décadas, los encargados de formular políticas han logrado ciertos avances a la hora de abordar la contaminación acústica como cuestión ambiental y de salud pública. Sin embargo, han surgido dos deficiencias importantes: la primera es la limitación inherente de usar un enfoque reactivo, cuando el principal objetivo es reducir los niveles de ruido de forma retroactiva. La segunda es concebir el sonido únicamente en términos de molestia, como el ruido del transporte o la industria, en lugar de investigar cómo fomentar sonidos que proporcionen confort. Es preciso abordar estos dos puntos de forma urgente para lograr ciudades habitables. En este proceso, es fundamental respaldar intervenciones basadas en datos empíricos.

Para subsanar la primera deficiencia, en cualquier estrategia de desarrollo urbano se deben tener en cuenta los sonidos ambientales en la fase más temprana posible de la planificación y el diseño, a fin de no improvisar en el último momento e incurrir en gastos importantes. Según datos de Europa, más del 50% de las acciones dirigidas a gestionar el ruido se centran en la fuente, lo cual suele ser eficaz, si bien no tiene por qué generar paisajes sonoros de calidad². Un porcentaje muy limitado de medidas relacionadas con los sonidos ambientales apuntan al uso del suelo o la planificación urbana. Sin embargo, cada vez existen más datos empíricos que indican que este enfoque sería la opción más sostenible^{85,86}. Por lo tanto, es fundamental que los expertos en acústica ambiental y paisajes sonoros urbanos se involucren en los procesos de desarrollo urbano y establezcan una comunicación con las partes interesadas locales⁸⁷.

Además, la contaminación acústica debe considerarse dentro de un abanico más amplio de retos ambientales mediante políticas integradas, especialmente cuando se combina con la contaminación atmosférica. Numerosos países encuestados por la Agencia Europea del Medio Ambiente indican haber aplicado con éxito políticas que proporcionan beneficios secundarios, entre ellas, medidas de reducción del tráfico, flotas de vehículos respetuosos con el medio ambiente, edificios con uso eficiente de la energía, plantación de árboles y arbustos para crear y enlazar corredores verdes y la incorporación de material infrarreciclado en soluciones de ingeniería de control del ruido².

A fin de subsanar la segunda deficiencia, es necesario ampliar el ámbito de la formulación de políticas y pasar de solo gestionar los sonidos ambientales cuando provocan contaminación acústica a considerarlos oportunidades para promocionar espacios vitales saludables para todos los grupos de edad, género y condición social. El Gobierno de Gales aspira a preservar o fomentar paisajes sonoros positivos, definidos como espacios “donde los sonidos naturales, como el fluir del agua, el canto de los pájaros, el rumor del viento entre los árboles y las conversaciones humanas, son más prominentes que el ruido de tráfico de fondo”⁵⁷.

Para que prosperen los paisajes sonoros positivos, además de mantener la contaminación acústica dentro de límites aceptables, los nuevos enfoques deben tener en cuenta la percepción de las personas, no solo su exposición. De este modo, se complementará y aumentará la medida de dB para caracterizar los paisajes sonoros. Aunque resulten recomendables en algunos contextos, como parques urbanos o zonas residenciales, el silencio o la tranquilidad por sí solos no pueden ser la norma por la que se evalúe la calidad de todos los espacios urbanos. Necesitamos que nuestras ciudades sean diversas e inclusivas desde el punto de vista acústico para fomentar usos mixtos, algo que el silencio por sí solo no puede proporcionar.

El vínculo entre el tiempo que pasamos en entornos naturales y el bienestar general goza de mayor aceptación después de las vivencias de la pandemia⁹⁷. Los

confinamientos de la COVID-19 provocaron que se empezaran a valorar los espacios verdes urbanos de todo tipo^{98,99}. Los planificadores urbanos tratan de “reconstruir para mejorar” después de la pandemia mediante la inclusión de más espacios verdes. Algunos de ellos se preocupan en particular por que los destinatarios de dichos espacios verdes, y de sus beneficios, sean los barrios más pobres, a menudo ignorados, y los que acogen a grupos marginados^{100,101}. Los encargados de formular políticas, los planificadores urbanos, los miembros de la comunidad y otras partes interesadas involucradas en la creación de ciudades más habitables deben seguir examinando los sonidos de los espacios nuevos y renovados.

“Necesitamos que nuestras ciudades sean diversas e inclusivas desde el punto de vista acústico para fomentar usos mixtos, algo que el silencio por sí solo no puede proporcionar”.

Los paisajes sonoros del confinamiento

Cuando el virus SARS-CoV-2 se propagó a finales de 2019, los gobiernos de todo el mundo reaccionaron con medidas para contener las tasas de infección⁸⁸. La interrupción de la mayoría de las actividades comerciales y sociales no esenciales, de los desplazamientos locales entre el domicilio y el trabajo y de otro tipo de viajes provocó una disminución de la contaminación, incluida la acústica⁸⁹.

Muchos grupos de investigación y organismos gubernamentales informaron de la reducción de los niveles de ruido, especialmente en zonas urbanizadas⁹⁰. En París, el seguimiento realizado arrojó una reducción media de 7,6 dB en el ruido del tráfico en toda la red viaria a raíz del primer confinamiento, instaurado el 17 de marzo de 2020⁹¹.



En la zona del aeropuerto Charles de Gaulle, el ruido del tráfico aéreo también se redujo considerablemente (hasta 20,4 dB en algunos casos).

En Madrid, la reducción del tráfico rodado y la ausencia de gente en las calles propiciaron reducciones de los niveles de sonido de entre 4 y 6 dB⁹². En un estudio en el que se comparaban datos de 11 lugares de Londres en el momento álgido de las medidas de confinamiento locales, se observó una reducción media de 5,4 dB⁹³. En San Francisco, el descenso repentino del ruido humano posibilitó que se escucharan sonidos más naturales, como el canto de los pájaros⁹⁴. En Mumbai, se supervisaron los niveles de ruido en diferentes puntos de la ciudad durante las celebraciones de la festividad de Ganesh Chaturthi del año 2020, en un contexto de restricciones municipales relacionadas con la COVID-19. En comparación con las mediciones de 2018 y 2019, se registraron reducciones de los niveles de ruido de entre 27,5 y 28,5 dB⁹⁵. Este silenciamiento general relacionado con la pandemia pudo detectarse a escala mundial mediante investigaciones sismológicas que arrojaron reducciones considerables del ruido durante el confinamiento⁹⁶.

Las implicaciones ambientales a largo plazo de la crisis de la COVID-19 siguen sin estar claras. En este sentido, las investigaciones en curso a escala mundial deberían aportar más información. El silencio imprevisto de las fuentes de sonido humano suscitó un debate entre las comunidades académicas y el público en general sobre el sonido que podrían tener las ciudades modernas y si estamos haciendo lo suficiente para lograr paisajes sonoros positivos.

Aunque hay consenso en que las limitaciones impuestas por las medidas de confinamiento propiciaron menores niveles de ruido en muchas ciudades, por lo general las máximas reducciones observadas de ruido del tráfico seguían rondando solo el rango de 6 a 10 dB. Si bien en la mayoría de situaciones esta reducción sería apreciable, no siempre basta con reducir la contaminación acústica a niveles seguros de acuerdo con las recomendaciones de la OMS. A fin de que las ciudades mejoren la calidad de sus paisajes sonoros, se podrían utilizar diferentes estrategias de cambios en la planificación y las infraestructuras con el propósito de desarrollar entornos acústicos más saludables.

Referencias

1. World Health Organization (2018). Environmental Noise Guidelines for the European Region. *Copenhagen: WHO Regional Office for Europe*. <https://www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/noise/environmental-noise-guidelines-for-the-european-region>
2. European Environment Agency (2020). Environmental noise in Europe – 2020. *Luxembourg: Publications Office of the European Union*. <https://doi.org/10.2800/686249>
3. Francis, C.D. and Barber, J.R. (2013). A framework for understanding noise impacts on wildlife: an urgent conservation priority. *Frontiers in Ecology and the Environment* 11(6). <https://doi.org/10.1890/120183>
4. Basner, M., Brink, M., Bristow, A., de Kluizenaar, Y., Finegold, L., Hong, J. et al. (2015). ICBEN review of research on the biological effects of noise 2011-2014 17(75), 57-82. <https://doi.org/10.4103/1463-1741.153373>
5. World Health Organization (2015). Hearing loss due to recreational exposure to loud sounds: A review. *Geneva: World Health Organization*. https://www.who.int/pbd/deafness/Hearing_loss_due_to_recreational_exposure_to_loud_sounds.pdf
6. Kjellberg, A. (1990). Subjective, behavioral and psychophysiological effects of noise. *Scandinavian Journal of Work, Environment and Health* 16(suppl 1), 29-38. <https://doi.org/10.5271/sjweh.1825>
7. Kang, J., Aletta, F., Gjestland, T.T., Brown, L.A., Botteldooren, D., Schulte-Fortkamp, B. et al. (2016). Ten questions on the soundscapes of the built environment. *Building and Environment* 108, 284-294. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2016.08.011>
8. Brown, A.L. (2010). Soundscapes and environmental noise management. *Noise Control Engineering Journal* 58(5), 493-500. <https://doi.org/10.3397/1.3484178>
9. Yelmi, P. (2016). Protecting contemporary cultural soundscapes as intangible cultural heritage: sounds of Istanbul. *International Journal of Heritage Studies* 22(4), 302-311. <http://dx.doi.org/10.1080/13527258.2016.1138237>
10. International Organization for Standardization (2014). ISO 12913-1:2014 Acoustics – Soundscape – Part 1: Definition and conceptual framework. *Geneva: ISO*.
11. Sztubecka, M., Skiba, M., Mróczký, M. and Mathias, M. (2020). Noise as a Factor of Green Areas Soundscape Creation. *Sustainability* 12(3), 999. <https://doi.org/10.3390/su12030999>
12. Kang, J., and Schulte-Fortkamp, B. (eds.). (2015). Soundscape and the Built Environment. *Boca Raton: CRC Press*.
13. Brown, A.L. (2012). A Review of Progress in Soundscapes and an Approach to Soundscape Planning. *International Journal of Acoustics and Vibration*, 17(2), 73-81. <http://doi.org/10.20855/ijav.2012.17.2302>
14. Halperin, D. (2014). Environmental noise and sleep disturbances: A threat to health? *Sleep Science*, 7(4), 209-212. <http://doi.org/10.1016/j.slsci.2014.11.003>
15. Münzel, T., Gori, T., Babisch, W. and Basner, M. (2014). Cardiovascular effects of environmental noise exposure. *European Heart Journal* 35(13), 829–836. <https://doi.org/10.1093/eurheartj/ehu030>
16. Münzel, R., Schmidt, F.P., Steven, S., Herzog, J., Daiber, A. and Sørensen, M. (2018). Environmental Noise and the Cardiovascular System. *Journal of the American College of Cardiology*, 71(6), 688-697. <https://doi.org/10.1016/j.jacc.2017.12.015>
17. Bai, L., Shin, S., Oiamo, T.H., Burnett, R.T., Weichenthal, S., Jerrett, M. et al. (2020). Exposure to Road Traffic Noise and Incidence of Acute Myocardial Infarction and Congestive Heart Failure: A Population-Based Cohort Study in Toronto, Canada. *Environmental Health Perspectives* 128(8). <https://doi.org/10.1289/EHP5809>
18. Shin, S., Bai, L., Oiamo, T.H., Burnett, R.T., Weichenthal, S., Jerrett, M. et al. (2020). Association Between Road Traffic Noise and Incidence of Diabetes Mellitus and Hypertension in Toronto, Canada: A Population-Based Cohort Study. *Journal of the American Heart Association*, 9(6). <https://doi.org/10.1161/JAHA.119.013021>

19. Oh, M., Shin, K., Kim, K. and Shin, J. (2019). Influence of noise exposure on cardiocerebrovascular disease in Korea. *Science of The Total Environment*, 651, Part 2, 1867-1876. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.081>
20. World Health Organization (1999). Guidelines for Community Noise. Geneva: *World Health Organization*.
21. Erfanian, M., Mitchell, A.J., Kang, J. and Aletta, F. (2019). The Psychophysiological Implications of Soundscape: A Systematic Review of Empirical Literature and a Research Agenda. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(19), 3533. <https://doi.org/10.3390/ijerph16193533>
22. Aletta, F., Oberman, T. and Kang, J. (2018). Associations between Positive Health-Related Effects and Soundscapes Perceptual Constructs: A Systematic Review. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 15(11), 2392. <https://doi.org/10.3390/ijerph15112392>
23. Andringa, T.C., and Lancer, J.J.L. (2013). How pleasant sounds promote and annoying sounds impede health: A cognitive approach. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 10(4), 1439-1461. <https://doi.org/10.3390/ijerph10041439>
24. Buxton, R.T., Pearson, A.L., Allou, C., Fistrup, K. and Wittemyer, G. (2021). A synthesis of health benefits of natural sounds and their distribution in national parks. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(14). <https://doi.org/10.1073/pnas.2013097118>
25. Francis, C.D., Ortega, C.P. and Cruz, A. (2011). Noise Pollution Filters Bird Communities Based on Vocal Frequency. *PLoS ONE* 6(11): e27052. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0027052>
26. Halfwerk, W., Lohr, B. and Slabbekoorn, H. (2018). Impact of Man-Made Sound on Birds and Their Songs. In *Effects of Anthropogenic Noise on Animals*. Slabbekoorn, H., Dooling, R., Popper, A., Fay, R. (eds). *Springer Handbook of Auditory Research*, 66. Springer, New York, NY. https://doi.org/10.1007/978-1-4939-8574-6_8
27. Kunc, H.P. and Schmidt, R. (2019). The effects of anthropogenic noise on animals: a meta-analysis. *Biology Letters*, 15(11). <https://doi.org/10.1098/rsbl.2019.0649>
28. Fuller, R.A., Warren, P.H. and Gaston, K.J. (2007). Daytime noise predicts nocturnal singing in urban robins. *Biology Letters* 3(4), 368-370. <http://doi.org/10.1098/rsbl.2007.0134>
29. Dorado-Correa, A.M., Rodríguez-Rocha, M. and Brumm, H. (2016). Anthropogenic noise, but not artificial light levels predicts song behaviour in an equatorial bird. *Royal Society Open Science*, 3(7). <http://doi.org/10.1098/rsos.160231>
30. Potvin, D.A. (2017). Coping with a changing soundscape: avoidance, adjustments and adaptations. *Animal Cognition* 20(1), 9-18. <https://doi.org/10.1007/s10071-016-0999-9>
31. Brumm, H. and Zollinger, S.A. (2013). Chapter 7, 187-227: Avian Vocal Production in Noise. In *Animal communication and noise*. Brumm, H. (ed.). Berlin: Springer-Verlag. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-41494-7>
32. Francis, C.D., Ortega, C.P. and Cruz, A. (2011). Noise Pollution Filters Bird Communities Based on Vocal Frequency. *PLoS ONE* 6(11), 305-313. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0027052>
33. Slabbekoorn, H. and den Boer-Visser, A. (2006). Cities change the songs of birds. *Current Biology* 16(23), 2326-2331. <http://doi.org/10.1016/j.cub.2006.10.008>
34. Hamao, S., Watanabe, M. and Mori, Y. (2011). Urban noise and male density affect songs in the great tit *Parus major*. *Ethology Ecology & Evolution*, 23(2), 111-119. <http://doi.org/10.1080/03949370.2011.554881>
35. Mockford, E.J. and Marshall, R.C. (2009). Effects of urban noise on song and response behaviour in great tits. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 276(1669), 2979-2985. <http://doi.org/10.1098/rspb.2009.0586>
36. Zollinger, S.A., Slater, P.J.B., Nemeth, E. and Brumm, H. (2017). Higher songs of city birds may not be an individual response to noise. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 284(1860), 20170602. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2017.0602>
37. Potvin, D.A., Curcio, M.T., Swaddle, J.P. and MacDougall-Shackleton, S.A. (2016). Experimental exposure to urban and pink noise affects brain development and song learning in zebra finches (*Taenopygia guttata*). *PeerJ – Life and Environment*, 4. <https://doi.org/10.7717/peerj.2287>

38. Moseley, D.L., Derryberry, G.E., Phillips, J.N., Danner, J.E., Danner, R.M., Luther, D.A. et al. (2018). Acoustic adaptation to city noise through vocal learning by a songbird. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 285(1888). <http://doi.org/10.1098/rspb.2018.1356>
39. Caorsi, V.Z., Both, C., Cechin, S., Antunes, R. and Borges-Martins, M. (2017). Effects of traffic noise on the calling behavior of two Neotropical hylid frogs. *PLoS one*, 12(8). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0183342>
40. Higham, V., Deal, N.D.S., Chan, Y.K., Chanin, C., Davine, E., Gibbings, G. et al. (2021). Traffic noise drives an immediate increase in call pitch in an urban frog. *Journal of Zoology* 313(4). <https://doi.org/10.1111/jzo.12866>
41. Lampe, U., Reinhold, K. and Schmoll, T. (2014). How grasshoppers respond to road noise: developmental plasticity and population differentiation in acoustic signalling. *Functional Ecology*, 28(3), 660–668. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12215>
42. Parris, K.M., Velik-Lord, M. and North, J.M.A. (2009). Frogs call at a higher pitch in traffic noise. *Ecology and Society* 14(1), 25. <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss1/art25/>
43. Schwela, D. (2021). Environmental noise challenges and policies in low- and middle-income countries. *South Florida Journal of Health*, 2(1). <https://doi.org/10.46981/sfjhv2n1-003>
44. European Parliament and Council (2002). Directive 2002/49/EC relating to the assessment and management of environmental noise. Brussels: Publications Office of the European Union.
45. Egypt, Ministry of Environment (2021). The National Plan to Combat Noise and Reduce its Sources. Egyptian Environmental Affairs Agency. https://www.eeaa.gov.eg/ar-eg/اعرض/اولى_ويبيات_اعرض/اضوضاء_اضوضاء_احفاظ.aspx (in Arabic). Accessed 21 September 2021.
46. Greater London Authority (2019). Central London Ultra Low Emission Zone – Four month report. London: Greater London Authority.
47. Transport for London (2021). Guide to ULEZ expansion. Transport for London. <https://tfl.gov.uk/modes/driving/ultra-low-emission-zone/ulez-expansion>. Accessed 21 September 2021.
48. Campello-Vicente, H., Peral-Orts, R., Campillo-Davo, N. and Velasco-Sanchez, E. (2017). The effect of electric vehicles on urban noise maps. *Applied Acoustics*, 116, 59-64. <https://doi.org/10.1016/j.apacoust.2016.09.018>
49. Misdariis, N. and Pardo, L.F. (2017). The sound of silence of electric vehicles – Issues and answers. *The 46th International Congress and Exposition on Noise Control Engineering (InterNoise)*. Hong-Kong, China, 27-30 August 2017. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01708883>
50. Neurauter, L., Roan, M., Song, M., Miller, M., Glenn, E. and Walters, J. (2020). Quiet car detectability: Impact of artificial noise on ability of pedestrians to safely detect approaching electric vehicles. Virginia Tech. <http://hdl.handle.net/10919/97586>
51. Brown, A.L., Lam, K.C. and van Kamp, I. (2015). Quantification of the exposure and effects of road traffic noise in a dense Asian city: a comparison with western cities. *Environmental Health*, 14(22). <http://doi.org/10.1186/s12940-015-0009-8>
52. Lam, K.C., Ma, W., Chan, P.K., Hui, W.C., Chung, K.L., Chung, Y.T. et al. (2013). Relationship between road traffic noisescape and urban form in Hong Kong. *Environmental Monitoring and Assessment* 185, 9683-9695. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3282-4>
53. Cai, C., Mak, C.M. and He, X. (2019). Analysis of Urban Road Traffic Noise Exposure of Residential Buildings in Hong Kong Over the Past Decade. *Noise & Health* 21(101), 142-154. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/32719301/>
54. Cheung, K.M.C., Wong, H.Y.C., Hung, W.C.T., Lau, K.K., Yim, Y.C.S. and Lee, Y.C.R. (2019). Development and application of specially designed windows and balconies for noise mitigation in Hong Kong. *Inter-Noise and Noise-Con Congress and Conference Proceedings, InterNoise19*. Madrid, Spain, September 2019. http://www.sea-acustica.es/fileadmin/INTERNOISE_2019/Fchrs/Proceedings/2101.pdf
55. China-Hong Kong, Environmental Protection Department (2020). *Environmental Noise*. https://www.epd.gov.hk/epd/noise_education/web/ENG_EPD_HTML/index/index.html Accessed 21 September 2021.
56. UN-Habitat (2020). City-wide Public Space Assessment Toolkit - A guide to community-led digital inventory and assessment of public spaces. Nairobi: United Nations Human Settlements Programme.

57. Wales, Ministry of Environment (2018). Noise and Soundscape Action Plan 2018-2023. *Cardiff: Ministry of Environment*. <https://gov.wales/sites/default/files/publications/2019-04/noise-and-soundscape-action-plan.pdf>
58. Payne, S.R. and Bruce, N. (2019). Exploring the Relationship between Urban Quiet Areas and Perceived Restorative Benefits. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(9), 1611. <https://doi.org/10.3390/ijerph16091611>
59. Cerwén, G. (2019). Listening to Japanese Gardens: An Autoethnographic Study on the Soundscape Action Design Tool. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 16(23), 4648. <https://doi.org/10.3390/ijerph16234648>
60. European Environment Agency (2014). Good practice guide on quiet areas. *Luxembourg: Publications Office of the European Union*. <https://doi.org/10.2800/12611>
61. European Environment Agency (2016). Quiet Areas in Europe - The environment unaffected by noise pollution. *Luxembourg: Publications Office of the European Union*. <https://doi.org/10.2800/7586>
62. Kliuchko, M., Heinonen-Guzejev, M., Vuust, P., Tervaniemi, M. and Brattico, E. (2016). A window into the brain mechanisms associated with noise sensitivity. *Scientific Reports*, 6, 39236. <https://doi.org/10.1038/srep39236>
63. Baliatsas, C., van Kamp, I., Swart, W., Hooiveld, M. and Yzermans, J. (2016). Noise sensitivity: symptoms, health status, illness behavior and co-occurring environmental sensitivities. *Environmental Research*, 150, 8-13. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.05.029>
64. Basner, M., Babisch, W., Davis, A., Brink, M., Clark, C., Janssen, S. et al. (2014). Auditory and non-auditory effects of noise on health. *The Lancet*, 383(9925), 1325-1332. [https://doi.org/10.1016/s0140-6736\(13\)61613-x](https://doi.org/10.1016/s0140-6736(13)61613-x)
65. Stansfeld, S. and Clark, C. (2015). Health Effects of Noise Exposure in Children. *Current Environmental Health Report*, 2, 171-178. <https://doi.org/10.1007/S40572-015-0044-1>
66. Van Kamp, I. and Davies, H. (2013). Noise and health in vulnerable groups: A review. *Noise & Health*, 15(64), 153-159. <https://doi.org/10.4103/1463-1741.112361>
67. Eriksson, C., Bluhm, G., Hilding, A., Östenson, C.G. and Pershagen, G. (2010). Aircraft noise and incidence of hypertension – Gender specific effects. *Environmental research*, 110(8), 764-772. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2010.09.001>
68. Orban, E., McDonald, K., Sutcliffe, R., Hoffmann, B., Fuks, K.B., Dragano, N. et al. (2016). Residential road traffic noise and high depressive symptoms after five years of follow-up: Results from the Heinz Nixdorf recall study. *Environmental health perspectives*, 124(5), 578-585. <https://doi.org/10.1289/ehp.1409400>
69. Dreger, S., Schüle, S.A., Hilz, L.K. and Bolte, G. (2019). Social inequalities in environmental noise exposure: A review of evidence in the WHO European Region. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(6), 1011. <https://doi.org/10.3390/ijerph16061011>
70. Dale, L.M., Goudreau, S., Perron, S., Ragettli, M.S., Hatzopoulou, M. and Smargiassi, A. (2015). Socioeconomic status and environmental noise exposure in Montreal, Canada. *BMC Public Health*, 15(1), 1-8. <https://doi.org/10.1186/s12889-015-1571-2>
71. Taylor, D.E. (2014). Toxic Communities: Environmental Racism, Industrial Pollution, and Residential Mobility. *NYU Press*. <https://www.jstor.org/stable/24889758>
72. Hajat, A., Hsia, C. and O'Neill, M.S. (2015). Socioeconomic disparities and air pollution exposure: a global review. *Current Environmental Health Reports*, 2(4), 440-450. <https://doi.org/10.1007/s40572-015-0069-5>
73. Casey, J.A., Morello-Frosch, R., Mennitt, D.J., Fistrup, K., Ogburn, E.L. and James, P. (2017). Race/ethnicity, socioeconomic status, residential segregation, and spatial variation in noise exposure in the contiguous United States. *Environmental Health Perspectives*, 125(7), 077017. <https://doi.org/10.1289/EHP898>
74. Choi, E., Bhandari, T.R. and Shrestha, N. (2020). Social inequality, noise pollution, and quality of life of slum dwellers in Pokhara, Nepal. *Archives of Environmental & Occupational Health*, 1-12. <https://doi.org/10.1080/19338244.2020.1860880>

75. Hoffmann, E., Barros, H. and Ribeiro, A.I. (2017). Socioeconomic inequalities in green space quality and accessibility – Evidence from a Southern European city. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(8), 916. <https://doi.org/10.3390/ijerph14080916>
76. Kohlhuber, M., Mielck, A., Weiland, S.K. and Bolte, G. (2006). Social inequality in perceived environmental exposures in relation to housing conditions in Germany. *Environmental Research*, 101(2), 246-255. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2005.09.008>
77. Lam, K.C. and Chan, P.K. (2008). Socio-economic status and inequalities in exposure to transportation noise in Hong Kong. *Open Environmental Sciences Journal*, 2(1), 107-113. <http://doi.org/10.2174/1876325100802010107>
78. Nega, T.H., Chihara, L., Smith, K. and Jayaraman, M. (2013). Traffic noise and inequality in the twin cities, Minnesota. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 19(3), 601-619. <https://doi.org/10.10807039.2012.691409>
79. Verbeek, T. (2019). Unequal residential exposure to air pollution and noise: A geospatial environmental justice analysis for Ghent, Belgium. *SSM-Population Health*, 7, 100340. <https://doi.org/10.1016/j.ssmph.2018.100340>
80. World Health Organization (2016). Urban green spaces and health. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe. <https://www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/urban-health/publications/2016/urban-green-spaces-and-health-a-review-of-evidence-2016>
81. Casey, J.A., James, P., Cushing, L., Jesdale, B.M. and Morello-Frosch, R. (2017). Race, Ethnicity, Income Concentration and 10-Year Change in Urban Greenness in the United States. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 14(12), 1546. <https://doi.org/10.3390/ijerph14121546>
82. De Vries, S., Buijs, A.E. and Snep, R.P. (2020). Environmental Justice in The Netherlands: Presence and Quality of Greenspace Differ by Socioeconomic Status of Neighbourhoods. *Sustainability* 12(15), 5889. <https://doi.org/10.3390/su12155889>
83. Mitchell, R.J., Richardson, E.A., Shortt, N.K. and Pearce, J.R. (2015). Neighborhood Environments and Socioeconomic Inequalities in Mental Well-Being. *American Journal of Preventive Medicine* 49(1), 80-84. <https://doi.org/10.1016/j.amepre.2015.01.017>
84. Wolch, J.R., Byrne, J. and Newell, J.P. (2014). Urban green space, public health, and environmental justice: The challenge of making cities 'just green enough'. *Landscape and Urban Planning*, 125, 234-244. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.01.017>
85. Bild, E., Coler, M., Pfeffer, K., and Bertolini, L. (2016). Considering sound in planning and designing public spaces: A review of theory and applications and a proposed framework for integrating research and practice. *Journal of Planning Literature*, 31(4), 419-439. <http://doi.org/10.1177/0885412216662001>
86. Lam, K.C., Ma, W., Chan, P.K., Hui, W.C., Chung, K.L., Chung, Y.T. et al. (2013). Relationship between road traffic noisescape and urban form in Hong Kong. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(12), 9683-9695. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3282-4>
87. Van Renterghem, T., Dekoninck, L. and Botteldooren, D. (2020). Multi-stage sound planning methodology for urban redevelopment. *Sustainable Cities and Society*, 62, 102362. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2020.102362>
88. Brown, A.L. and Horton, R. (2020). A planetary health perspective on COVID-19: a call for papers. *The Lancet*, 395(10230). [http://doi.org/10.1016/S0140-6736\(20\)30742-X](http://doi.org/10.1016/S0140-6736(20)30742-X)
89. Dutheil, F., Baker, J.S. and Navel, V. (2020). COVID-19 as a factor influencing air pollution? *Environmental pollution*, 263. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114466>
90. Asensio, C., Aumont, P., Can, A., Gascó, L., Lercher, P., Wunderli, J.M. et al. (2020). A Taxonomy Proposal for the Assessment of the Changes in Soundscape Resulting from the COVID-19 Lockdown. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(12), 4205. <https://doi.org/10.3390/ijerph17124205>

91. Bruitparif (2020). *Les effets du confinement sur l'environnement sonore au sein de la zone dense francilienne*. 11 mai 2020. <https://www.bruitparif.fr/bruitparif/>
92. Asensio, C., Pavón, I. and de Arcas, G. (2020). Changes in noise levels in the city of Madrid during COVID-19 lockdown in 2020. *Journal of the Acoustical Society of America*, 148(3), 1748-1755. <https://doi.org/10.1121/10.0002008>
93. Aletta, F., Oberman, T., Mitchell, A., Tong, H., and Kang, J. (2020). Assessing the changing urban sound environment during the COVID-19 lockdown period using short-term acoustic measurements. *Noise Mapping* 7(1), 123-134. <https://doi.org/10.1515/noise-2020-0011>
94. Derryberry, E.P., Phillips, J.N., Derryberry, G.E., Blum, M.J., and Luther, D. (2020). Singing in a silent spring: Birds respond to a half-century soundscape reversion during the COVID-19 shutdown. *Science*, 370(6516), 575-579. <https://doi.org/10.1126/science.abd5777>
95. Kalawapudi, K., Singh, T., Vijay, R., Goyal, N. and Kumar, R. (2020). Effects of COVID-19 pandemic on festival celebrations and noise pollution levels. *Noise Mapping* 8, 89-93. <https://doi.org/10.1515/noise-2021-0006>
96. Lecocq, T., Hicks, S.P., Van Noten, K., Van Wijk, K., Koelemeijer, P., De Plaein et al. (2020). Global quieting of high-frequency seismic noise due to COVID-19 pandemic lockdown measures. *Science*, 369(6509), 1338-1343. <https://doi.org/10.1126/science.abd2438>
97. Frumkin, H. (2021). COVID-19, the Built Environment, and Health. *Environmental Health Perspectives*, 129(7), 075001. <https://doi.org/10.1289/EHP8888>
98. Berdejo Espinola, V., Suárez Castro, A.F., Amano, T., Fielding, K.S., Oh, R.R.Y., and Fuller, R.A. (2021). Urban green space use during a time of stress: A case study during the COVID-19 pandemic in Brisbane, Australia. *People and Nature*. <https://doi.org/10.1002/pan3.10218>
99. Ugolini, F., Massetti, L., Calaza-Martínez, P., Cariñanos, P., Dobbs, C., Ostoic, S.K. et al. (2020). Effects of the COVID-19 pandemic on the use and perceptions of urban green space: An international exploratory study. *Urban Forestry & Urban Greening*, 56, 126888. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126888>
100. Geary, R.S., Wheeler, B., Lovell, R., Jepson, R., Hunter, R., and Rodgers, S. (2021). A call to action: Improving urban green spaces to reduce health inequalities exacerbated by COVID-19. *Preventive Medicine*, 145, 106425. <https://doi.org/10.1016/j.ypmed.2021.106425>
101. Mell, I. and Whitten, M. (2021). Access to nature in a post Covid-19 world: Opportunities for green infrastructure financing, distribution and equitability in urban planning. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(4), 1527. <https://doi.org/10.3390/ijerph18041527>

Referencias de los gráficos

Medición del ruido

- Encyclopedia Britannica. (2021). The decibel scale. <https://www.britannica.com/science/sound-physics/The-decibel-scale> Accessed 30 December 2021
- Hearing Health Foundation. (2021). What are safe decibels? <https://hearinghealthfoundation.org/keeplistening/decibels> Accessed 31 August 2021.
- Münzel, T., Sørensen, M., Gori, T., Schmidt, F.P., Rao, X., Brook, J. et al. (2017). Environmental stressors and cardio-metabolic disease: part I-epidemiologic evidence supporting a role for noise and air pollution and effects of mitigation strategies. *European Heart Journal* 38(8), 550-556. <https://doi.org/10.1093/euroheartj/ehw269>

Prueba de sonido: ¿En qué medida son ruidosas las ciudades?

ÁFRICA

- Abuya (Nigeria), Argel (Argelia), Cape Coast (área metropolitana, Ghana), Ibadán (Nigeria), Morogoro (Tanzanía) y Nairobi (Kenya)**
- Schwela, D. (2021). Environmental noise challenges and policies in low-and middle-income countries. *South Florida Journal of Health* 2(1), 26-45. <https://doi.org/10.46981/sfjhv2n1-003>

El Cairo (Egipto)

- Abas, S. and Tamura, A. (2003). Analysis of road traffic noise level and control in Greater Cairo, Egypt. *Acoustical Science and Technology* 24(6), 358-364. <https://doi.org/10.1250/ast.24.358>

AMÉRICA DEL NORTE

Atlanta y Los Ángeles (EE. UU.)

- Lee, E. Y., Jerrett, M., Ross, Z., Coogan, P. F. and Seto, E. Y. (2014). Assessment of traffic-related noise in three cities in the United States. *Environmental Research* 132, 182-189. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2014.03.005>

Montreal (Canadá)

- Ragettli, M. S., Goudreau, S., Plante, C., Fournier, M., Hatzopoulou, M., Perron, S. et al. (2016). Statistical modeling of the spatial variability of environmental noise levels in Montreal, Canada, using noise measurements and land use characteristics. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology* 26(6), 597-605. <https://doi.org/10.1038/jes.2015.82>

Nueva York (EE. UU.)

- McAlexander, T.P., Gershon, R.R. and Neitzel, R.L. (2015). Street-level noise in an urban setting: assessment and contribution to personal exposure. *Environmental Health* 14(1), 1-10. <https://doi.org/10.1186/s12940-015-0006-y>

- Neitzel, R.L., Gershon, R.R.M., McAlexander, T.P., Magda, L.A. and Pearson, J.M. (2012). Exposures to Transit and Other Sources of Noise among New York City Residents. *Environmental Science and Technology* 46(1), 500-508. <https://doi.org/10.1021/es2025406>

- United States of America, Department of Commerce (2019). *Commuting by public transportation in the United States: 2019*. American Community Survey Reports. U.S. Census Bureau. <https://www.census.gov/content/dam/Census/library/publications/2021/acs/acs-48.pdf>

San Diego (EE. UU.)

- San Diego County Government (2015). Noise Element. City of San Diego General Plan, 29 June. <https://www.sandiego.gov/planning/programs/genplan>. Accessed 7 July 2021

Toronto (Canadá)

16. Bai et al. 2020

17. Shin et al. 2020

- Drudge, C., Johnson, J., MacIntyre, E., Li, Y., Copes, R., Ing, S. et al. (2018). Exploring night-time road traffic noise: A comprehensive predictive surface for Toronto, Canada. *Journal of Occupational and Environmental Hygiene* 15(5), 389-398. <https://doi.org/10.1080/15459624.2018.1442006>

AMÉRICA LATINA

Bogotá (Colombia) y Puerto Vallarta (México)

- Schwela, D. (2021). Environmental noise challenges and policies in low-and middle-income countries. *South Florida Journal of Health* 2(1), 26-45. <https://doi.org/10.46981/sfjhv2n1-003>

29. Dorado-Correa et al. (2016)

Santiago (Chile)

- Suárez, E. and Barros, J.L. (2014). Traffic noise mapping of the city of Santiago de Chile. *Science of the Total Environment* 466, 539-546. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.07.013>

Talca (Chile)

- Calquín, F., Ponce-Donoso, M., Vallejos-Barra, Ó. and Plaza, E. (2019). Influence of urban trees on noise levels in a central Chilean city. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias UNCuyo* 51(1), 41-53. <https://revistas.unco.edu.ar/ojs3/index.php/RFCA/article/view/2336/1709>

Tirana (Albania)

- Laze, K. (2017). Findings from measurements of noise levels in indoor and outdoor environments in an expanding urban area: a case of Tirana. *Noise Mapping* 4(1), 45-56. <https://doi.org/10.1515/noise-2017-0003>

Tokat (Turquía)

- Ozer, S., Yilmaz, H., Yeşil, M. and Yeşil, P. (2009). Evaluation of noise pollution caused by vehicles in the city of Tokat, Turkey. *Scientific Research and Essays* 4(11), 1205-1212. <https://academicjournals.org/journal/SRE/article-abstract/5C0659218851>

ASIA MERIDIONAL

Asansol y Moradabad (India) y Katmandú (Nepal)

- Schwela, D. (2021). Environmental noise challenges and policies in low-and middle-income countries. *South Florida Journal of Health* 2(1), 26-45. <https://doi.org/10.46981/sfjhv2n1-003>

Calcuta (India)

Buragohain, D. (2020). A report on noise level status in different areas of South Kolkata, India. *International Research Journal of Modernization in Engineering Technology and Science* 2(3), 395-398. https://www.irjmets.com/uploadedfiles/paper/volume2/issue_3_march_2020/249/1628082963.pdf

Colombo (Sri Lanka)

Nagodawithana, N. S., Pathmeswaran, A., Pannila, A. S., Wickramasinghe, A. R. and Sathiakumar, N. (2016). Environmental pollution by traffic noise in the city of Colombo, Sri Lanka. *Asian Journal of Water, Environment and Pollution* 13(3), 67-72. <https://doi.org/10.3233/AJW-160028>

Delhi (India)

Akhtar, N., Ahmad, K. and Gangopadhyay, S. (2012). Road traffic noise mapping and a case study for Delhi region. *International Journal of Applied Engineering and Technology* 2(4), 39-45. https://www.cibtech.org/J-ENGINEERING-TECHNOLOGY/PUBLICATIONS/2012/Vol_2_No_4/06-015...Nasim...Road...Region...39-45.pdf

Dhaka (Bangladesh)

Riyad, R.H., Amin, A. and Mazumder, M. (2020). A Study of Noise Pollution by Traffic during Peak and Off Peak Hour in Dhaka City. *Journal of Innovations in Civil Engineering and Technology*, 2(2), 43-53. <https://dergipark.org.tr/en/pub/jiciviltech/issue/58477/787543>

Faisalabad, Islamabad y Karachi (Pakistán)

Rahman Farooqi, Z. U., Nasir, M. S., Nasir, A., Zeeshan, N., Ayub, I., Rashid, H. et al. (2017). Evaluation and analysis of traffic noise in different zones of Faisalabad—an industrial city of Pakistan. *Geology, Ecology, and Landscapes* 1(4), 232-240. <https://doi.org/10.1080/24749508.2017.1389454>

Jaipur (India)

Agarwal, S. and Swami, B. L. (2010). Status of ambient noise levels in Jaipur City. *Environment Conservation Journal* 11(1-2), 105-108. <https://environcj.in/wp-content/uploads/issues/2010/12/105-108.pdf>

Rajshahi (Bangladesh)

Bari, M.N., Biswas, A. and Baki, A.A. (2018). Conference: *Determination of Noise Level of Different Places of Rajshahi City*. Khulna, 9-11 February 2018. Khulna University of Engineering & Technology, Bangladesh

Tangail (Bangladesh)

Hoque, M. M. M., Basak, L. K., Rokuzzaman, M. and Roy, S. (2013). Level of noise pollution at different locations in Tangail municipal area, Bangladesh. *Bangladesh Journal of Scientific Research* 26(1-2), 29-36. <https://doi.org/10.3329/bjsr.v26i1-2.20228>

ASIA OCCIDENTAL**Ahvaz (Irán)**

Mohammadi, M. J., Charkhloo, E., Geravandi, S., Takdastan, A., Rahimi, S., Yari, A. R. et al. (2017). Road traffic noise in urban environments in Ahvaz city, Iran. *Fresenius Environmental Bulletin* 26(4), 2746-2751. <https://core.ac.uk/download/pdf/211573334.pdf>

Ammán (Jordania)

Jamrah, A., Al-Omari, A. and Sharabi, R. (2006). Evaluation of traffic noise pollution in Amman, Jordan. *Environmental Monitoring and Assessment* 120(1), 499-525. <https://doi.org/10.1007/s10661-005-9077-5>

Beirut (Líbano), Damasco (Siria) y Tabriz (Irán)

Schwela, D. (2021). Environmental noise challenges and policies in low-and middle-income countries. *South Florida Journal of Health* 2(1), 26-45. <https://doi.org/10.46981/sfjvhv2n1-003>

Erbil (Irak)

Saber, S. (2014). Environmental noise with solutions: A case study. *International Journal of Advanced and Applied Sciences* 1(2), 6-14. <http://www.science-gate.com/IJAAS/V1I2.html>

Hebrón

Salhab, Z. and Amro, H. (2012). Evaluation Of Vehicular Noise Pollution In The City Of Hebron, Palestine. *International Journal of Modern Engineering Research* 2(6), 4307-4310. <https://www.semanticscholar.org/paper/Evaluation-Of-Vehicular-Noise-Pollution-In-The-City-Salhab-Amro/1b657b61eeee5caffeb7b7a98f8fbe5b9c750f6>

Irbid (Jordania)

Odat, S.A. (2015). Noise Pollution in Irbid City-Jordan. *Fluctuation and Noise Letters* 14(04), 1550037. <https://doi.org/10.1142/S0219477515500376>

ASIA ORIENTAL Y SUDORIENTAL Y EL PACÍFICO**Auckland (Nueva Zelanda)**

Auckland Council (2016). Noise and vibration, 8 July. <https://unitaryplan.aucklandcouncil.govt.nz/HTMLSept/Part%203/Chapter%20H/6%20General/Chapter%20H%20-%206.2%20Noise%20and%20vibration.htm>. Accessed 7 July 2021

Bangkok (Tailandia) y Kota Bharu y Kuala Lumpur (Malasia)

Schwela, D. (2021). Environmental noise challenges and policies in low-and middle-income countries. *South Florida Journal of Health* 2(1), 26-45. <https://doi.org/10.46981/sfjvhv2n1-003>

Hong Kong (China)

52. Lam et al. (2013)

53. Cai et al. (2019)

Lam, K.C. and Chan, P.K. (2008). Socio-economic status and inequalities in exposure to transportation noise in Hong Kong. *Open Environmental Sciences Journal* 2(1). <https://doi.org/10.2174/1876325100802010107>

To, W. M., Mak, C. M. and Chung, W. L. (2015). Are the noise levels acceptable in a built environment like Hong Kong? *Noise & Health* 17(79), 429. <https://doi.org/10.4103/1463-1741.169739>

Ciudad Ho Chi Minh y Hanoi (Viet Nam)

Nguyen, T.L., Nguyen, H.Q., Yano, T., Nishimura, T., Sato, T. Morihara, T. et al. (2012). Comparison of models to predict annoyance from combined noise in Ho Chi Minh City and Hanoi. *Applied Acoustics* 73(9), 952-959. <https://doi.org/10.1016/j.apacoust.2012.04.005>

Hue (Viet Nam)

Gelb, J. and Apparicio, P. (2019). Noise exposure of cyclists in Ho Chi Minh City: A spatio-temporal analysis using non-linear models. *Applied Acoustics* 148, 332-343. <https://doi.org/10.1016/j.apacoust.2018.12.031>

Nguyen, M. K. (2014). Community response to road traffic noise in Hue City, Vietnam. *Environment and Natural Resources J* 12(2), 24-28. <https://ssrn.com/abstract=3237251>

Ky, N.M., Lap, B.Q., Hung, N.T.Q., Thanh, L.M. and Linh, P.G. (2021). Investigation and assessment of road traffic noise: a case study in Ho Chi Minh City, Vietnam. *Water, Air, & Soil Pollution* 232, 259. <https://doi.org/10.1007/s11270-021-05210-3>

Manila (Filipinas)

Dulay, L.E.R., Galvan, M.D.K.P., Puyaoan, R.J.M., Sison, A.A.Y., Natanauan, N.S. and Hernandez, P.M.R. (2018). Occupational noise exposure of traffic enforcers in selected streets in the city of Manila. *Acta Medica Philippina* 52(3). <https://doi.org/10.47895/amp.v52i3.406>

Melbourne (Australia)

Hanigan, I. C., Chaston, T. B., Hinze, B., Dennekamp, M., Jalaludin, B., Kinfu, Y. et al. (2019). A statistical downscaling approach for generating high spatial resolution health risk maps: a case study of road noise and ischemic heart disease mortality in Melbourne, Australia. *International Journal of Health Geographics* 18(1), 1-10. <https://doi.org/10.1186/s12942-019-0184-x>

Yakarta (Indonesia)

Prasetyo, S., Kusnoputranto, H., Alikodra, H. and Koestoe, R. (2016). Model of noise propagation in urban area: A case study in Jakarta. *OIDA International Journal of Sustainable Development* 9(02), 45-50. <https://ssrn.com/abstract=2739810>

EUROPA

Barcelona (España)

2. European Environment Agency (2020)

Lagonigro, R., Martori, J. C. and Apparicio, P. (2018). Environmental noise inequity in the city of Barcelona. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 63, 309-319. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2018.06.007>

Belgrado (Serbia)

Paunović, K., Belojević, G. and Jakovljević, B. (2014). Noise annoyance is related to the presence of urban public transport. *Science of the Total Environment* 481, 479-487. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.092>

Estocolmo (Suecia)

Edqvist, M. and Wärnsby, M. (2014). Environmental Noise in Urban Areas - Moving towards Greater Acceptance?. *Noise & Vibration Worldwide*, 45(2). <https://doi.org/10.1260%2F0957-4565.45.2.25>

Londres (Reino Unido)

Smith, R.B., Beevers, S.D., Gulliver, J., Dajnak, D., Fecht, D., Blangiardo, M. et al. (2020). Impacts of air pollution and noise on risk of preterm birth and stillbirth in London. *Environment International* 134, 105290. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105290>

Lyon (Francia)

Pierrette, M., Marquis-Favre, C., Morel, J., Rioux, L., Vallet, M., Viollon, S. et al. (2012). Noise annoyance from industrial and road traffic combined noises: A survey and a total annoyance model comparison. *Journal of Environmental Psychology* 32(2), 178-186. <https://doi.org/10.1016/j.jenvp.2012.01.006>

Madrid (España)

Linares, C., Culqui, D., Carmona, R., Ortiz, C. and Díaz, J. (2017). Short-term association between environmental factors and hospital admissions due to dementia in Madrid. *Environmental Research* 152, 214-220. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.10.020>

Niš (Serbia)

Prascevic, M.R., Mihajlov, D.I. and Cvetkovic, D.S. (2014). Measurement and evaluation of the environmental noise levels in the urban areas of the city of Nis (Serbia). *Environmental Monitoring and Assessment* 186(2), 1157-1165. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3446-2>

París (Francia)

Méline, J., Van Hulst, A., Thomas, F., Karusisi, N. and Chaix, B. (2013). Transportation noise and annoyance related to road traffic in the French RECORD study. *International Journal of Health Geographics* 12(1), 1-13. <https://doi.org/10.1186/1476-072X-12-44>

Roma (Italia)

Ancona, C., Badaloni, C., Mattei, F., Cesaroni, G., Stafoggia, M. and Forastiere, F. (2017). 2053-Health impact assessment of air pollution, noise, and lack of green in Rome. *Journal of Transport & Health* 5, S42-S43. <https://doi.org/10.1016/j.jth.2017.05.331>

Gestión de paisajes sonoros: De la mitigación del ruido al paisaje sonoro deseable

Vistas y sonidos

Ratcliffe, E. (2021). Sound and soundscape in restorative natural environments. *Frontiers in Psychology* 12:570563. <https://doi.org/10.3389/fpsyg.2021.570563>

Soluciones verdes

Van Renterghem, T. (2019). Towards explaining the positive effect of vegetation on the perception of environmental noise. *Urban Forestry & Urban Greening* 40. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.03.007>

Paisaje sonoro

Brown, L. A. (2012). A Review of Progress in Soundscapes and an Approach to Soundscape Planning. *International Journal of Acoustics and Vibration* 17(2), 73-81. <https://doi.org/10.20855/ijav.2012.17.2302>

Epstein, M.J. (2019). Healing the urban soundscape: reflections and reverberations. *Cities & Health* 5, 74-81. <https://doi.org/10.1080/23748834.2019.1676628>

Kang, J., Aletta, F., Gjestland, T.T., Brown, L.A., Botteldooren, D., Schulte-Fortkamp, B., Lercher, P. et al. (2016). Ten questions on the soundscapes of the built environment. *Building and Environment* 108, 284-294. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2016.08.011>

Sztubeka, M., Skiba, M., Mrówczy' M. and Mathias, M. (2020). Noise as a Factor of Green Areas Soundscape Creation. *Sustainability* 12, 999. <https://doi.org/10.3390/su12030999>

Cortinas de árboles

Van Renterghem, T. (2014). Guidelines for optimizing road traffic noise shielding by non-deep tree belts. *Ecological Engineering* 69, 276-286. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.04.029>

Tejados verdes

Nilsson, M., Klæboe, R., Bengtsson, J., Forssén, J., Hornikx, M., Van der Aa, B., Rådsten-Ekman, M. et al. (2013). Novel solutions for quieter and greener cities. Report of the research project "HOlistic and Sustainable Abatement of Noise by optimized combinations of Natural and Artificial means" (HOSANNA). Chalmers University of Technology. <https://research.chalmers.se/en/publication/208780>

Vehículos eléctricos

Campello-Vicente, H., Peral-Orts, R., Campillo-Davo, N. and Velasco-Sánchez, E., (2017). The effect of electric vehicles on urban noise maps. *Applied Acoustics*, 116. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apacoust.2016.09.018>

Cesbron, J., Bianchetti, S., Pallas, M-A., Le Bellec, A., Gary, V. and Klein, P. (2021). Road surface influence on electric vehicle noise emission at urban speed. *Noise Mapping* 8(1), 217-227. <https://doi.org/10.1515/noise-2021-0017>

Intervención en la trayectoria

Brown, A.L. and van Kamp, I. (2017). WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A Systematic Review of Transport Noise Interventions and Their Impacts on Health. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 14, 873. <https://doi.org/10.3390/ijerph14080873>

Mitigación en el origen

Nilsson, M., Klæboe, R., Bengtsson, J., Forssén, J., Hornikx, M., Van der Aa, B., Rådsten-Ekman, M. et al. (2013). Novel solutions for quieter and greener cities. Report of the research project "HOlistic and Sustainable Abatement of Noise by optimized combinations of Natural and Artificial means" (HOSANNA). Chalmers University of Technology. <https://research.chalmers.se/en/publication/208780>

Barreras acústicas

European Environment Agency (2020). Environmental noise in Europe – 2020. Luxembourg: Publications Office of the European Union. <https://doi.org/10.2800/686249>

Barreras acústicas con cubierta vegetal

Nilsson, M., Klæboe, R., Bengtsson, J., Forssén, J., Hornikx, M., Van der Aa, B., Rådsten-Ekman, M. et al. (2013). Novel solutions for quieter and greener cities. Report of the research project "HOlistic and Sustainable Abatement of Noise by optimized combinations of Natural and Artificial means" (HOSANNA). Chalmers University of Technology. <https://research.chalmers.se/en/publication/208780>

Van Renterghem, T., Forssén, J., Attenborough, K., Jean, P., Defrance, J., Hornikx, M. and Kang, J. (2015). Using natural means to reduce surface transport noise during propagation outdoors. *Applied Acoustics*, 92. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apacoust.2015.01.004>

Servicios ecosistémicos

Bratman, G.N., Hamilton, J.P. and Daily, G.C. (2012). The impacts of nature experience on human cognitive function and mental health. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1249(1), 118-136. <http://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2011.06400.x>

Francis, C.D., Newman, P., Taff, B.D., White, C., Monz, C.A., Levenhagen, M. et al. (2017). Acoustic environments matter: Synergistic benefits to humans and ecological communities. *Journal of Environmental Management* 203, 245-254. <http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.07.041>

Ratcliffe, E. (2021). Sound and soundscape in restorative natural environments. *Frontiers in Psychology* 12:570563. <https://doi.org/10.3389/fpsyg.2021.570563>

Veisten, K., Smyrnova, Y., Klæboe, R., Hornikx, M., Mosslemi, M. and Kang, J. (2012). Valuation of Green Walls and Green Roofs as Soundscape Measures: Including Monetised Amenity Values Together with Noise-attenuation Values in a Cost-benefit Analysis of a Green Wall Affecting Courtyards. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 9, 3770-3788. <https://doi.org/10.3390/ijerph9113770>

Espacios verdes

Alvarsson, J.J., Wiens, S. and Nilsson, M.E. (2010). Stress recovery during exposure to nature sound and environmental noise. *International Journal of Environment & Public Health* 7, 1036–1046. <https://doi.org/10.3390/ijerph7031036>

Van Renterghem, T. (2019). Towards explaining the positive effect of vegetation on the perception of environmental noise. *Urban Forestry & Urban Greening* 40. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.03.007>

Espacios silenciosos

Cerwén, G. (2019). Listening to Japanese Gardens: An Autoethnographic Study on the Soundscape Action Design Tool. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 16(23), 4648; <https://doi.org/10.3390/ijerph16234648>

Matsinos, G.Y., Tsaligopoulos, A. and Economou, C. (2017). Identifying the Quiet Areas of a Small Urban Setting: The Case of Mytilene. *Global NEST Journal* 19, 674–681. <https://doi.org/10.30955/gnj.001817>

Creación de lugares

Yelmi, P. (2016). Protecting contemporary cultural soundscapes as intangible cultural heritage: sounds of Istanbul. *International Journal of Heritage Studies* 22(4), 302-311. <http://dx.doi.org/10.1080/13527258.2016.1138237>

Los incendios forestales en un contexto de cambio climático

Un tema candente

Autores

Andrew Dowdy, Universidad de Melbourne, Melbourne (Australia)

Luke Purcell, Centro Nacional de Intercambio de Recursos del AFAC, Melbourne (Australia)

Sarah Boulter, Universidad Griffith, Brisbane (Australia)

Livia Carvalho Moura, Instituto de Sociedad, Población y Naturaleza, Brasilia (Brasil)

Revisores

Cristina del Rocío Montiel Molina, Departamento de Geografía, Universidad Complutense de Madrid, Madrid (España)

Juan Pablo Argañaraz, Instituto Gulich (CONAE-UNC), CONICET, Córdoba (Argentina)

Matthew P. Thompson, Estación de Investigación de las Montañas Rocosas, Servicio Forestal de los Estados Unidos, Colorado (EE. UU.)

Sheldon Strydom, Departamento de Geografía y Ciencias Ambientales, Facultad de Geociencias y Ciencias Espaciales, Universidad del Noroeste, Mafikeng (Sudáfrica)

1.

Olas de incendios forestales extremos



En los últimos años se han registrado incendios forestales devastadores en numerosas regiones del planeta, a raíz de olas de calor y sequías. Gran parte de la cobertura informativa se centra en los incendios forestales del hemisferio norte que destruyen ciudades, como la insólita temporada de incendios de 2020 en el oeste de los Estados Unidos¹. Las grandes evacuaciones de la isla griega de Eubea en 2021 ofrecieron imágenes inquietantes de lo que, según los investigadores, serán fenómenos cada vez más frecuentes en los países mediterráneos².

El hemisferio sur también padece los estragos de incendios forestales catastróficos. Entre 2019 y 2020, Australia sufrió su Verano Negro, una serie de incendios forestales sin precedentes cuyas impactantes imágenes se difundieron por todo el mundo³. A pesar de ser un país forjado por el fuego en muchos sentidos, la escala y la intensidad del Verano Negro pusieron el punto de mira en el incremento del riesgo de incendios forestales debido al calentamiento global⁴⁻⁷. En los incendios, se quemaron más de 24 millones de hectáreas, se destruyeron miles de hogares y 33 personas perdieron la vida³. Los enormes incendios de 2019 y 2020 destruyeron hábitats críticos para cientos de especies, algunas de las cuales ya estaban en peligro de extinción⁸.

En América Latina, la rápida deforestación generalizada de las sabanas y las pluviselvas tropicales, agravada por las sequías y las limitaciones de las políticas existentes de gestión de incendios, ha provocado incendios forestales desastrosos en las últimas décadas⁹⁻¹¹. En 2019 ardieron más de seis millones de hectáreas en las regiones de Chiquitania, el Cerrado y la Amazonía, en Bolivia, el Brasil, Colombia, el Paraguay y el Perú, en su mayoría en zonas protegidas de vegetación autóctona^{12,13}. Durante la estación seca de 2020, la zona se vio afectada por otra larga y destructiva ola de incendios forestales^{14,15}. A lo largo del año es posible observar incendios por toda África en imágenes de satélite, que se añaden a la vasta superficie quemada de los registros de observación y vigilancia¹⁵.

En los distintos continentes y biomas, existen similitudes entre estos incendios forestales extremos en cuanto a los factores de riesgo subyacentes, los peligros y las consecuencias para la sociedad y el medio ambiente. Los efectos a largo plazo en la salud física y mental no se limitan a quienes combaten los incendios forestales, son evacuados o sufren grandes pérdidas¹⁶⁻²⁰. El humo y la materia particulada procedentes de estos incendios tienen importantes consecuencias para la salud humana en asentamientos ubicados en el sentido del viento, a veces a miles de kilómetros del origen²¹⁻²³. Según los estudios, los grupos más vulnerables —mujeres, niños, ancianos, personas con discapacidad y aquellas con pocos recursos— son los mayores damnificados permanentes de la exposición a incendios forestales, lo que refleja algo que ya se sabía, es decir, que esta suele ser la consecuencia habitual de la mayoría de los desastres^{24,25}.

Es probable que siga aumentando la tendencia observada de que surjan condiciones meteorológicas propicias para los incendios más peligrosas, debido a la creciente concentración de gases de efecto invernadero en la atmósfera y al aumento de los factores de riesgo de incendios forestales que ello conlleva^{4,6,26-34}. Más allá del cambio climático, la mayor intensidad de algunos incendios forestales puede atribuirse al cambio de uso del suelo y a enfoques de gestión de los incendios en los que no se valora la estrecha relación existente entre la vegetación y el fuego, establecida a lo largo de milenios^{11,35-38}.

Debido a la combinación de los efectos del calentamiento del clima, que amplía las temporadas de incendios y puede provocar más fenómenos de ignición natural, de los cambios en el uso del suelo, que añaden más material inflamable y riesgos de ignición, y de la construcción de más comunidades en la interfaz entre zonas silvestres y urbanas, se avecinan importantes retos a medida que aprendemos a convivir con el componente del fuego de los ecosistemas que ocupamos.

El 11 de julio de 2012, más de 25.000 hectáreas de bosques boreales ardían en las zonas central y oriental de Siberia, Rusia. Se observaban incendios forestales incontrolados desde Yugra, en el oeste, hasta Sakhalin, en el este. Esta imagen satelital muestra los incendios activos cerca del río Aldán en Yakutia, el 10 de julio de 2012.

Fuente: Observatorio de la Tierra de la NASA

“Es probable que siga aumentando la tendencia observada de que surjan condiciones meteorológicas propicias para los incendios más peligrosas, debido a la creciente concentración de gases de efecto invernadero en la atmósfera y al aumento de los factores de riesgo”.

Superficie quemada en las dos últimas décadas

En este gráfico se ilustran patrones globales de zonas quemadas del año 2000 a marzo de 2021 mediante el uso del conjunto de datos de teledetección procedente del Espectrómetro de Formación de Imágenes de Resolución Moderada (MODIS) de la NASA.

De 2002 a 2016, se quemaron cada año aproximadamente 423 millones de hectáreas de superficie de la Tierra, la mayoría (67%) en el continente africano³⁹. En un análisis relacionado se estimó que de 2003 a 2016 se produjeron en todo el mundo 13 millones de incendios, cada uno con una duración de 4 o 5 días¹⁵. En promedio, cada ignición quemó una superficie de 440 hectáreas en todo el mundo, mientras que en Australia determinados incendios quemaron hasta 1.790 hectáreas¹⁵.

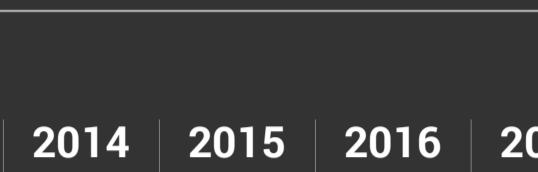
Los datos incluyen todos los tipos de superficies quemadas que se detectaron —como tierras de cultivo, pastos y vegetación natural—, con independencia de la fuente de ignición, el tipo de incendio o la causa.

Fuente de los datos: el producto mensual Superficie Quemada del MODIS (MCD64A1 v006) puede descargarse de Global Forest Watch (<https://globalforestwatch.org/topicsfires>)

Superficie quemada en hectáreas

10.000 50.000 100.000 500.000 1.000.000 2.500.000 5.000.000 7.500.000

El tamaño de cada círculo representa los datos semanales de superficie quemada. Para calcular la superficie total quemada, se suman las estimaciones diarias, donde se contabilizan varias veces las quemas de varios días durante el período, lo que provoca que los círculos que se solapan aparezcan más brillantes.



Ordenado por superficie total quemada

La tendencia al alza en años de megaincendios forestales con superficies quemadas de más de un millón de hectáreas desde el año 2000 se vincula a una mayor frecuencia de condiciones meteorológicas peligrosas y propicias para los incendios, incluida la creciente incidencia de tormentas ígneas e igniciones provocadas por rayos secos.

Cada año arde el 30% de la superficie terrestre de Angola. Las zonas más afectadas son aquellas con una alta proporción de bosque y un pequeño porcentaje de matorral y praderas naturales. La práctica de talar árboles para crear espacios abiertos en los que cultivar hierba ha fomentado incendios más intensos en la estación seca.

La sabana brasileña, conocida como El Cerrado, cubre alrededor del 23% de la superficie terrestre total nacional, el segundo mayor bioma después de la selva amazónica (48%). Los incendios en El Cerrado han aumentado en frecuencia y concentración en la estación seca y tienden ahora a producirse cada dos o tres años, como en 2004, 2007, 2010, 2012, 2015 y 2017.

Entre el 70 y el 90% de la superficie total quemada en Rusia corresponde a Siberia, donde la mayoría de los incendios se producen en bosques con predominio de abedules. En el sur de Siberia, los incendios extremos de 2003 en los bosques de abedules de permafrost subyacente se vieron influidos por la baja humedad superficial y la ausencia de precipitaciones durante el año anterior y las elevadas temperaturas a principios de 2003.

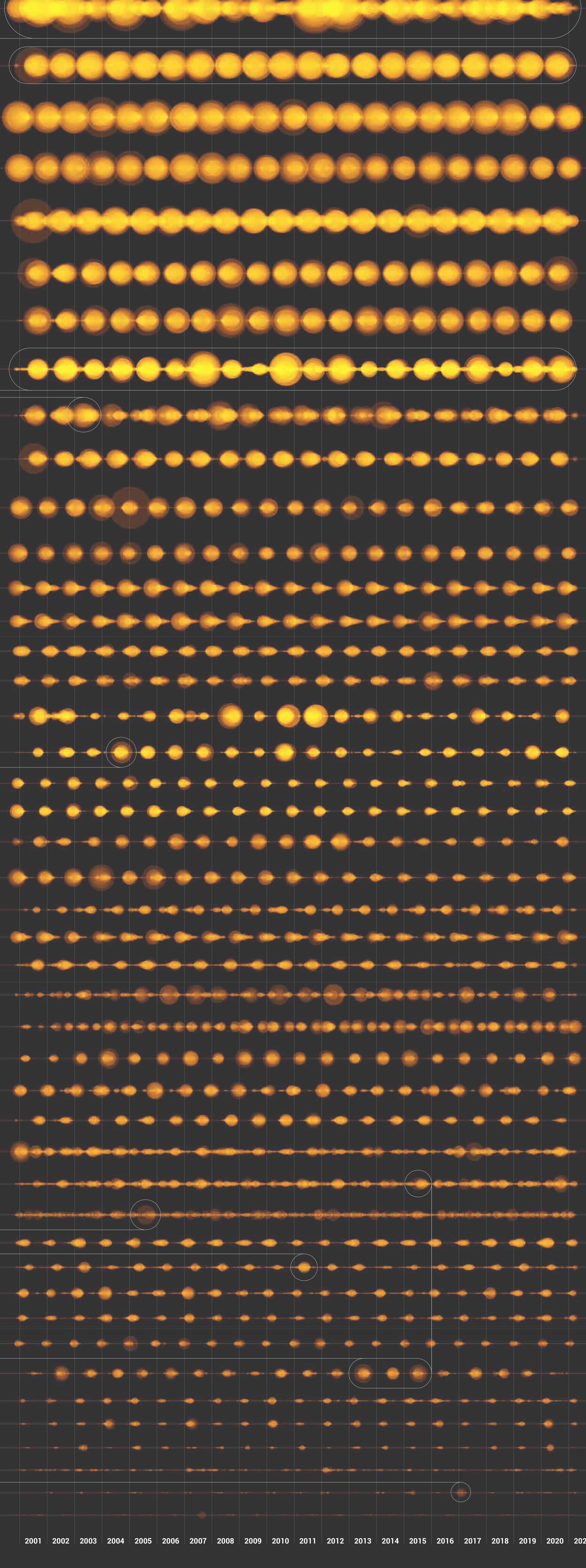
Los incendios de 2004 que tuvieron lugar de manera excepcional en Bolivia se han vinculado al impacto de la sequía y la pérdida de bosques.

De acuerdo con estudios sobre tendencias a largo plazo, los incendios forestales de 2005 en el Paraguay se han vinculado al aumento de la deforestación.

Es probable que el número récord de incendios forestales de 2011 en México guardara relación con los períodos prolongados de sequía debido al menor volumen de lluvias invernales del año anterior.

La extensa superficie quemada en los bosques boreales de los Territorios del Noroeste del Canadá en 2014 y en Alaska (Estados Unidos) en 2015 se atribuye a una cifra récord de igniciones de rayos causadas por el clima.

La conversión de bosques autóctonos en zonas de vegetación sumamente inflamable, junto con una megasequía sostenida en el centro de Chile, causó grandes incendios durante la temporada de 2016 a 2017.



* Sudán del Sur se independizó del Sudán el 9 de julio de 2011. Los datos sobre superficie quemada previos a dicha fecha se han esquematizado de acuerdo con la demarcación fronteriza actual de ambos países.

Véase la página 38 para consultar las referencias completas.

2.

Factores humanos de los incendios forestales



Los incendios forestales son un fenómeno natural del sistema del planeta, necesario para el funcionamiento de numerosos ecosistemas. Las interacciones entre la vegetación y el clima durante períodos prolongados establecen un patrón específico de recurrencia de los incendios forestales en un ecosistema definido, el cual se conoce como “régimen de incendios”⁴⁰. Las desviaciones con respecto al régimen de incendios dominante —el momento de producirse, la frecuencia, el tamaño o la intensidad— pueden provocar cambios ecológicos importantes tanto en ecosistemas dependientes de los incendios que necesiten de estos para prosperar como en otros sensibles al fuego donde este tenga más efectos negativos que positivos^{37,41-45}.

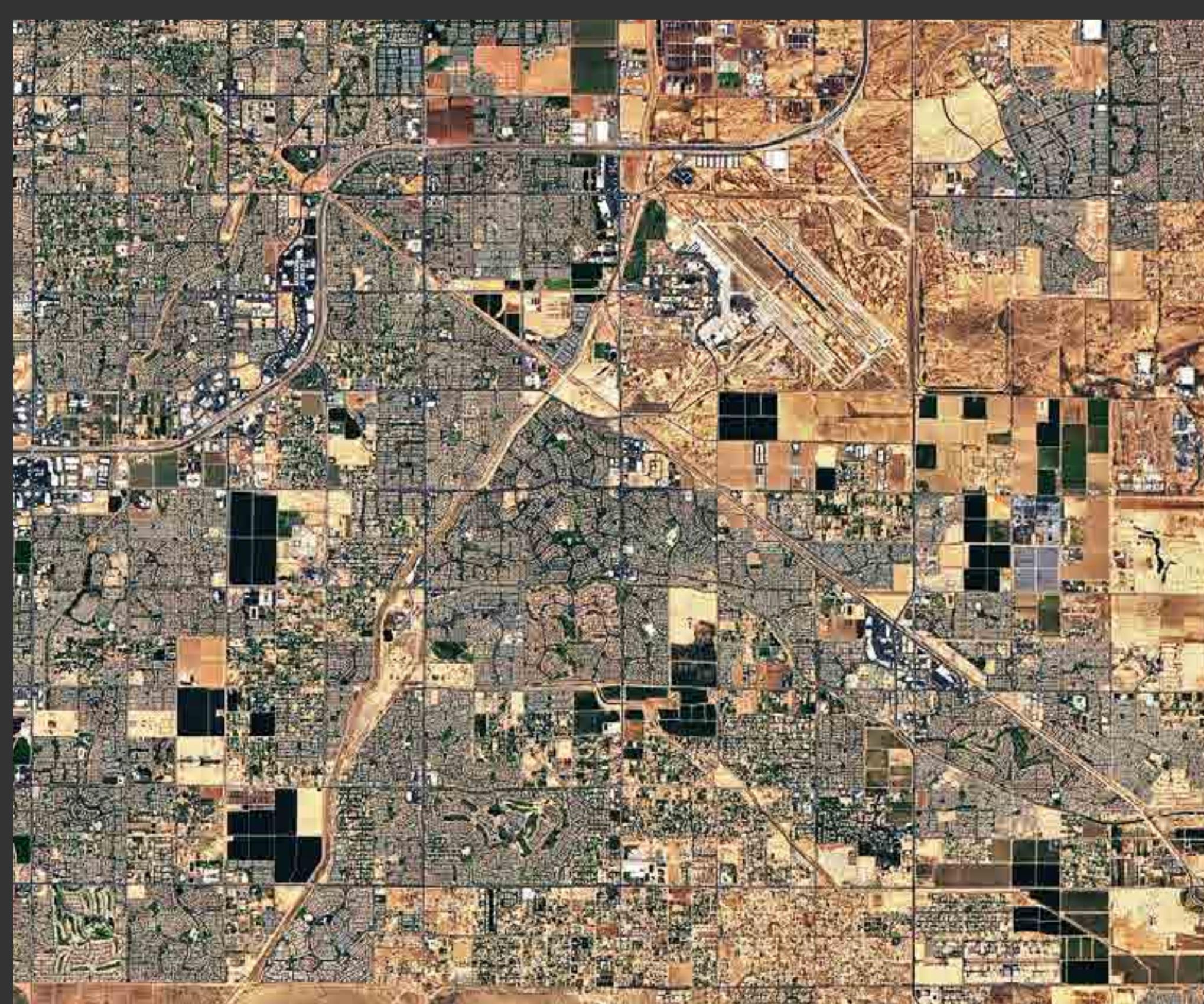
Los humanos alteran los regímenes de incendios tanto directa como indirectamente, al modificar los paisajes y su vegetación, iniciar incendios como práctica de gestión del suelo cuando es poco probable que se produzcan de forma natural, sofocar y prevenir incendios a fin de proteger comunidades humanas, y cambiar el clima⁴². El desmonte, la deforestación, la expansión agrícola, la extracción de recursos y el desarrollo urbano y rural representan en todos los casos importantes cambios de uso del suelo que pueden afectar a los regímenes de incendios naturales⁴¹.

Las pluviselvas tropicales sensibles al fuego casi nunca arden de forma natural, ya que las igniciones rara vez logran mantenerse en entornos tan húmedos con vegetación mojada⁴⁵. Ahora, los incendios forestales se han vuelto más frecuentes en algunas regiones donde no estaba previsto que ocurrieran, debido al cambio climático y a otros factores, como el cambio de uso del suelo y la deforestación. En la pluviselva amazónica los incendios son obra del ser humano: se corta la vegetación autóctona, se selecciona y retira la madera más valiosa y se dejan secar los restos hasta que se prende fuego de forma intencionada a los residuos para dedicar el espacio a tierras de cultivo y pastoreo^{10,11}. La fragmentación de la selva y su desintegración final hasta convertirse en sabanas y praderas crean condiciones propicias para futuros incendios forestales, que provocan la pérdida permanente de ecosistemas forestales de zona tropical⁴⁶.

La creciente urbanización, a medida que las ciudades se expanden a zonas silvestres, es otra importante forma de cambio de uso del suelo y de transformación del paisaje. En las últimas décadas hemos sido testigos de una rápida expansión de las ciudades hacia zonas forestales en numerosas regiones⁴⁷. Esta interfaz entre zonas silvestres y urbanas es el lugar donde los riesgos de incendios forestales son más pronunciados⁴⁸.

La aplicación de políticas inadecuadas de gestión de los incendios, como la extinción agresiva, y el escaso reconocimiento de las prácticas tradicionales de gestión y los conocimientos autóctonos pueden desencadenar toda clase de problemas^{11,49-51}. En otros casos, los intentos por erradicar el fuego de los ecosistemas, también de los que dependen de este, pueden provocar la acumulación de cargas de combustible y un aumento asociado de los riesgos de ignición⁵²⁻⁵⁵. Las políticas de gestión de los incendios de este tipo pueden propiciar que cambien los regímenes de incendios y que los incendios forestales grandes y frecuentes pasen a ser un fenómeno generalizado^{37,56}.

En las últimas décadas, el creciente reconocimiento de la necesidad de un sistema y de un enfoque aplicable a todo el paisaje que se integren con la importancia cultural y ecológica de la gestión autóctona del suelo está contribuyendo a promocionar la salud ecológica y a prevenir en los ecosistemas incendios incontrolados de mayor tamaño y capacidad de destrucción^{57,58}. Por ejemplo, varias iniciativas de gestión de los incendios en las sabanas australianas han medido y supervisado los efectos de la quema prescrita que incorpora técnicas autóctonas de gestión, con resultados positivos⁵⁷. Este enfoque ha proporcionado ejemplos alentadores a otros países, como los ecosistemas de sabana del Cerrado en el Brasil y de Botswana⁵⁹.



El 13 de junio de 2020, el incendio de un vehículo provocó que se prendiera fuego a la vegetación situada junto a una autopista de Phoenix (Arizona, EE. UU.). Debido al incidente, en tres días ardieron una superficie de casi 26.000 hectáreas.

En la imagen de satélite, captada por el Operational Land Imager (OLI) del Landsat 8 el 14 de junio de 2020, se aprecian el rastro dejado por el incendio y varios frentes activos. El uso combinado de color natural y la firma infrarroja de quemas activas mejora la detección de incendios en progreso mediante el humo.

Fuente: Observatorio de la Tierra de la NASA

Incendios forestales en el Antropoceno

Ecología de los incendios

¿Qué es un incendio forestal?

Un incendio forestal es un incendio de vegetación que arde libremente, incluidos los incendios que pueden representar un riesgo considerable para valores sociales, económicos o ambientales. Puede iniciarse de forma malintencionada, fortuitamente o por acción de la naturaleza³⁸.

Aunque los incendios forestales pueden durar poco tiempo y quemar una superficie pequeña, lo más habitual es que ardán durante períodos prolongados y quemen superficies amplias. El comportamiento de un incendio puede ser gran medida benigno en torno a su perímetro, pero en ocasiones se caracteriza por períodos de rápida propagación y comportamiento intenso en su frente, condiciones contra las cuales la extinción y otras acciones de mitigación de riesgos pueden resultar poco eficaces. Los efectos de un incendio forestal pueden resultar aparentes de forma inmediata y directa o materializarse transcurrido un tiempo desde su extinción³⁹.

Aunque los incendios forestales pueden producirse de forma natural, la mayoría son consecuencia de acciones humanas, como el desmonte después de la deforestación industrial y para agricultura o los asentamientos humanos, la gestión de pastos para ganado herbívoro, y la negligencia³⁸.

En función de las interacciones entre la vegetación y el clima, los incendios forestales suelen comportarse de acuerdo con un patrón específico del ecosistema circundante, lo que se conoce como régimen de incendios. Los atributos de un régimen de incendios son la frecuencia, la extensión, la intensidad, la gravedad y la estacionalidad.

Los incendios forestales pueden producirse de forma natural cuando convergen tres elementos:



Ignición

el calor del sol o un rayo inician el fuego



Combustible

hay suficiente material combustible para alimentar las llamas



Condiciones meteorológicas

varias condiciones como la temperatura, el viento o la humedad relativa posibilitan la propagación

Incendios forestales y ecosistemas

Los incendios desempeñan un papel fundamental a la hora de mantener funciones ecológicas y la biodiversidad. Muchos ecosistemas han evolucionado para incorporar la recurrencia de incendios forestales y dependen de ellos para preservar su salud. Por ejemplo, algunas plantas necesitan incendios recurrentes para activar la germinación y deshacerse de la competencia. Debido a que las especies de un determinado hábitat se han adaptado a un régimen de incendios específico, cualquier cambio puede afectar tanto a estas como al conjunto del ecosistema.

Tipos de incendios forestales

Dependiendo del combustible de biomasa y de las condiciones meteorológicas, hay tres tipos de incendios forestales. En un solo incendio pueden darse los tres tipos o una combinación de estos.

Incendios de copas

Ascienden desde el suelo hasta la copa de los árboles y pueden propagarse a través del dosel forestal. Son comunes en las zonas arboladas de clima mediterráneo y los bosques boreales. Son los incendios forestales más intensos y peligrosos, y a menudo los más difíciles de sofocar. Para su propagación suelen hacer falta grandes cargas de combustible y fuertes vientos.

Incendios de superficie

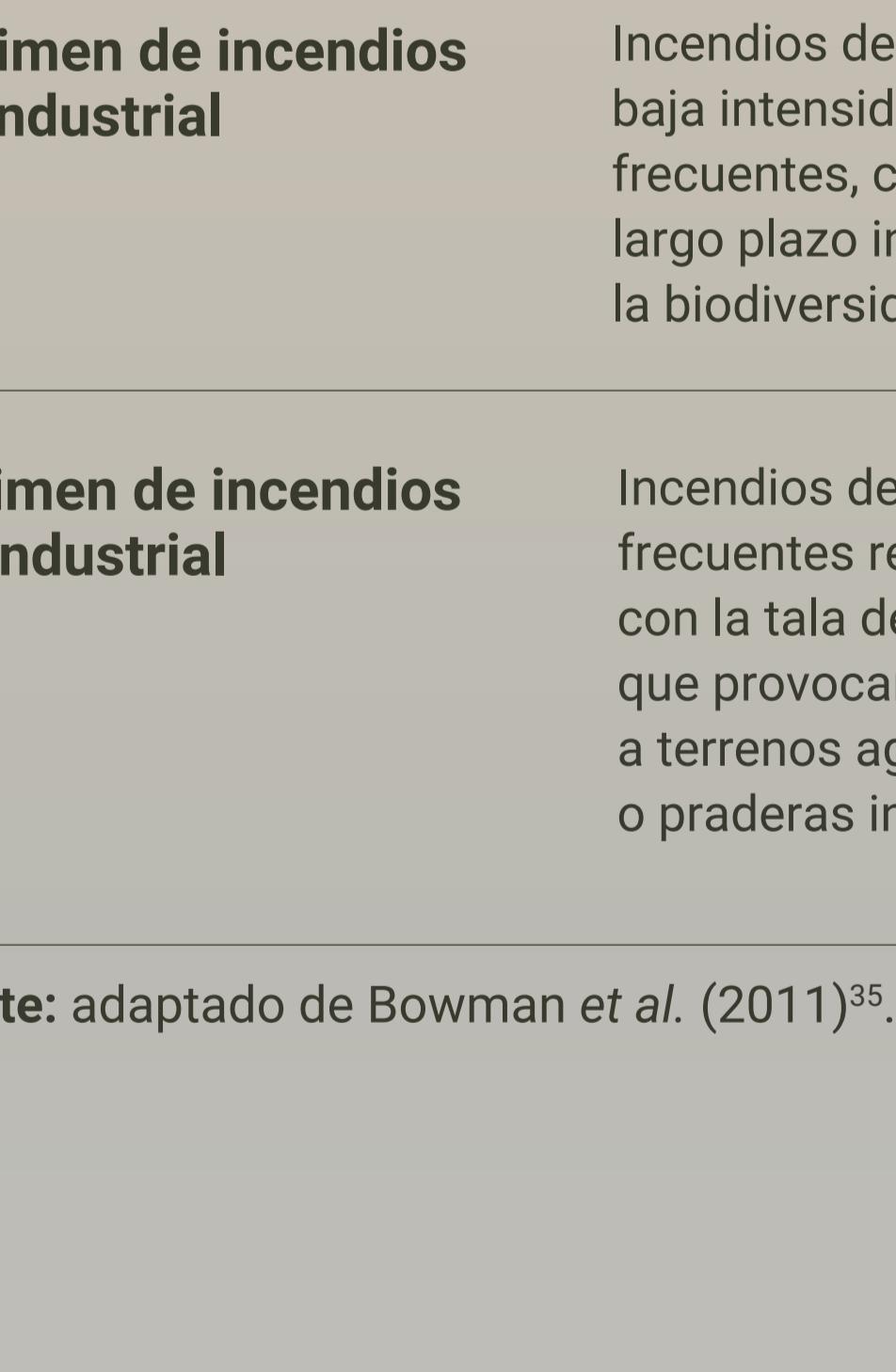
Para arder se alimentan de hojarasca, material muerto y vegetación del suelo. Predominan y son frecuentes en praderas y sabanas con una alta productividad. Son también comunes en zonas arboladas y bosques donde la hojarasca es el principal combustible. Los incendios de superficie pueden propagarse verticalmente mediante la ignición de arbustos y matorrales y convertirse en incendios de copas.

Incendios de subsuelo

Estos incendios queman capas subsuperficiales orgánicas y descompuestas del suelo y no suelen producir llamas visibles. Son difíciles de extinguir por completo; pueden arder sin mostrar llama en invierno y reaparecer en primavera. Son más comunes en turberas y tremedales y pueden convertirse en incendios de superficie.

Plantas dependientes del fuego

En ecosistemas propensos a los incendios, muchas especies vegetales dependen de su recurrencia en su ciclo biológico. Los incendios activan la floración o la diseminación y germinación de semillas³⁶.



Algunas especies comunes en los bosques boreales y las regiones de clima mediterráneo almacenan semillas en piñas durante años hasta que un incendio desencadena su liberación.



Los incendios forestales estimulan la floración en plantas bulbosas, como las orquídeas y las liliáceas, y en hierbas perennes.

El humo y la madera carbonizada también pueden inducir la germinación en numerosas especies de zonas de matorral propensas a sufrir incendios.

Dónde se producen incendios

En el mapa se muestran los incendios activos de todo tipo observados del 1 de enero al 20 de septiembre de 2021. La imagen se ha creado mediante la combinación de fotogramas fijos extraídos del video a cámara rápida de incendios activos de la NASA. Para apreciar mejor los cambios dinámicos en la intensidad de los incendios a lo largo del tiempo, vaya a NASA Scientific Visualization Studio.

[Ver video a cámara rápida](#)



Los regímenes de incendios están cambiando

Regímenes de incendios cambiantes en biomas concretos

En la tabla adaptada de Bowman et al. (2011)³⁹ se resume cómo han cambiado los regímenes en biomas concretos de latitudes bajas a altas tras la industrialización global.

Bioma	Pluviselva tropical	Sabana tropical	Desierto de latitud media	Bosques en la estación seca en una zona de latitud media de América del Norte	Bosque boreal
Régimen de incendios preindustrial	Incendios de superficie de baja intensidad y muy poco frecuentes, con efectos a largo plazo inapreciables en la biodiversidad	Fuegos frecuentes en la temporada seca que provocan heterogeneidad espacial en la densidad forestal	Fuegos poco frecuentes después de períodos húmedos que permiten la acumulación de combustible	Incendios de superficie de baja intensidad y frecuentes que limitan la repoblación de árboles	Incendios de copas de alta intensidad y poco frecuentes que provocan la sustitución de rodales enteros
Régimen de incendios posindustrial	Incendios de superficie frecuentes relacionados con la tala de bosques, que provocan el cambio a terrenos agrícolas o praderas inflamables	Menor número de fuegos debido a un pastoreo intenso que provoca una mayor repoblación de especies leñosas	Fuegos frecuentes debido a la introducción de hierbas exóticas inflamables	Extinción de fuegos que provoca altas densidades de árboles jóvenes e incendios de copas de alta intensidad y poco frecuentes	Mayor número de incendios forestales de alta intensidad vinculados al calentamiento global, que provocan la pérdida de carbono del suelo y un cambio en vegetación sin árboles

Fuente: adaptado de Bowman et al. (2011)³⁹. Publicado con permiso de John Wiley & Sons Ltd.

Crédito de la foto de un bosque en la estación seca en una zona de latitud media de América del Norte: kenkistler / Shutterstock.com

Cambio de uso del suelo

Los cambios de uso del suelo relacionados con la agricultura, la deforestación y el desarrollo urbano están modificando de forma sustancial los patrones de incendios en un amplio conjunto de ecosistemas³⁵.

Es frecuente que se utilice el fuego para gestionar tierras donde los incendios forestales no son muy comunes, o bien que se sofoque donde sí lo son.

La conversión de tierras mediante la eliminación de la vegetación autóctona modifica las propiedades del combustible, lo que puede provocar una mayor gravedad o frecuencia de los incendios forestales.

En la cuenca mediterránea, la reducción de las actividades de pastoreo ha convertido las praderas en zonas de matorral sumamente inflamables³⁶.

En las pluviselas tropicales donde la mayoría de las especies no han evolucionado para recuperarse rápidamente del fuego, los incendios forestales suelen usarse para convertir dichas selvas en ranchos y tierras agrícolas. Este desmonte modifica los regímenes de incendios a escala local, lo que deriva en la conversión del ecosistema a mayor escala⁴⁰.

En el Brasil, los cambios de uso del suelo, como la deforestación y la agricultura, se han traducido en un aumento de los incendios en todo el país, incluida la región de la pluviselva amazónica, donde antes eran poco frecuentes.

Ampliación de la interfaz entre zonas silvestres y urbanas

El desarrollo urbano en la interfaz entre zonas silvestres y urbanas exige una gestión y una eliminación agresiva de los riesgos de incendio, lo que se traduce en cambios en los regímenes de incendios naturales⁴².

No solo el desarrollo del suelo modifica la vegetación, sino que las políticas de extinción y exclusión de los incendios, destinadas a proteger las vidas humanas y los bienes, también provocan la acumulación de combustible y graves incendios cuando este arde^{35,37}.

En numerosas ecorregiones de los Estados Unidos, la invasión por parte de determinadas hierbas no autóctonas ha aumentado la incidencia de los incendios en un 230% y su frecuencia en un 150%⁴¹.

Numerosas hierbas invasoras tienen una elevada biomasa de combustible y una baja humedad, por lo que generan condiciones propicias para los incendios forestales. Algunas de las hierbas invasoras que prosperan con más facilidad usan el calor y el humo como señales para germinar semillas.

El fuego y las especies invasoras

La actividad humana es en gran medida responsable de la introducción de especies invasoras que pueden alterar los regímenes de incendios al cambiar la estructura de la vegetación dentro del ecosistema y, por consiguiente, la cantidad y las propiedades del combustible³⁷.

La alteración de los regímenes de incendios puede generar condiciones poco propicias para que la vegetación autóctona se recupere después de un incendio forestal, pero propicias para que prosperen especies invasoras que toleran el fuego.

La superficie quemada y el tamaño medio de los incendios forestales de California (Estados Unidos) han aumentado en las últimas décadas. La rápida urbanización a lo largo de los bordes de los bosques, la acumulación de combustibles de biomasa derivada de décadas de extinción de los incendios y la sequía y el calor extremos agravados por el cambio climático contribuyen al aumento de los grandes incendios.

3.

El cambio del clima y de las condiciones meteorológicas propicias para los incendios

100 km

A escala mundial, muchos tipos de fenómenos meteorológicos extremos ya son más intensos y ocurren con mayor frecuencia que en el pasado, debido al cambio climático antropógeno^{27,28}. Las tendencias de calentamiento a largo plazo muestran que la mayoría de los años ya son más cálidos que los observados antes de 1950 en 41 de las 45 regiones del planeta²⁸. El aumento de las temperaturas, sumado al mayor número de sequías, se traduce en temporadas de incendios más prolongadas y en mayores probabilidades de que se den condiciones meteorológicas propicias para los incendios que sean peligrosas^{1,26-34,60,66}.

Los estudios que se centran en el oeste de América del Norte muestran no solo que las olas de calor y las sequías multianuales están fomentando más incendios forestales, sino también que estos son cada vez más graves y queman superficies cada vez mayores^{30,34,61}. En América del Sur, las sequías graves y prolongadas y el aumento de la temperatura del aire se relacionan con la mayor incidencia y gravedad de los incendios en zonas tropicales húmedas y humedales inundados estacionalmente donde no existían precedentes de incendios forestales^{14,62-65}. En la región de clima templado de Australia, las precipitaciones registradas en el período anterior a la temporada de incendios se han reducido un 10% desde finales de la década de 1990⁶⁷. Según indican más de 100 años de datos, 2019 fue el año más cálido y seco de Australia del que se tiene constancia^{5,66,67}. En Chile, Nueva Zelanda y partes de África, los estudios también han demostrado la influencia del cambio climático en el aumento de las condiciones de sequía y la actividad de incendios forestales^{62,68-71}. Asimismo, en el sur de Europa y en torno al mar Mediterráneo, el cambio climático está creando condiciones meteorológicas propicias para los incendios más peligrosos, a medida que toda la cuenca se va convirtiendo en un sistema más árido^{2,28,35,72,73}.

Los rayos son una importante fuente natural de ignición de incendios forestales. En este sentido, está previsto que la frecuencia de la caída de rayos en algunas partes del mundo aumente con el cambio climático⁷⁴⁻⁸¹. En los últimos años, las igniciones de rayos causadas por el clima representan la mayor parte de la superficie quemada en los bosques boreales de América del Norte⁸². En las últimas décadas también se ha documentado un aumento de la frecuencia de rayos secos —un tipo de rayo que se produce con precipitaciones escasas o nulas— en algunas partes del sureste de Australia, mientras que en otras zonas se ha registrado un descenso⁸³. Del total de superficie quemada por incendios forestales, una proporción considerable puede atribuirse a las igniciones de rayos, ya que pueden producirse de forma variable en el tiempo y en el espacio y se propagan en regiones remotas de difícil acceso con los medios de respuesta⁷⁴.

Otro fenómeno que viene registrándose con mayor frecuencia en Australia y América del Norte en las últimas décadas son las tormentas ígneas^{4,6,84-89}. Estas tormentas, características de los incendios más extremos, se forman en las columnas de humo y generan lo que se conoce como “pirocúmulos”. La frecuencia de las condiciones meteorológicas asociadas a la aparición de tormentas ígneas está aumentando gradualmente en partes del sur de Australia, un aumento que está previsto que se mantenga^{4,77,86,90}. Las tormentas ígneas pueden contribuir a que surjan condiciones más peligrosas para que se produzcan incendios sobre el terreno, como velocidades y cambios de dirección más erráticos del viento, además de generar rayos que pueden provocar nuevos incendios mucho más allá del frente inicial⁸⁵. Este tipo de tormentas ilustran el riesgo de bucles de retroalimentación peligrosos entre el fuego y los procesos atmosféricos.

El combustible de biomasa disponible es un factor clave que aumenta la intensidad de los incendios bajo la influencia incierta del cambio climático. Las cargas de combustible pueden aumentar debido al efecto de fertilización por CO₂ cuando el incremento de las concentraciones de este gas sobre el terreno fomenta que prosperen determinadas especies de plantas⁹¹⁻⁹³. Aunque el volumen de materia orgánica podría aumentar, la menor humedad relativa convertiría la mayor parte en combustible seco para incendios forestales. La carga de combustible también ha aumentado debido a la práctica de exclusión de incendios forestales en algunos casos^{26,94}. Un mejor conocimiento de los ecosistemas dependientes del fuego, y de la ecología de los incendios en su totalidad, está propiciando una transición hacia una gestión integrada que incluye el uso de la quema controlada y prescrita en momentos adecuados y con las condiciones correctas, a fin de reducir las cargas de combustible^{42,95}.

Aunque el cambio climático ya está influyendo en los incendios forestales, cabe la posibilidad de que también se esté dando el proceso inverso^{28,96,97}. La pérdida de la pluviselva amazónica y el deshielo del permafrost del Ártico se consideran dos posibles elementos críticos con potencial para acelerar el cambio climático^{28,98,99}. Según los últimos estudios, la deforestación de la Amazonia está provocando que la región pase a ser una fuente de carbono en lugar de un sumidero, mientras que el deshielo del permafrost se está acelerando en el Ártico siberiano. En ambos casos, los incendios están siendo factores determinantes^{87,88,100}.

En noviembre de 2019, el denso humo de los numerosos incendios forestales activos al norte de Sidney llegó por la acción del viento hasta las ciudades costeras de Coffs Harbour y Port Macquarie. La calidad del aire en las ciudades afectadas alcanzó niveles peligrosos. Las elevadas temperaturas sin precedentes, los fuertes vientos y la persistente falta de precipitaciones contribuyeron a que se produjeran enormes incendios forestales por todo el estado de Nueva Gales del Sur.

Fuente: Observatorio de la Tierra de la NASA

“A escala mundial, muchos tipos de fenómenos meteorológicos extremos ya son más intensos y ocurren con mayor frecuencia que en el pasado, debido al cambio climático antropógeno. El aumento de las temperaturas, sumado al mayor número de sequías, se traduce en temporadas de incendios más prolongadas y en mayores probabilidades de que se den condiciones meteorológicas propicias para los incendios que sean peligrosas”.

Cambio climático:

Las condiciones meteorológicas propicias para los incendios son cada vez más extremas



Tormentas ígneas

Los incendios de una intensidad extrema pueden desencadenar la evolución de tormentas cargadas de humo que, a su vez, pueden provocar un comportamiento más peligroso de los incendios e iniciar otros mediante rayos.

Nube

Cuando la columna alcanza la altura suficiente, la menor presión atmosférica provoca un enfriamiento adicional y se forman nubes.

Enfriamiento de la columna

El aire más frío se mezcla con la columna a medida que asciende, lo que provoca que esta se ensanche y se enfríe.

Columna de humo

Una columna de aire caliente y turbulento y de humo se eleva por encima de una gran área de fuego intenso.

3

2

1

4

Tormenta

Si se dan las condiciones ambientales adecuadas (conocidas como "atmósfera ligeramente estable"), puede aparecer una tormenta.

5

Reventón

En ocasiones, la lluvia de la nube se evapora cuando cae y se enfriá al contacto con el aire seco, lo que genera una ráfaga descendente conocida como "reventón".

6

Rayos

Pueden producirse rayos que inicien nuevos fuegos muy por delante del frente del incendio.

Fuente: adaptado del Programa Nacional de Ciencias Ambientales del Gobierno de Australia (2020)

Efectos de los incendios forestales extremos en el sistema de la Tierra

Contaminación atmosférica

Los grandes incendios forestales emiten un enorme volumen de contaminantes atmosféricos, como carbono negro, materia particulada y gases de efecto invernadero. Estos contaminantes pueden transportarse a gran distancia y depositarse sobre paisajes remotos, incluidos los glaciares.

Cambios del albedo

El transporte y la deposición de hollín a través de la atmósfera reducen el albedo superficial y potencian el deshielo. Se ha descubierto que los depósitos de hollín procedentes de los incendios forestales registrados en la cuenca del Amazonas incrementan el deshielo de los glaciares andinos.

Contaminación del agua

Tras un incendio forestal grave, los mayores niveles de sedimentos en los ríos aumentan la turbidez, modifican la temperatura del agua y afectan a la abundancia de peces.

De sumideros a fuentes de carbono

Los incendios forestales de gran tamaño y frecuencia en bosques boreales y selvas tropicales pueden transformar almacenes terrestres de carbono en importantes fuentes de gases de efecto invernadero.

Erosión

Los incendios forestales aumentan la susceptibilidad del suelo a la erosión cuando se expone posteriormente a precipitaciones. La erosión suele producirse antes de que la vegetación se regenere. El derrumbe de taludes puede provocar flujos catastróficos de detritos y corrimientos de tierras en algunos entornos.

Fertilización de los océanos

Los incendios forestales de gran tamaño e intensidad liberan enormes volúmenes de aerosoles, incluidos metales traza esenciales para la vida, como el hierro. El transporte atmosférico de aerosoles ricos en hierro procedentes de los incendios forestales extremos registrados en Australia en 2019 y 2020 provocó una floración de algas a gran escala en el Pacífico Sur durante un período de cuatro meses.

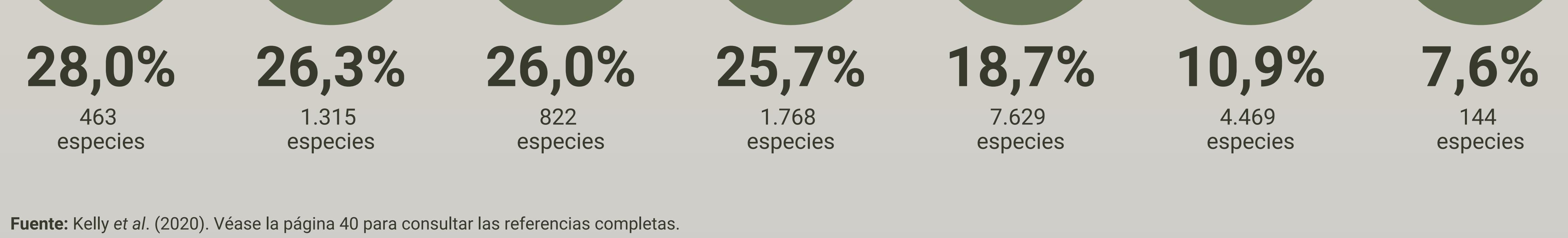
Pérdida de biodiversidad

La mayor frecuencia e intensidad de los incendios forestales puede generar un cambio a largo plazo en la composición de las especies vegetales y la estructura de los ecosistemas boscosos. También es posible que las reproducciones de incendios anteriores se conviertan en un fenómeno más habitual, lo que puede reducir la regeneración posterior a los incendios. En función del tipo de bosque original, dichas reproducciones de incendios anteriores podrían provocar un cambio a otro tipo de vegetación.

Véase la página 40 para consultar las referencias completas.

Especies amenazadas por la alteración de los regímenes de incendios

Porcentaje de especies amenazadas por la alteración de regímenes de incendios, incluida la exclusión de incendios, por hábitat



Fuente: Kelly et al. (2020). Véase la página 40 para consultar las referencias completas.

El cambio climático está aumentando el riesgo de que se produzcan grandes incendios de mayor intensidad^{5,6,42}. El clima afecta directamente a la producción de biomasa y a su estado, además de generar condiciones meteorológicas que favorecen la ignición y propagación de incendios. En los meses anteriores a la temporada de incendios, un clima cálido y seco reduce la humedad de la vegetación, por lo que aumenta el riesgo de ignición de fuegos que pueden convertirse en incendios forestales y propagarse. Por otro lado, un volumen inusualmente elevado de precipitaciones aumenta el crecimiento de plantas que pueden servir de combustible en la siguiente estación seca. Los grandes incendios en ecosistemas forestales se producen durante sequías prolongadas, como en las regiones afectadas por la variabilidad de El Niño^{5,36}.

Ignición de rayos

Los rayos son una importante fuente natural de ignición de incendios forestales. Está previsto que las caídas de rayos aumenten en frecuencia en algunas partes del planeta a medida que cambie el clima. La ignición de rayos es la causa predominante de los enormes incendios forestales que se producen en los bosques boreales de América del Norte y la parte septentrional de Siberia^{5,36}.

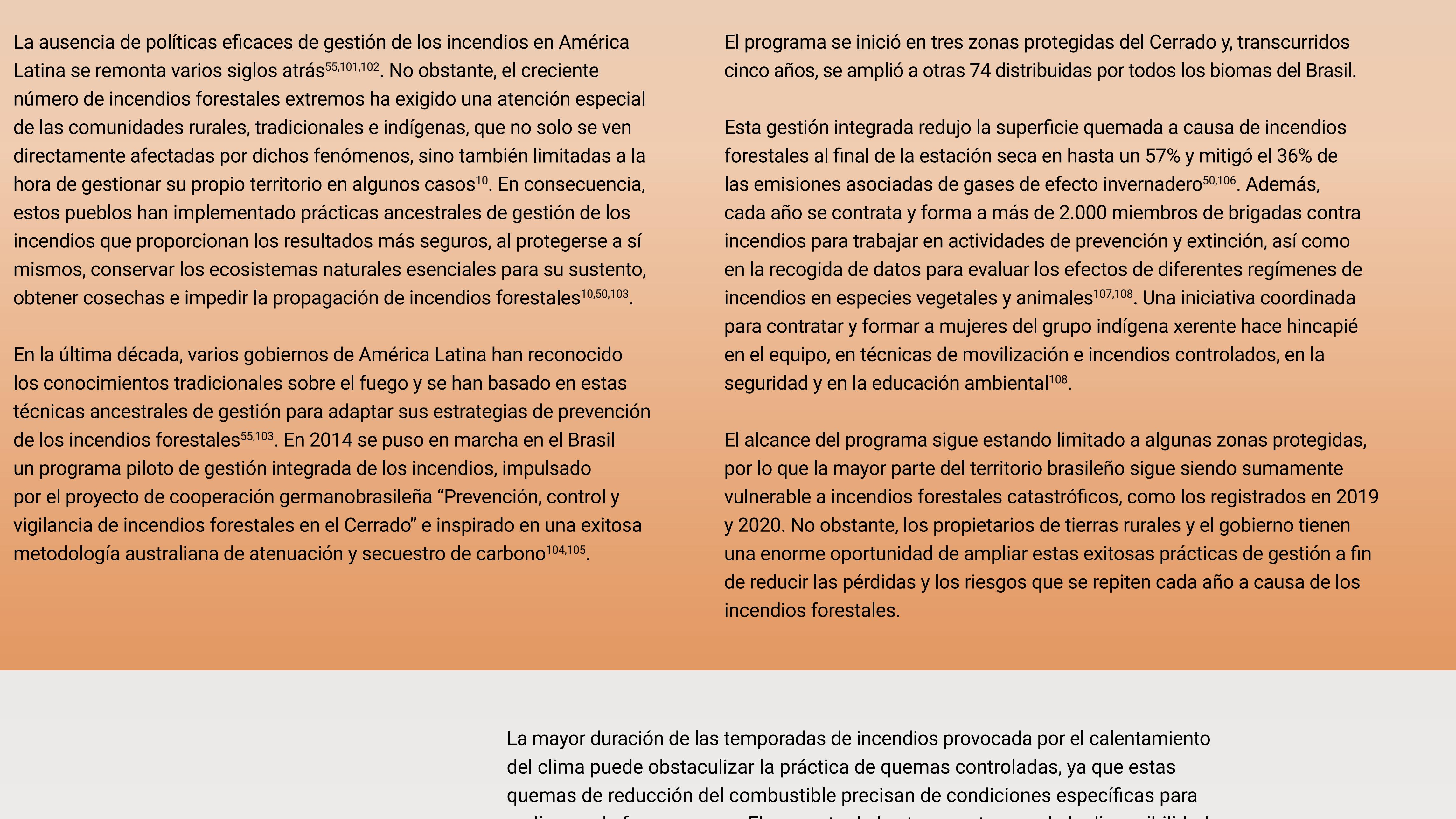
4.

Mejoras en la gestión de los incendios forestales de cara a nuevos cambios del clima

Al tiempo que aumentan las pérdidas y los daños provocados por los incendios forestales extremos, crece la concienciación sobre la necesidad de adoptar enfoques de prevención y gestión de la respuesta. Las amenazas no harán más que aumentar a medida que se intensifique el cambio climático antropógeno, incluidos aquellos casos en los que los cambios del uso del suelo no respeten las mejores prácticas para conservar la resiliencia del ecosistema y la integridad del paisaje.

Aunque las prácticas de los países desarrollados a menudo se han centrado en la exclusión de los incendios, muchos países en desarrollo no tienen capacidad para gestionarlos, más allá de responder una vez que el desastre se convierte en una amenaza inmediata para la vida y la propiedad. Es importante llevar a cabo una gestión eficaz de los incendios en los ecosistemas dependientes del fuego, como las sabanas y las praderas, donde se acumulan cargas de combustible que aumentan los riesgos de incendio, especialmente en el punto álgido de la estación seca⁵³. Independientemente de que la ignición se deba a la acción de rayos o del ser humano, las cargas de combustible que se han acumulado a lo largo de años o décadas pueden provocar incendios forestales incontrolables. A diferencia de los enfoques de exclusión total de los incendios, el reconocimiento de las prácticas autóctonas que mantienen cargas de combustible gestionables y ecosistemas productivos mediante quemas controladas periódicas es ya una práctica habitual en algunas regiones^{50,57,59,107,110}. Sin embargo, determinados países mantienen políticas de eliminación de los incendios forestales; en estos casos, los intentos por erradicar completamente el fuego del paisaje pueden aumentar la intensidad y gravedad de los incendios forestales durante la estación seca⁵⁵.

Soluciones comunitarias en América Latina



Divinópolis (Minas Gerais, Brasil) Crédito: Christyam de Lima / Shutterstock.com

La ausencia de políticas eficaces de gestión de los incendios en América Latina se remonta varios siglos atrás^{55,101,102}. No obstante, el creciente número de incendios forestales extremos ha exigido una atención especial de las comunidades rurales, tradicionales e indígenas, que no solo se ven directamente afectadas por dichos fenómenos, sino también limitadas a la hora de gestionar su propio territorio en algunos casos¹⁰. En consecuencia, estos pueblos han implementado prácticas ancestrales de gestión de los incendios que proporcionan los resultados más seguros, al protegerse a sí mismos, conservar los ecosistemas naturales esenciales para su sustento, obtener cosechas e impedir la propagación de incendios forestales^{10,50,103}.

En la última década, varios gobiernos de América Latina han reconocido los conocimientos tradicionales sobre el fuego y se han basado en estas técnicas ancestrales de gestión para adaptar sus estrategias de prevención de los incendios forestales^{55,103}. En 2014 se puso en marcha en el Brasil un programa piloto de gestión integrada de los incendios, impulsado por el proyecto de cooperación germanobrasileña "Prevención, control y vigilancia de incendios forestales en el Cerrado" e inspirado en una exitosa metodología australiana de atenuación y secuestro de carbono^{104,105}.

El programa se inició en tres zonas protegidas del Cerrado y, transcurridos cinco años, se amplió a otras 74 distribuidas por todos los biomas del Brasil.

Esta gestión integrada redujo la superficie quemada a causa de incendios forestales al final de la estación seca en hasta un 57% y mitigó el 36% de las emisiones asociadas de gases de efecto invernadero^{50,106}. Además, cada año se contrata y forma a más de 2.000 miembros de brigadas contra incendios para trabajar en actividades de prevención y extinción, así como en la recogida de datos para evaluar los efectos de diferentes régimen de incendios en especies vegetales y animales^{107,108}. Una iniciativa coordinada para contratar y formar a mujeres del grupo indígena xerente hace hincapié en el equipo, en técnicas de movilización e incendios controlados, en la seguridad y en la educación ambiental¹⁰⁸.

El alcance del programa sigue estando limitado a algunas zonas protegidas, por lo que la mayor parte del territorio brasileño sigue siendo sumamente vulnerable a incendios forestales catastróficos, como los registrados en 2019 y 2020. No obstante, los propietarios de tierras rurales y el gobierno tienen una enorme oportunidad de ampliar estas exitosas prácticas de gestión a fin de reducir las pérdidas y los riesgos que se repiten cada año a causa de los incendios forestales.

La mayor duración de las temporadas de incendios provocada por el calentamiento del clima puede obstaculizar la práctica de quemas controladas, ya que estas quemas de reducción del combustible precisan de condiciones específicas para realizarse de forma segura. El aumento de las temperaturas y de la disponibilidad de combustible, a causa de la creciente duración de las temporadas y de un clima más cálido y seco, puede modificar la oportunidad de realizar quemas controladas seguras, lo cual tiene consecuencias para la gestión a largo plazo del riesgo de incendios forestales⁹¹.

La planificación a largo plazo depende de varios componentes de colaboración entre países y regiones del mundo —por ejemplo, el uso compartido de recursos, como aviones y bomberos— de los hemisferios norte y sur. En el pasado, esta medida ha proporcionado buenos resultados cuando no se solapaban las temporadas de incendios. Ahora, con temporadas más prolongadas y una mayor demanda de recursos de lucha contra incendios forestales durante fenómenos extremos, será cada vez más difícil que pueda darse este uso compartido de medios^{3,34}.

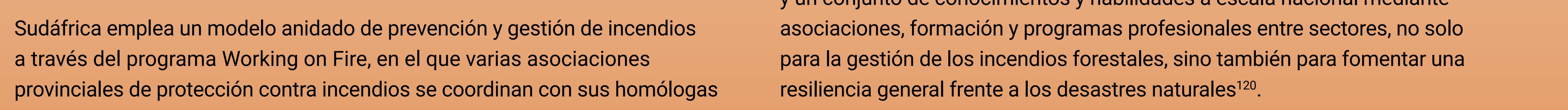
La Comisión Real a cargo de la investigación de los incendios de 2019 y 2020 en Australia presentó un amplio conjunto de recomendaciones, que abarcaba de forma completa la mejora de la planificación, las políticas y las prácticas; un aumento de los medios de lucha contra incendios; el fomento de la resiliencia de la comunidad; y estrategias de gestión del suelo que incluyen prácticas autóctonas de quema controlada³. Las recomendaciones respaldaban la mejora de las normas de diseño de edificios y infraestructuras en la interfaz entre zonas silvestres y urbanas. Esta medida podría proporcionar un método práctico para incorporar los conocimientos científicos sobre el cambio climático en prácticas rutinarias de mejora de la resiliencia, mediante el aprovechamiento de datos sobre cómo han cambiado ya los factores de riesgo y cómo es probable que lo sigan haciendo.

La próxima década será crucial para generar una mayor resiliencia y capacidad de adaptación a los incendios forestales. Es necesario aplicar enfoques participativos e involucrar a los grupos vulnerables en todas las fases de preparación y respuesta¹⁰⁹. La implicación de niños, mujeres, ancianos, personas con discapacidad y otros grupos de riesgo puede tener impactos en comunidades enteras y en el conjunto de la sociedad, tanto en el momento del fenómeno extremo como en años posteriores. Los conocimientos locales pueden contribuir a abordar cuestiones relacionadas con la integridad ecológica y la justicia social¹¹⁰. Los llamamientos a favor de una mayor investigación deben tener en cuenta la exposición de los grupos vulnerables a los riesgos de amenazas durante incendios forestales extremos, así como antes y después de estos.

En los estudios nuevos y mejorados se deben integrar evaluaciones de costos con otras ambientales y de ciencias sociales sobre la posible eficacia de las diferentes acciones¹¹⁰. Como parte de la mejora de los conocimientos científicos sobre los incendios forestales extremos, se debería examinar cómo afectan a estos fenómenos la gestión del suelo y el cambio de su uso. En las nuevas investigaciones se debería analizar cómo podrían cambiar los rayos y las condiciones de la vegetación en el futuro e indicar la considerable incertidumbre que existe como consecuencia de las limitaciones de los métodos de modelización del clima disponibles en la actualidad, especialmente mediante observaciones y la recogida de datos sobre extremos, como los sistemas de tormentas generados por los incendios forestales⁸⁴.

La presión será cada vez más acusada a medida que aumenten las pérdidas y los daños provocados por los cambios del clima. Para evitar los impactos desastrosos del agravamiento de los incendios forestales, nuestra capacidad como comunidades para prepararnos y responder ante estos incendios extremos, así como para gestionarlos, debe igualar o superar el ritmo con el que el efecto del cambio climático acelera su amenaza.

Fomentar la resiliencia: nuevas herramientas y estrategias de gestión de los incendios forestales



En esta imagen tomada el 6 de enero de 2020 se muestra el transporte atmosférico a larga distancia de aerosoles procedentes de los excepcionales incendios forestales en la costa sudeste de Australia hacia el vasto Pacífico Sur. La deposición oceanica de estos aerosoles estimuló la proliferación a gran escala de fitopláncton.

Fuente: Agencia Meteorológica del Japón y NASA

La mayor frecuencia e intensidad de los desastres naturales suponen un mayor reto para los enfoques actuales de reducción del riesgo de desastres. Las nuevas herramientas ofrecen mejores medios para abordar el riesgo de desastres sistémicos. En todo el mundo, el perfeccionamiento de los datos de modelos y observaciones, incluidos los procedentes de medios de teledetección —satélites, radares terrestres y sistemas de detección de rayos y procesamiento de datos—, facilita la mejora de los sistemas de vigilancia, predicción y gestión de incendios forestales.

La capacidad de vigilancia y tratamiento de datos que ofrecen sistemas como el Programa Copérnico de la Unión Europea de Observación de la Tierra y la Administración Nacional de Aeronáutica y el Espacio de los Estados Unidos apoya las iniciativas que se desarrollan en todo el planeta¹¹². La Red Latinoamericana de Teledetección e Incendios Forestales posibilita iniciativas y resoluciones conjuntas para llevar a cabo operaciones de gestión de incendios en la región¹¹³. El Instituto Nacional de Investigaciones Espaciales del Brasil fomenta la investigación y mejora la capacidad de vigilancia de toda la región mediante el programa Queimadas, que desarrolla herramientas innovadoras para la detección del riesgo de incendios forestales y proporciona información sobre fuentes de calor que se actualiza con frecuencia¹¹⁴.

Sudáfrica emplea un modelo anidado de prevención y gestión de incendios a través del programa Working on Fire, en el que varias asociaciones provinciales de protección contra incendios se coordinan con sus homólogos locales y de distrito para desarrollar en la comunidad habilidades y puestos de trabajo orientados a gestionar y combatir incendios¹¹⁵.

Australia ya cuenta con la capacidad para predecir a largo plazo condiciones meteorológicas propicias para los incendios. Así, facilita directrices a los organismos de lucha contra incendios para ayudarlos en la toma de decisiones a lo largo de un amplio abanico de escalas de tiempo. También se proporcionan proyecciones del cambio climático a grupos de gestión de emergencias, incluidos organismos de lucha contra incendios y planificadores. De este modo, se fomenta una toma de decisiones con base empírica sobre riesgos climáticos relacionados con la gestión ambiental, la energía, las infraestructuras y los sectores de la sanidad y las finanzas¹¹⁶.

En el Marco Nacional de Reducción del Riesgo de Desastres de Australia, convertido en política nacional en marzo de 2020, se identifica el cambio climático como un factor fundamental para fomentar la resiliencia frente a los desastres y adoptar un enfoque sistemático para gestionar la complejidad inherente a la reducción de los desastres y la respuesta a estos¹¹⁷. En el marco se reconoce la importancia de desarrollar comunidades resilientes mediante redes sociales y económicas que cooperen y comparten la responsabilidad a la hora de responder a los desastres y adaptarse al cambio climático^{118,119}. En los últimos años, el enfoque de gestión de desastres del país ha hecho énfasis en el fortalecimiento de la resiliencia y la capacidad antes de que se produzcan los desastres¹¹⁷. Es fundamental crear una red y un conjunto de conocimientos y habilidades a escala nacional mediante asociaciones, formación y programas profesionales entre sectores, no solo para la gestión de los incendios forestales, sino también para fomentar una resiliencia general frente a los desastres naturales¹²⁰.

Referencias

1. Higuera, P.E. and Abatzoglou, J.T. (2021). Record-setting climate enabled the extraordinary 2020 fire season in the western United States. *Global Change Biology* 27(1), 1-2. <https://doi.org/10.1111/gcb.15388>
2. Ruffault, J., Curt, T., Moron, V., Trigo, R.M., Mouillot, F., Koutsias, N. et al. (2020). Increased likelihood of heat-induced large wildfires in the Mediterranean Basin. *Scientific Reports* 10(1), 1-9. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-70069-z>
3. Australia, Commonwealth of Australia (2020). Royal Commission into National Natural Disaster Arrangements. Australian Government. <https://naturaldisaster.royalcommission.gov.au>
4. Dowdy, A.J., Ye, H., Pepler, A., Thatcher, M., Osbrough, S.L., Evans, J.P. et al. (2019). Future changes in extreme weather and pyroconvection risk factors for Australian wildfires. *Scientific Reports* 9(1), 1-11. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-46362-x>
5. Abram, N.J., Henley, B.J., Gupta, A.S., Lippmann, T.J., Clarke, H., Dowdy, A.J. et al. (2021). Connections of climate change and variability to large and extreme forest fires in southeast Australia. *Communications Earth & Environment* 2(1), 1-17. <https://doi.org/10.1038/s43247-020-00065-8>
6. Canadell, J.G., Meyer, C.P., Cook, G.D., Dowdy, A., Briggs, P.R., Knauer, J. et al. (2021). Multi-decadal increase of forest burned area in Australia is linked to climate change. *Nature Communications* 12, 6921. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-27225-4>
7. Van Oldenborgh, G.J., Krikken, F., Lewis, S., Leach, N.J., Lehner, F., Saunders, K.R. et al. (2021). Attribution of the Australian bushfire risk to anthropogenic climate change. *Natural Hazards and Earth System Sciences* 21(3), 941-960. <https://doi.org/10.5194/nhess-21-941-2021>
8. Ward, M., Tulloch, A.I., Radford, J.Q., Williams, B.A., Reside, A.E., Macdonald, S.L. et al. (2020). Impact of 2019–2020 mega-fires on Australian fauna habitat. *Nature Ecology & Evolution* 4(10), 1321-1326. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-1251-1>
9. Holz, A., Paritsis, J., Mundo, I.A., Veblen, T.T., Kitzberger, T., Williamson, G.J. et al. (2017). Southern Annular Mode drives multicentury wildfire activity in southern South America. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114(36), 9552–9557. <https://doi.org/10.1073/pnas.1705168114>
10. Eloy, L., Hecht, S., Steward, A., Mistry, J. (2019). Firing up: Policy, politics and polemics under new and old burning regimes. *The Geographical Journal* 185(1), 2–9. <https://doi.org/10.1111/geoj.12293>
11. Schmidt, I.B. and Eloy, L. (2020). Fire regime in the Brazilian Savanna: Recent changes, policy and management. *Flora* 268, 151613. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151613>
12. INPE (2020). Portal de dados abertos e sistema de monitoramento do Programa Queimadas. *Instuto Nacional de Pesquisas Espaciais*. <https://queimadas.dgi.inpe.br/queimadas/dados-abertos/>
13. Vargas-Cuentas, N.I. and Roman-Gonzalez, A. (2021). Satellite-Based Analysis of Forest Fires in the Bolivian Chiquitania and Amazon Region: Case 2019. *IEEE Aerospace and Electronic Systems Magazine* 36(2), 38-54. <https://doi.org/10.1109/MAES.2020.3033392>
14. Garcia, L.C., Szabo, J.K., de Oliveira Roque, F., Pereira, A.D.M.M., da Cunha, C.N., Damasceno-Júnior, G.A. et al. (2021). Record-breaking wildfires in the world's largest continuous tropical wetland: Integrative fire management is urgently needed for both biodiversity and humans. *Journal of Environmental Management* 293, 112870. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112870>
15. Andela, N., Morton, D.C., Giglio, L., Paugam, R., Chen, Y., Hantson, S. et al. (2019). The Global Fire Atlas of individual fire size, duration, speed and direction. *Earth System Science Data*, 11, 529–552. <https://doi.org/10.5194/essd-11-529-2019>
16. Navarro, K.M., Kleinman, M.T., Mackay, C.E., Reinhardt, T.E., Balmes, J.R., Broyles, G.A. et al. (2019). Wildland firefighter smoke exposure and risk of lung cancer and cardiovascular disease mortality. *Environmental Research* 173, 462-468. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.03.060>
17. Marlier, M.E., Bonilla, E.X. and Mickley, L.J. (2020). How do Brazilian fires affect air pollution and public health?. *GeoHealth* 4(12), e2020GH000331. <https://doi.org/10.1029/2020GH000331>
18. Aguilera, R., Corrington, T., Gershunov, A., and Benmarhnia, T. (2021). Wildfire smoke impacts respiratory health more than fine particles from other sources: observational evidence from Southern California. *Nature Communications*, 12(1), 1-8. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-21708-0>

19. Chen, G., Guo, Y., Yue, X., Tong, S., Gasparrini, A., Bell, M.L. et al. (2021). Mortality risk attributable to wildfire-related PM2.5 pollution: a global time series study in 749 locations. *The Lancet Planetary Health*, 5(9), E579-E587. [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(21\)00200-X](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(21)00200-X)
20. Silveira, S., Kornbluh, M., Withers, M.C., Grennan, G., Ramanathan, V. and Mishra, J. (2021). Chronic Mental Health Sequelae of Climate Change Extremes: A Case Study of the Deadliest Californian Wildfire. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 18(4), 1487. <https://doi.org/10.3390/ijerph18041487>
21. Ikeda, K. and Tanimoto, H. (2015). Exceedances of air quality standard level of PM2.5 in Japan caused by Siberian wildfires. *Environmental Research Letters* 10(10), 105001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/10/105001>
22. Ford, B., Val Martin, M., Zelasky, S.E., Fischer, E.V., Anenberg, S.C., Heald, C.L. et al. (2018). Future fire impacts on smoke concentrations, visibility, and health in the contiguous United States. *GeoHealth* 2(8), 229-247. <https://doi.org/10.1029/2018GH000144>
23. Bencherif, H., Bègue, N., Kirsch Pinheiro, D., du Preez, D.J., Cadet, J-M, da Silva Lopes, F.J. et al. (2019). Investigating the Long-Range Transport of Aerosol Plumes Following the Amazon Fires (August 2019): A Multi-Instrumental Approach from Ground-Based and Satellite Observations. *Remote Sensing* 12(22), 3846. <https://doi.org/10.3390/rs12223846>
24. Machado-Silva, F., Libonati, R., Melo de Lima, T.F., Peixoto, R.B., de Almeida França, J.R., de Avelar Figueiredo Mafra Magalhães, M. et al. (2020). Drought and fires influence the respiratory diseases hospitalizations in the Amazon. *Ecological Indicators* 109, 105817. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105817>
25. Masri, S., Scaduto, E., Jin, Y. and Wu, J. (2021). Disproportionate Impacts of Wildfires among Elderly and Low-Income Communities in California from 2000–2020. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 18(8), 3921. <https://doi.org/10.3390/ijerph18083921>
26. Abatzoglou, J.T. and Williams, A.P. (2016). Impact of anthropogenic climate change on wildfire across western US forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113(42), 11770-11775. <https://doi.org/10.1073/pnas.1607171113>
27. Hoegh-Guldberg, O., Jacob, D., Taylor, M., Bindi, M., Brown, S., Camilloni, I. et al. (2018). Impacts of 1.5°C Global Warming on Natural and Human Systems. In *Global warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty*. Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pörtner, H.O., Roberts, D., Skea, J., Shukla, P.R. et al. (eds.). In Press. <https://www.ipcc.ch/sr15/>
28. The Intergovernmental Panel on Climate Change (2021). Summary for Policymakers. In *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. <https://www.ipcc.ch/report/sixth-assessment-report-working-group-i/>
29. Kirchmeier-Young, M.C., Gillett, N.P., Zwiers, F.W., Cannon, A.J. and Anslow, F.S. (2019). Attribution of the influence of human-induced climate change on an extreme fire season. *Earth's Future* 7(1), 2–10. <https://doi.org/10.1029/2018EF001050>
30. Williams, A.P., Abatzoglou, J.T., Gershunov, A., Guzman-Morales, J., Bishop, D.A., Balch, J.K. et al. (2019). Observed impacts of anthropogenic climate change on wildfire in California. *Earth's Future* 7(8), 892-910. <https://doi.org/10.1029/2019EF001210>
31. Australia, Bureau of Meteorology (2020). Special Climate Statement #73. Bureau of Meteorology, Victoria, Australia. <http://www.bom.gov.au/climate/current/statements/>
32. Barbero, R., Abatzoglou, J.T., Pimont, F., Ruffault, J. and Curt, T. (2020). Attributing increases in fire weather to anthropogenic climate change over France. *Frontiers in Earth Science* 8, 104. <https://doi.org/10.3389/feart.2020.00104>
33. Lewis, S.C., Blake, S.A., Trewhin, B., Black, M.T., Dowdy, A.J., Perkins-Kirkpatrick, S.E. et al. (2020). Deconstructing factors contributing to the 2018 fire weather in Queensland, Australia. *Bulletin of the American Meteorological Society* 101(1), S115-S122. <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-19-0144.1>

34. Abatzoglou, J.T., Juang, C.S., Williams, A.P., Kolden, C.A. and Westerling, A.L. (2021). Increasing synchronous fire danger in forests of the western United States. *Geophysical Research Letters* 48(2), e2020GL091377. <https://doi.org/10.1029/2020GL091377>
35. Bowman, D.M.J.S., Balch, J., Artaxo, P., Bond, W.J., Cochrane, M.A., D'Antonio, C.M. et al. (2011). The human dimension of fire regimes on Earth. *Journal of Biogeography* 38(12), 2223-2236. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2011.02595.x>
36. Bond, W.J. and Keane, R.E. (2017). Fires, Ecological Effects of. *Elsevier*. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809633-8.02098-7>
37. Cochrane, M.A. and Bowman, D.M.J.S. (2021). Manage fire regimes, not fires. *Nature Geoscience* 14(7), 455-457. <https://doi.org/10.1038/s41561-021-00791-4>
38. United Nations Environment Programme and GRID-Arendal (2021). Spreading like Wildfire: The Rising Threat of Extraordinary Landscape Fires. UNEP: Nairobi, GRID-Arendal, Arendal. <https://www.grida.no>
39. Giglio, L., Boschetti, L., Roy, D.P., Humber, M.L. and Justice, C.O. (2018). The Collection 6 MODIS burned area mapping algorithm and product. *Remote Sensing of Environment*, 217, 72-85. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.08.005>
Giglio, L., Boschetti, L., Roy, D.P., Humber, M.L. and Justice, C.O. (2018). Monthly MODIS Burned Area Product (MCD64A1 v006). Accessed on 07/10/2021 from Global Forest Watch (<https://globalforestwatch.org/>)
40. Krebs, P., Pezzatti, G.B., Mazzoleni, S., Talbot, L.M. and Conedera, M. (2010). Fire regime: history and definition of a key concept in disturbance ecology. *Theory in Biosciences*, 129(1), 53–69. <https://doi.org/10.1007/s12064-010-0082-z>
41. Myers, R.L. (2006). Living with Fire – Sustaining Ecosystems & Livelihoods through Integrated Fire Management. *The Nature Conservancy*. <https://www.cbd.int/doc/pa/tools/Living%20with%20Fire.pdf>
42. Bowman, D.M., Kolden, C.A., Abatzoglou, J.T., Johnston, F.H., van der Werf, G.R. and Flannigan, M. (2020). Vegetation fires in the Anthropocene. *Nature Reviews Earth & Environment* 1(10), 500-515. <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0085-3>
43. Fidelis, A. (2020). Is fire always the “bad guy”? *Flora* 268, 151611. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151611>
44. Fusco, E.J., Finn, J.T., Balch, J.K., Chelsea Nagy, R. and Bradley, B.A. (2019). Invasive grasses increase fire occurrence and frequency across US ecoregions. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 116(47) 23594-23599. <https://doi.org/10.1073/pnas.1908253116>
45. Pivello, V.R., Vieira, I., Christianini, A.V., Ribeiro, D.B., da Silva Menezes, L., Berlinck, C.N. et al. (2021). Understanding Brazil's catastrophic fires: Causes, consequences and policy needed to prevent future tragedies. *Perspectives in Ecology and Conservation* 19(3), 233-255. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.06.005>.
46. Armenteras, D., Dávalos, L.M., Barreto, J.S., Miranda, A., Hernández-Moreno, A., Zamorano-Elgueta, C. et al. (2021). Fire-induced loss of the world's most biodiverse forests in Latin America. *Science Advances* 7(33), eabd3357. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abd3357>
47. Bento-Gonçalves, A. and Vieira, A. (2020). Wildfires in the wildland-urban interface: Key concepts and evaluation methodologies. *Science of the Total Environment* 707, 135592. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135592>
48. Baylis, P. and Boomhower, J. (2019). *Moral hazard, wildfires, and the economic incidence of natural disasters*. National Bureau of Economic Research, Working paper 26550. <https://doi.org/10.3386/w26550>
49. Laris, P. and Wardell, D.A. (2006). Good, bad or ‘necessary evil’? Reinterpreting the colonial burning experiments in the savanna landscapes of West Africa. *Geographical Journal* 172(4), 271-290. <https://doi.org/10.1111/j.1475-4959.2006.00215.x>
50. Mistry, J., Bilbao, B.A. and Berardi, A. (2016). Community owned solutions for fire management in tropical ecosystems: case studies from Indigenous communities of South America. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 371(1696), 20150174. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2015.0174>
51. Thompson, M.P., MacGregor, D.G., Dunn, C.J., Calkin, D.E. and Phipps, J. (2018). Rethinking the Wildland Fire Management System. *Journal of Forestry* 116(4), 382–390. <https://doi.org/10.1093/jofore/fvy020>

52. Brotons, L., Aquilué, N., de Cáceres, M., Fortin, M.-J. and Fall, A. (2013). How Fire History, Fire Suppression Practices and Climate Change Affect Wildfire Regimes in Mediterranean Landscapes. *PLoS ONE* 8(5), e62392. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0062392>
53. Durigan, G. and Ratter, J.A. (2016). The need for a consistent fire policy for Cerrado conservation. *Journal of Applied Ecology* 53(1), 11-15. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12559>
54. Batista, E.K.L., Russell-Smith, J., França, H. and Figueira, J.E.C. (2018). An evaluation of contemporary savanna fire regimes in the Canastra National Park, Brazil: Outcomes of fire suppression policies. *Journal of Environmental Management* 205, 40-49. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.09.053>
55. Moura, L.C., Scariot, A.O., Schmidt, I.B., Beatty, R. and Russell-Smith, J. (2019). The legacy of colonial fire management policies on traditional livelihoods and ecological sustainability in savannas: Impacts, consequences, new directions. *Journal of Environmental Management* 232, 600-606. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.057>
56. Cochrane, M.A. (2019). Burning questions about ecosystems. *Nature Geoscience* 12, 86–87. <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0306-x>
57. Russell-Smith, J., Cook, G.D., Cooke, P.M., Edwards, A.C., Lendrum, M., Meyer, C.P. and Whitehead P.J. (2013). Managing fire regimes in north Australian savannas: applying Aboriginal approaches to contemporary global problems. *Frontiers in Ecology and the Environment* 11(s1), e55-e63. <https://doi.org/10.1890/120251>
58. Russell-Smith, J., McCaw, L. and Leavesley, A. (2020). Adaptive prescribed burning in Australia for the early 21st Century—context, status, challenges. *International Journal of Wildland Fire* 29(5), 305-313. <https://doi.org/10.1071/WF20027>
59. Russell-Smith, J., Moura, L.C., Yates, C., Beatty, R., Mafoko, J. and Johnston, S. (2021). Market-based options for supporting sustainable fire management of fire-prone Cerrado (savanna) remnant landscapes. *Biodiversidade Brasileira - BioBrasil* (2), 153–167. <https://doi.org/10.37002/biobrasil.v11i2.1725>
60. Kharuk, V.I., Ponomarev, E.I., Ivanova, G.A., Dvinskaya, M.L., Coogan, S.C. and Flannigan, M.D. (2021). Wildfires in the Siberian taiga. *Ambio* 50(11), 1953-1974. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01490-x>
61. Hanes, C.C., Wang, X., Jain, P., Parisien, M.A., Little, J.M. and Flannigan, M.D. (2019). Fire-regime changes in Canada over the last half century. *Canadian Journal of Forest Research* 49(3), 256-269. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2018-0293>
62. Kitzberger, T., Perry, G.L.W., Paritsis, J., Gowda, J.H., Tepley, A.J., Holz, A. et al. (2016). Fire-vegetation feedbacks and alternative states: common mechanisms of temperate forest vulnerability to fire in southern South America and New Zealand. *New Zealand Journal of Botany* 54(2), 247-272. <https://doi.org/10.1080/0028825X.2016.1151903>
63. Brando, P., Macedo, M., Silvério, D., Rattis, L., Paolucci, L., Alencar, A. et al. (2020). Amazon wildfires: Scenes from a foreseeable disaster. *Flora* 268, 151609. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151609>
64. Marengo, J.A., Cunha, A.P., Cuartas, L.A., Deusdará Leal, K.R., Broedel, E., Seluchi, M.E. et al. (2021). Extreme Drought in the Brazilian Pantanal in 2019–2020: Characterization, Causes, and Impacts. *Frontiers in Water* 3, 13. <https://doi.org/10.3389/frwa.2021.639204>
65. Naumann, G., Podesta, G., Marengo, J., Luterbacher, J., Bavera, D., Arias-Muñoz, C. et al. (2021). The 2019-2021 extreme drought episode in La Plata Basin. Publications Office of the European Union, Luxembourg. <https://doi.org/10.2760/773>
66. Dowdy, A.J. (2018). Climatological Variability of Fire Weather in Australia. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 57(2), 221-234. <https://doi.org/10.1175/JAMC-D-17-0167.1>
67. Australia, Bureau of Meteorology and CSIRO (2020). State of the Climate 2020. <http://www.bom.gov.au/state-of-the-climate/>
68. Strydom, S. and Savage, M.J. (2017). Potential impacts of climate change on wildfire dynamics in the midlands of KwaZulu-Natal, South Africa. *Climatic Change* 143(3), 385-397. <https://doi.org/10.1007/s10584-017-2019-8>

69. González, M.E., Gómez-González, S., Lara, A., Garreaud, R. and Díaz-Hormazábal, I. (2018). The 2010–2015 Megadrought and its influence on the fire regime in central and south-central Chile. *Ecosphere* 9(8), e02300. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2300>
70. Kouassi, J-L.K., Wandan, N.E. and Mbow, C. (2018). Assessing the Impact of Climate Variability on Wildfires in the N'Zi River Watershed in Central Côte d'Ivoire. *Fire* 1(3), 36. <https://doi.org/10.3390/fire1030036>
71. Kraaij, T., Baard, J.A., Arndt, J., Vhengani, L. and Van Wilgen, B.W. (2018). An assessment of climate, weather, and fuel factors influencing a large, destructive wildfire in the Knysna region, South Africa. *Fire Ecology* 14(2), 1-12. <https://doi.org/10.1186/s42408-018-0001-0>
72. Dupuy, J., Fargeon, H., Martin, N., Pimont, F., Ruffault, J., Guijarro, M. et al. (2019). Climate Change Impact on Future Wildfire Danger and Activity in Southern Europe: A Review. *Annals of Forest Science* 77(2), 1-24. <https://doi.org/10.1007/s13595-020-00933-5>
73. Ertugrul, M., Varol, T., Ozel, H.B., Cetin, M. and Sevik, H. (2021). Influence of climatic factor of changes in forest fire danger and fire season length in Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment* 193(1), 1-17. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08800-6>
74. Dowdy, A.J. and Mills, G.A. (2012). Characteristics of lightning-attributed wildland fires in south-east Australia. *International Journal of Wildland Fire* 21(5), 521-524. <https://doi.org/10.1071/WF10145>
75. Ganteaume, A., Camia, A., Jappiot, M., San-Miguel-Ayanz, J., Long-Fournel, M. and Lampin, C. (2012). A review of the main driving factors of forest fire ignition over Europe. *Environmental Management* 51(3), 651-662. <https://doi.org/10.1007/s00267-012-9961-z>
76. Romps, D.M., Seeley, J.T., Vollaro, D. and Molinari, J. (2014). Projected increase in lightning strikes in the United States due to global warming. *Science* 346(6211), 851-854. <https://doi.org/10.1126/science.1259100>
77. Collins, K.M., Price, O.F. and Penman, T.D. (2015). Spatial patterns of wildfire ignitions in south-eastern Australia. *International Journal of Wildland Fire* 24(8), 1098-1108. <https://doi.org/10.1071/WF15054>
78. Abatzoglou, J.T., Kolden, C.A., Balch, J.K., and Bradley, B.A. (2016). Controls on interannual variability in lightning-caused fire activity in the western US. *Environmental Research Letters* 11(4), 045005. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/4/045005>
79. Balch, J.K., Bradley, B.A., Abatzoglou, J.T., Nagy, R.C., Fusco, E.J. and Mahood, A.L. (2017). Human-started wildfires expand the fire niche across the United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114(11), 2946-2951. <https://doi.org/10.1073/pnas.1617394114>
80. Mariani, M., Holz, A., Veblen, T.T., Williamson, G., Fletcher, M.-S., and Bowman, D.M.J.S. (2018). Climate change amplifications of climate-fire teleconnections in the Southern Hemisphere. *Geophysical Research Letters* 45(10), 5071–5081. <https://doi.org/10.1029/2018GL078294>
81. Nagy, R., Fusco, E., Bradley, B., Abatzoglou, J.T. and Balch, J. (2018). Human-related ignitions increase the number of large wildfires across US ecoregions. *Fire* 1(1), 4. <https://doi.org/10.3390/fire1010004>
82. Veraverbeke, S., Rogers, B., Goulden, M., Jandt, R.R., Miller, C.E., Wiggins, E.B. et al. (2017). Lightning as a major driver of recent large fire years in North American boreal forests. *Nature Climate Change* 7(7), 529–534. <https://doi.org/10.1038/nclimate3329>
83. Dowdy, A. J. (2020). Climatology of thunderstorms, convective rainfall and dry lightning environments in Australia. *Climate Dynamics* 54(5), 3041-3052. <https://doi.org/10.1007/s00382-020-05167-9>
84. Fromm, M., Lindsey, D.T., Servranckx, R., Yue, G., Trickl, T., Sica, R. et al. (2010). The untold story of pyrocumulonimbus. *Bulletin of the American Meteorological Society* 91(9), 1193-1210. <https://doi.org/10.1175/2010BAMS3004.1>
85. Dowdy, A.J., Fromm, M.D and McCarthy, N. (2017). Pyrocumulonimbus lightning and fire ignition on Black Saturday in southeast Australia. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 122(14), 7342-7354. <https://doi.org/10.1002/2017JD026577>
86. Dowdy, A.J. and Pepler, A. (2018). Pyroconvection risk in Australia: Climatological changes in atmospheric stability and surface fire weather conditions. *Geophysical Research Letters* 45(4), 2005-2013. <https://doi.org/10.1002/2017GL076654>

87. Kablick III, G., Fromm, M., Miller, S., Partain, P., Peterson, D., Lee, S. et al. (2018). The Great Slave Lake pyroCb of 5 August 2014: Observations, simulations, comparisons with regular convection, and impact on UTLS water vapor. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 123(21), 12-332. <https://doi.org/10.1029/2018JD028965>
88. Peterson, D.A., Campbell, J.R., Hyer, E.J., Fromm, M.D., Kablick, G.P., Cossuth, J.H. et al. (2018). Wildfire-driven thunderstorms cause a volcano-like stratospheric injection of smoke. *NPJ Climate and Atmospheric Science* 1(1), 1-8. <https://doi.org/10.1038/s41612-018-0039-3>
89. Zuev, V.V., Gerasimov, V.V., Nevzorov, A.V. and Savelieva, E.S. (2019). Lidar observations of pyrocumulonimbus smoke plumes in the UTLS over Tomsk (Western Siberia, Russia) from 2000 to 2017. *Atmospheric Chemistry and Physics* 19(5), 3341-3356. <https://doi.org/10.5194/acp-19-3341-2019>
90. Di Virgilio, G., Evans, J.P., Blake, S.A., Armstrong, M., Dowdy, A.J., Sharples, J. et al. (2019). Climate change increases the potential for extreme wildfires. *Geophysical Research Letters* 46(14), 8517-8526. <https://doi.org/10.1029/2019GL083699>
91. Clarke, H., Pitman, A.J., Kala, J., Carouge, C., Haverd, V. and Evans, J. (2016). An investigation of future fuel load and fire weather in Australia. *Climatic Change* 139(3), 591-605. <https://doi.org/10.1007/s10584-016-1808-9>
92. Haverd, V., Smith, B., Canadell, J.G., Cuntz, M., Mikaloff-Fletcher, S., Farquhar, G. et al. (2020). Higher than expected CO₂ fertilization inferred from leaf to global observations. *Global Change Biology*, 26(4), 2390-2402. <https://doi.org/10.1111/gcb.14950>
93. Mondal, P. and McDermid, S.S. (2021). Editorial for Special Issue: "Global Vegetation and Land Surface Dynamics in a Changing Climate". *Land* 10(1), 45. <https://doi.org/10.3390/land10010045>
94. Moreira, F., Ascoli, D., Safford, H., Adams, M.A., Moreno, J.M., Pereira, J.M.C. et al. (2020). Wildfire management in Mediterranean-type regions: paradigm change needed. *Environmental Research Letters* 15(1), 011001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab541e>
95. Ingalsbee, T. (2017). Whither the paradigm shift? Large wildland fires and the wildfire paradox offer opportunities for a new paradigm of ecological fire management. *International Journal of Wildland Fire*, 26(7), 557-561. <https://doi.org/10.1071/WF17062>
96. Hugelius, G., Loisel, J., Chadburn, S., Jackson, R.B., Jones, M., MacDonald, G. et al. (2020). Large stocks of peatland carbon and nitrogen are vulnerable to permafrost thaw. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 117(34), 20438-20446. <https://doi.org/10.1073/pnas.1916387117>
97. Yanagiya, K. and Furuya, M. (2020). Post-Wildfire Surface Deformation Near Batagay, Eastern Siberia, Detected by L-Band and C-Band InSAR. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface* 125(7), e2019JF005473. <https://doi.org/10.1029/2019JF005473>
98. Lenton, T.M., Held, H., Kriegler, E., Hall, J.W., Lucht, W., Rahmstorf, S. and Schellnhuber, H.J. (2008). Tipping elements in the Earth's climate system. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105(6), 1786-1793. <https://doi.org/10.1073/pnas.0705414105>
99. Steffen, W., Rockström, J., Richardson, K., Lenton, T.M., Folke, C., Liverman, D. et al. (2018). Trajectories of the Earth System in the Anthropocene. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 115(33), 8252-8259. <https://doi.org/10.1073/pnas.1810141115>
100. Gatti, L.V., Basso, L.S., Miller, J.B., Gloor, M., Gatti Domingues, L., Cassol, H.L. et al. (2021). Amazonia as a carbon source linked to deforestation and climate change. *Nature* 595(7867), 388-393. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03629-6>
101. Rodríguez-Trejo, D. A., Martínez-Hernández, P. A., Ortiz-Contla, H., Chavarría-Sánchez, M. R. and Hernandez-Santiago, F. (2011). The present status of fire ecology, traditional use of fire, and fire management in Mexico and Central America. *Fire Ecology* 7(1), 40-56. <https://doi.org/10.4996/fireecology.0701040>
102. Sletto, B. (2008). The knowledge that counts: institutional identities, policy science, and the conflict over fire management in the Gran Sabana, Venezuela. *World Development* 36(10), 1938-1955. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2008.02.008>
103. Bilbao, B., Mistry, J., Millán, A. and Berardi, A. (2019). Sharing Multiple Perspectives on Burning: Towards a Participatory and Intercultural Fire Management Policy in Venezuela, Brazil, and Guyana. *Fire* 2(3), 39. <https://doi.org/10.3390/fire2030039>

104. Australia, Commonwealth of Australia (2018). Carbon Credits (Carbon Farming Initiative – Savanna Fire Management – Emissions Avoidance) Methodology Determination. <https://www.industry.gov.au/regulations-and-standards/methods-for-the-emissions-reduction-fund/savanna-fire-management-emissions-avoidance-method>
105. Schmidt, I.B., Moura, L.C., Ferreira, M.C., Eloy, L., Sampaio, A.B., Dias, P.A. et al. (2018). Fire management in the Brazilian savanna: First steps and the way forward. *Journal of Applied Ecology* 55(5), 2094-2101. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13118>
106. Berlinck, C.N. and Batista, E.K. (2020). Good fire, bad fire: It depends on who burns. *Flora* 268, 151610. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151610>
107. de Moraes Falleiro, R., Steil, L., de Oliveira, M.S., Lando, I., Machado, L.D.O.R., Cunha, A.M.C. et al. (2021). Histórico, Avaliação, Oportunidades e Desafios do Manejo Integrado do Fogo nas Terras Indígenas Brasileiras. *Biodiversidade Brasileira - BioBrasil* (2), 75-98. <https://revistaelectronica.icmbio.gov.br/BioBR/article/view/1742>
108. Government of Brazil (2021). Ibama contrata mais de 1,5 mil brigadistas, o equivalente a 89,8% do previsto no edital. 22 September 2021. <https://www.gov.br/pt-br/noticias/meio-ambiente-e-clima/2021/09/ibama-contrata-mais-de-1-5-mil-brigadistas-o-equivalente-a-89-8-do-previsto-no-edital>. Accessed 12 January 2022
109. Bello, O., Bustamante, A. and Pizarro, P. (2021). Planning for disaster risk reduction within the framework of the 2030 Agenda for Sustainable Development. *Project Documents (LC/TS.2020/108)*, Santiago, Economic Commission for Latin America and the Caribbean (ECLAC). https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/46639/1/S2000452_en.pdf
110. Douglas K. Bardsley, Thomas A.A. Prowse & Caren Siegfriedt (2019). Seeking knowledge of traditional Indigenous burning practices to inform regional bushfire management. *Local Environment* 24:8, 727-745, <https://doi.org/10.1080/13549839.2019.1640667>
111. Pavaglio, T.B. (2021). From Checkers to Chess: Using Social Science Lessons to Advance Wildfire Adaptation Processes. *Journal of Forestry*, 119(6), 618-639. <https://doi.org/10.1093/jofore/fvab028>
112. United States of America, National Aeronautics and Space Administration. (2022). Fire Information for Resource Management System. <https://firms.modaps.eosdis.nasa.gov/>. Accessed 4 February 2022.
113. RedLaTIF (2021). Red Latinoamericana de Teledetección e Incendios Forestales. <http://www.redlatif.org/en/>. Accessed 10 December 2021.
114. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (2021). Situação Atual, 9 December. <https://queimadas.dgi.inpe.br/queimadas/portal-static/situacao-atual>. Accessed 9 December 2021.
115. South Africa, Department of Forestry, Fisheries, and the Environment (2021). Working on Fire. <https://www.dffe.gov.za/projectsprogrammes/workingonfire>
116. AFAC (2018). Fire and Emergency Services and Climate Change. Position Version 1.0, 24 October 2018. <https://www.afac.com.au/docs/default-source/doctrine/afac-position-fire-and-emergency-services-and-climate-change.pdf>
117. Australia, Department of Home Affairs (2018). *National Disaster Risk Reduction Framework*. <https://www.homeaffairs.gov.au/emergency/files/national-disaster-risk-reduction-framework.pdf>
118. Westcott, R., Ronan, K., Bambrick, H. and Taylor, M. (2020). Natural hazards and adaptive response choices in a changing climate: Promoting bushfire preparedness and risk reduction decision-making. *Social Sciences & Humanities Open* 2(1), 100065. <https://doi.org/10.1016/j.ssho.2020.100065>
119. Wunder, S., Calkin, D.E., Charlton, V., Feder, S., de Arano, I.M., Moore, P. et al. (2021). Resilient landscapes to prevent catastrophic forest fires: Socioeconomic insights towards a new paradigm. *Forest Policy and Economics* 128, 102458. <http://dx.doi.org/10.1016/j.forepol.2021.102458>
120. Australian Institute for Disaster Resilience (2021). AIDR Service Statement 2021-2025 - Our approach. https://www.aidr.org.au/media/8807/aidr-approach-2021-25_2021-07-13_v11_digital.pdf

Referencias de los gráficos

Superficie quemada como resultado de incendios en las dos últimas décadas

Angola

Catarino, S., Romeiras, M.M., Figueira, R., Aubard, V., Silva, J.M.N. and Pereira, J.M.C. (2020). Spatial and Temporal Trends of Burnt Area in Angola: Implications for Natural Vegetation and Protected Area Management. *Diversity*, 12, 307. <https://doi.org/10.3390/d12080307>

Australia

Canadell, J.G., Meyer, C.P., Cook, G.D., Dowdy, A., Briggs, P.R., Knauer, J. et al. (2021). Multi-decadal increase of forest burned area in Australia is linked to climate change. *Nature Communications* 12, 6921. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-27225-4>

Bolivia

Heyer, J.P., Power, M.J., Field, R.D. and van Marle, M.J. (2018). The impacts of recent drought and fire in lowland Bolivia on forest loss and regional smoke emissions. *Biogeosciences*. <https://doi.org/10.5194/bg-2017-462>

Brasil

Le Stradic, S. and Buisson, E. (2021). Restoring savannas and tropical herbaceous ecosystems, Encyclopedia of the Environment: The Cerrado biome. <https://www.encyclopedie-environnement.org/en/zoom/cerrado-biome/>

Schmidt, I.B. and Eloy, L. (2020). Fire regime in the Brazilian Savanna: Recent changes, policy and management. *Flora* 268, 151613. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151613>

Canadá

Veraverbeke, S., Rogers, B., Goulden, M., Jandt, R.R., Miller, C.E., Wiggins, E.B. et al. (2017) Lightning as a major driver of recent large fire years in North American boreal forests. *Nature Climate Change* 7, 529–534. <https://doi.org/10.1038/nclimate3329>

Chile

McWethy, D.B., Pauchard, A., Garcí'a, R.A., Holz, A., Gonza'lez, M.E., Veblen, T.T. et al. (2018) Landscape drivers of recent fire activity (2001-2017) in south-central Chile. *PLoS ONE* 13(8):e0201195. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0201195>

México

Zúñiga-Vásquez, J.M., Cisneros-González, D. and Pompa-García, M. (2017). Drought regulates the burned forest areas in Mexico: the case of 2011, a record year. *Geocarto International* 34, 1–14. <https://doi.org/10.1080/10106049.2017.1415986>

Paraguay

Chen, Y., Morton, D.C., Jin, Y., Collatz, G.J., Kasibhatla, P.S., van der Werf, G.R. et al. (2013). Long-term trends and interannual variability of forest, savanna and agricultural fires in South America. *Carbon Management*, 4(6), 617-638. <https://doi.org/10.4155/cmt.13.61>

Rusia (2003)

Forkel, M., Thonicke, K., Beer, C., Cramer, W., Bartalev, S. and Schmullius, C. (2012). Extreme fire events are related to previous-year surface moisture conditions in permafrost-underlain larch forests of Siberia. *Environmental Research Letters*, 7(4), 044021. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/7/4/044021>

Ponomarev E.I., Kharuk, V.I. and Ranson, K.J. (2016). Wildfires Dynamics in Siberian Larch Forests. *Forests*, 7(6), 125. <https://doi.org/10.3390/f7060125>

Incendios forestales en el Antropoceno

¿Qué es un incendio forestal?

38. UNEP and GRID-Arendal (2021).

Incendios forestales y ecosistemas

36. Bond and Keane (2017).

Keane R.E. (2019). Fire Ecology. In: Manzello S. (eds) Encyclopedia of Wildfires and Wildland-Urban Interface (WUI) Fires. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-51727-8_254-1

Tipos de incendios forestales

Keeley, J. E. (2012). Ecology and evolution of pine life histories. *Annals of Forest Science* 69, 445–453. <https://doi.org/10.1007/s13595-012-0201-8>

Pyne, S. (2010). The Ecology of Fire. *Nature Education Knowledge* 3(10):30. <https://www.nature.com/scitable/knowledge/library/the-ecology-of-fire-13259892/>

Xanthopoulos G. and Athanasiou, M. (2020). Crown Fire. In: Manzello S.L. (eds) Encyclopedia of Wildfires and Wildland-Urban Interface (WUI) Fires. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-52090-2_13

Plantas dependientes del fuego

36. Bond and Keane (2017)

Keeley, J. E. (2012). Ecology and evolution of pine life histories. *Annals of Forest Science* 69, 445–453. <https://doi.org/10.1007/s13595-012-0201-8>

Keeley, J.E. and Fotheringham, C.J. (2000). Role of fire in regeneration from seed. In Fenner, M. (ed.), Seeds: the ecology of regeneration in plant communities. Chapter 13. CAB International. <http://dx.doi.org/10.1079/9780851994321.0000>

Dónde se producen incendios

15. Andela *et al.* (2019)

Giglio, L., Boschetti, L., Roy, D.P., Humber, M.L. and Justice, C.O. (2018). The Collection 6 MODIS burned area mapping algorithm and product. *Remote Sensing of Environment*, 217, 72-85. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.08.005>

Los regímenes de incendios están cambiando

Regímenes de incendios cambiantes en biomas concretos y cambio del uso del suelo

35. Bowman *et al.* (2011)

36. Bond and Keane (2017)

42. Bowman *et al.* (2020)

Shlisky, A. (2007). Fire, ecosystems and people: Threats and strategies for global biodiversity conservation. Wildfire conference 2007, Seville, Spain. <https://www.researchgate.net/publication/259657820>

MapBiomass Project (2020). Collection 6 of the Annual Series of Land Use and Land Cover Maps of Brazil, 16 August. https://mapbiomas.org/infograficos-1?cama_set_language=en. Accessed 1 December 2021.

Souza, C.M. Jr., Shimbo, Z.J., Rosa, M.R., Parente, L.L., Alencar, A.A., Rudorff, B.F.T. *et al.* (2020). Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. *Remote Sensing* 12(17), 2735. <https://doi.org/10.3390/rs12172735>

NASA Earth Observatory (2022). What's behind California's surge of large fires? <https://earthobservatory.nasa.gov/images/148908/whats-behind-californias-surge-of-large-fires>

El fuego y las especies invasoras

44. Fusco *et al.* (2019)

Halofsky, J.E., Peterson, D.L. and Harvey, B.J. (2020). Changing wildfire, changing forests: the effects of climate change on fire regimes and vegetation in the Pacific Northwest, USA. *Fire Ecology*, 16, 4 <https://doi.org/10.1186/s42408-019-0062-8>

Hamilton, N.P., Yelenik, S.G., Durboraw, T.D., Cox, R.D. and Gill, N.S. (2021). Understanding Grass Invasion, Fire Severity, and Acacia koa Regeneration for Forest Restoration in Hawai'i Volcanoes National Park. *Land* 10, 962. <https://doi.org/10.3390/land10090962>

Pausas, J.G. and Keeley, J.E. (2014). Abrupt Climate-Independent Fire Regime Changes. *Ecosystems* 17, 1109–1120. <https://doi.org/10.1007/s10021-014-9773-5>

Cambio climático: Las condiciones meteorológicas propicias para los incendios son cada vez más extremas

36. Bond and Keane (2017)	Efectos de los incendios forestales extremos en el sistema de la Tierra	
42. Bowman et al. (2020)	<i>Contaminación atmosférica</i>	
Keeley, J.E. and Syphard, A.D. (2016). Climate Change and Future Fire Regimes: Examples from California. <i>Geosciences</i> , 6(3):37. https://doi.org/10.3390/geosciences6030037	Lapere, R., Mailler, S. and Menut, L. (2021). The 2017 Mega-Fires in Central Chile: Impacts on Regional Atmospheric Composition and Meteorology Assessed from Satellite Data and Chemistry-Transport Modeling. <i>Atmosphere</i> 12, 344. https://doi.org/10.3390/atmos12030344	<i>Erosión</i>
Rogers, B.M., Balch, J.K., Goetz, S.J., Lehmann, C.E.R. and Turetsky, M. (2020). Focus on changing fire regimes: interactions with climate, ecosystems, and society. <i>Environmental Research Letters</i> , 15(3), p.030201. https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab6d3a	<i>Cambios del albedo</i>	
Ignición de rayos	42. Bowman et al. (2020)	
36. Bond and Keane (2017)	de Magalhães, N., Evangelista, H., Condom, T., Rabaté, A. and Ginot, P. (2019). Amazonian biomass burning enhances tropical Andean glaciers melting. <i>Scientific Reports</i> , 9(1), 1-12. https://doi.org/10.1038/s41598-019-53284-1	<i>Fertilización de los océanos</i>
42. Bowman et al. (2020)	<i>De sumideros a fuentes de carbono</i>	
Kharuk, V.I., Ponomarev, E.I., Ivanova, G.A. Dvinskaya, M.L., Coogan, S.C.P. and Flannigan, M.D. (2021). Wildfires in the Siberian taiga. <i>Ambio</i> . https://doi.org/10.1007/s13280-020-01490-x	42. Bowman et al. (2020)	
Veraverbeke, S., Rogers, B., Goulden, M., Jandt, R.R., Miller, C.E., Wiggins, E.B. et al. (2017). Lightning as a major driver of recent large fire years in North American boreal forests. <i>Nature Climate Change</i> 7, 529–534. https://doi.org/10.1038/nclimate3329	<i>Contaminación del agua</i>	
Tormentas ígneas	Bladon, K.D., Emelko, M.B., Silins, U. and Stone, M. (2014). Wildfire and the future of water supply. <i>International Journal of Environmental Science and Technology</i> 48(16), 8936–8943. https://doi.org/10.1021/es500130g	<i>Pérdida de biodiversidad</i>
Australia, National Environmental Science Programme (2020). Fire-generated thunderstorms and climate change in Australia. https://nespclimate.com.au/wp-content/uploads/2021/05/ESCC_Fire-Generated-Thunderstorms_Brochure.pdf	Hauer, F.R. and Spencer, C.N. (1998). Phosphorus and nitrogen dynamics in streams associated with wildfire: a study of immediate and longterm effects. <i>International Journal of Wildland Fire</i> 8(4), 183-198. https://doi.org/10.1071/WF9980183	<i>Especies amenazadas por la alteración de los regímenes de incendios</i>
	Yu, M., Bishop, T.F. and Van Ogtrop, F.F. (2019). Assessment of the decadal impact of wildfire on water quality in forested catchments. <i>Water</i> 11(3) 533. https://doi.org/10.3390/w11030533	Kelly, L.T., Giljohann, K.M., Duane, A., Aquilué, N., Archibald, S., Batllori, E. et al. (2020). Fire and biodiversity in the Anthropocene. <i>Science</i> , 370(6519). https://doi.org/10.1126/science.abb0355

Fenología

El cambio climático interfiere en el ritmo de la naturaleza

Autor

Marcel E. Visser, Instituto de Ecología de los Países Bajos (NIOO-KNAW), Wageningen (Países Bajos)

Revisores

Elsa Cleland, Universidad de California San Diego (EE. UU.)

Gary Tabor, Centro de Conservación del Paisaje a Gran Escala, Montana (EE. UU.)

Geetha Ramaswami, Fundación de Conservación de la Naturaleza (India)

Jan van Gils, Real Instituto de Investigación Marina de los Países Bajos, 't Horntje (Países Bajos)

Kelly Ortega-Cisneros, Universidad de Ciudad del Cabo (Sudáfrica)

Leonor Patricia Cerdeira Morellato, Instituto de Biociencias, Universidad Estatal de São Paulo, São Paulo (Brasil)

Rebecca Asch, Departamento de Biología, Universidad del Este de Carolina (EE. UU.)

Shoko Sakai, Centro de Investigación Ecológica, Universidad de Kyoto (Japón)

Yann Vitasse, Instituto Federal Suizo de Investigación, (Suiza)



1.

El momento lo es todo para la armonía de los ecosistemas



Crédito de la imagen: "Meyers Lexikon", de 1908, y Nicku / Shutterstock.com.

La fenología en los trópicos

Un aspecto clave de los climas tropicales es la ausencia de variaciones estacionales marcadas en la temperatura¹⁸. Sin embargo, los cambios en las precipitaciones y la transición entre las estaciones secas y húmedas definen fases más claras dentro de los ciclos anuales de estas regiones^{16,18}. La frecuencia y la intensidad de las precipitaciones, o la ausencia de estas, son un factor crucial que motiva cambios fenológicos en las plantas tropicales, junto con la luz solar, la humedad y leves cambios de temperatura¹⁶⁻²¹. Dada la alta diversidad de especies que hay en los ecosistemas tropicales, las respuestas fenológicas a dichos factores son variadas y complejas dentro de una misma especie y comunidad^{19,35}.

Los regímenes pluviométricos en regiones tropicales dependen en gran medida de El Niño-La Niña/Oscilación del Sur (ENOS), que se caracteriza por la alternancia entre fases cálidas y frías en la temperatura superficial del mar en el océano Pacífico ecuatorial³⁶. Estas anomalías se producen cada 2-7 años y suelen durar de 9 a 12 meses³⁶. Las comunidades de plantas tropicales reaccionan a los fenómenos de ENOS, como la floración en masa provocada por El Niño o la fructificación afectada por la sequía^{17,18,20,37}.

Es probable que el aumento de la frecuencia y la intensidad de los fenómenos meteorológicos extremos provocados por ENOS

y el cambio climático siga alterando el momento en que tienen lugar la foliación, la floración y la fructificación^{17,18}. Dichos cambios fenológicos tendrán un efecto dominó en los herbívoros, nectarívoros y frugívoros dependientes, así como en otros grupos funcionales dentro de los ecosistemas^{17,19}. Todavía existen pocas observaciones a largo plazo de los cambios fenológicos en los trópicos, por lo que sigue siendo difícil predecir su magnitud y la de posibles desajustes en este ámbito¹⁸.

La elección del momento oportuno es fundamental en el mundo natural. Los polluelos deben nacer cuando haya con qué alimentarlos; los polinizadores deben estar activos cuando florezcan sus plantas huésped; y las liebres de montaña deben cambiar su blanco pelaje por otro marrón cuando comience a desaparecer la nieve. La fenología examina el momento en que tienen lugar fases recurrentes del ciclo biológico, impulsadas por fuerzas ambientales, y cómo responden las especies que interactúan entre sí a cambios en el momento de producirse dichas fases dentro de un ecosistema^{1,2}. Las plantas y los animales a menudo utilizan la temperatura, la duración del día, la llegada de las lluvias y otros factores físicos como señales del inicio de la siguiente fase de un ciclo estacional. Cuando se anticipa la llegada de la primavera, muchas aves reaccionan reproduciéndose antes, a fin de adaptarse a la aparición anticipada de alimento para sus polluelos con el aumento de las temperaturas. Debido a que la temperatura ejerce una gran influencia en estas señales, los cambios fenológicos registrados en las últimas décadas son algunas de las consecuencias más visibles del cambio climático global, al menos en las regiones templadas y polares del planeta.

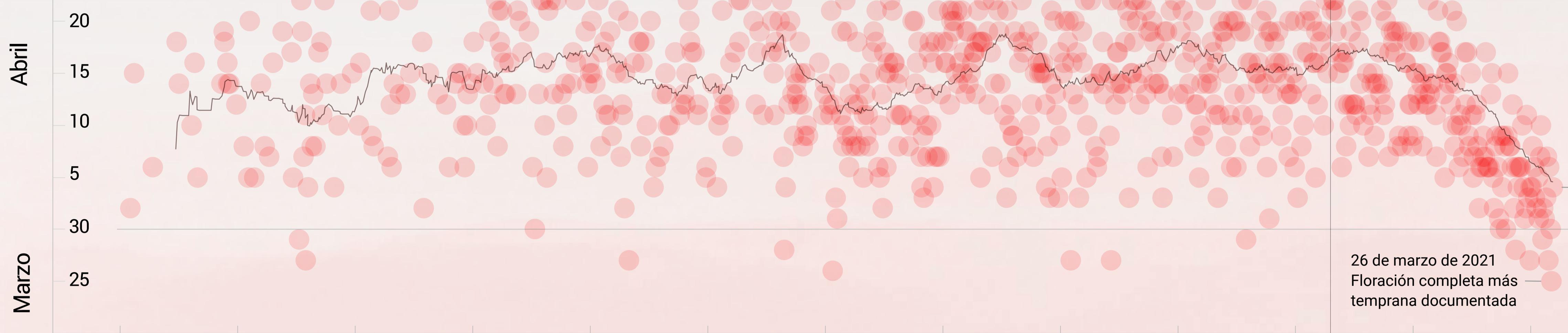
Sin embargo, la temperatura no es la única variable ambiental que afecta a la fenología. En latitudes superiores, otra variable crítica es el fotoperíodo, esto es, la duración del día, que depende de la época del año³⁻⁵. Aunque el fotoperíodo propiamente dicho no se ve afectado por el cambio climático, este sí que puede influir en la medida en que la temperatura afecta a la fenología: en algunos sistemas, las temperaturas elevadas indican la siguiente fase durante un fotoperíodo prolongado, pero no durante uno más breve^{3,6,7}. En latitudes superiores, algunas plantas e insectos también necesitan un período de baja temperatura, denominado "enfriamiento invernal", para responder correctamente a las temperaturas más cálidas una vez que lleguen⁸⁻¹⁰. Algunas especies dependen del fuego para iniciar fases del ciclo biológico, como la liberación y germinación de semillas estimuladas por el fuego en algunas piñas^{11,12}. Un ejemplo acuático es la influencia de la lluvia en las descargas fluviales, que, a su vez, influyen en el momento y la duración de la migración de los peces, junto con la temperatura del agua y factores relacionados con el fotoperíodo¹³⁻¹⁵.

Entender la fenología en regiones tropicales resulta más complicado que en regiones con ciclos estacionales anuales claros, debido a que se dan menos variaciones de temperatura y duración del día¹⁶⁻¹⁸. Las especies tropicales muestran estrategias fenológicas diversas, donde es posible que los individuos de una población no se sincronicen, y los ciclos pueden ser inferiores a los 12 meses. En las regiones tropicales, la siguiente fase del ciclo biológico puede iniciarse debido a diferentes factores, como la lluvia, una sequía, la disponibilidad de humedad o una exposición abundante a luz solar¹⁷⁻²¹.

Un problema importante relacionado con los cambios fenológicos en respuesta al cambio climático es que no todas las especies interdependientes de un determinado ecosistema reaccionan del mismo modo ni a la misma velocidad^{16,22-26}. El motivo es que cada organismo es sensible a diferentes factores ambientales, o bien muestra diferentes niveles de sensibilidad a un único factor^{5,17,27,28}. Dentro de las cadenas alimentarias, las plantas pueden modificar su desarrollo más rápidamente que los animales que se alimentan de ellas, lo que genera desajustes fenológicos. En varios estudios detallados sobre diversas fases del ciclo biológico de un amplio conjunto de especies vegetales y animales se han detectado importantes desajustes fenológicos^{16,22,30-34}. Estos desajustes entre depredador y fuente de alimento dentro de una red trófica afectan al crecimiento, la reproducción y la tasa de supervivencia de los individuos, con posibles repercusiones para poblaciones y ecosistemas enteros.

Floración del cerezo a lo largo de 1.200 años

La línea de tendencia es un promedio móvil de 50 años



Fuente de los datos:
Datos históricos, cortesía del Dr. Yasuyuki Aono, Universidad de la Prefectura de Osaka (Japón), disponibles en <http://atmenv.envi.osakafu-u.ac.jp/aono/kyophenotemp4/>.
Datos a partir de 1950, cortesía de la Agencia Meteorológica del Japón, disponibles en <http://www.data.jma.go.jp/sakura/data/index.html>.

La floración del cerezo (*Prunus jamasakura*) marca la llegada de la primavera en el Japón y es un elemento central de la cultura del país. Su celebración se remonta al año 712 d. C.³⁸. En Kyoto las observaciones fenológicas se han registrado tradicionalmente en viejos diarios y crónicas³⁹⁻⁴¹. A partir de estos documentos, varios investigadores han reunido una serie de datos fenológicos de las fechas de floración completa, que se remontan al año 812 d. C.³⁹⁻⁴¹.
A lo largo de 1.200 años, las fechas de floración completa abarcan desde finales de marzo hasta principios de mayo⁴².

La floración se ha ido adelantando desde la década de 1830, una tendencia que coincide con el aumento de las temperaturas basado en observaciones meteorológicas, con los efectos de distorsión del calor urbano ya eliminados^{41,42}.

2.

Alteraciones en la armonía de los ecosistemas

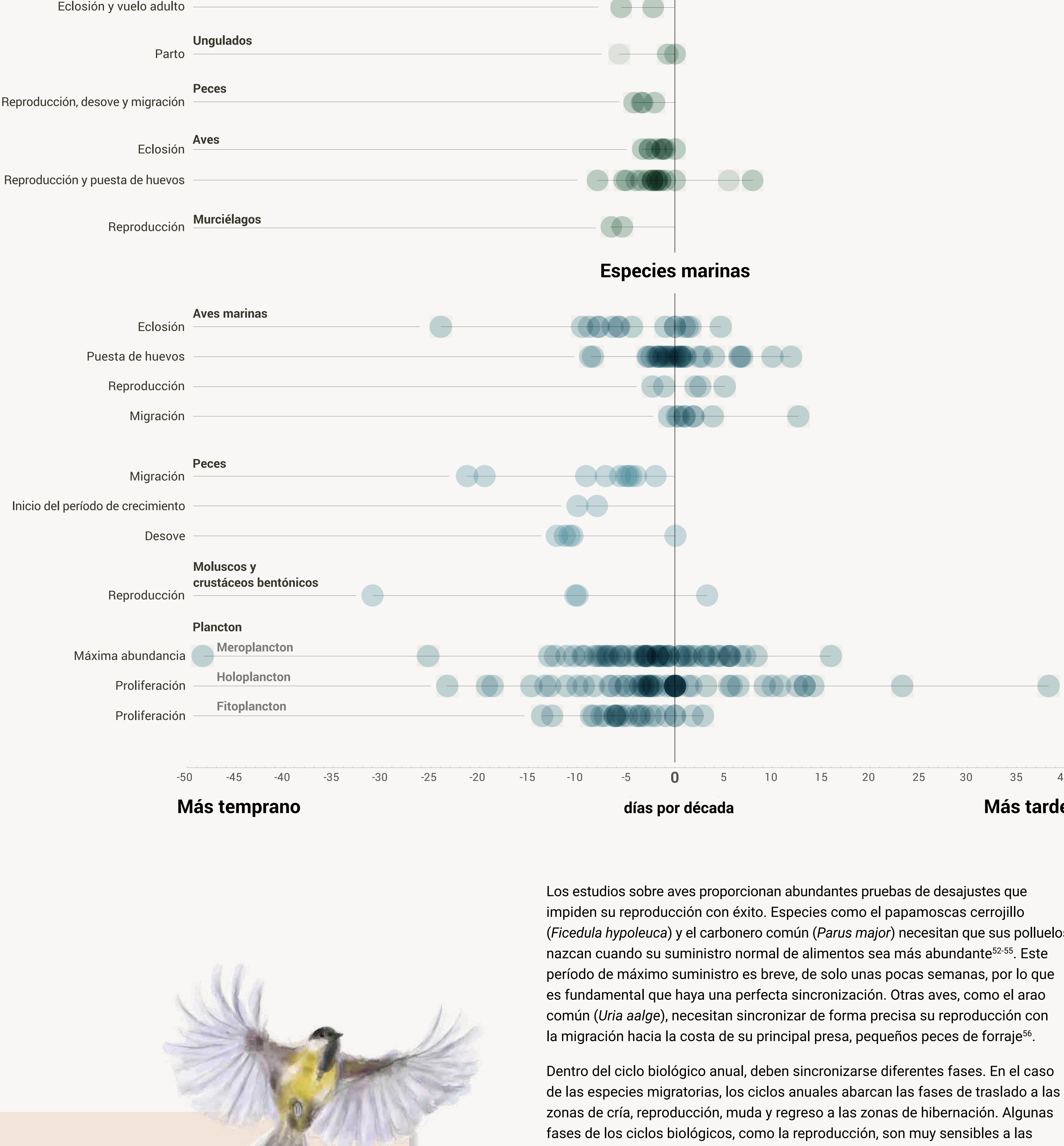
Se han detectado cambios fenológicos debido al cambio climático en varias fases: reproducción, floración, foliación, inicio del desarrollo larvario, muda, hibernación, migración, etc. Los datos en los que se basan estas conclusiones proceden de estudios en los que se comparan cambios fenológicos entre grandes conjuntos de especies —plantas, insectos, peces, anfibios, aves y mamíferos—, para los que se han supervisado fenómenos fenológicos a largo plazo mediante observaciones en ambos hemisferios^{16,23,29-33,43-51}. Los investigadores también han observado una creciente probabilidad de desajustes fenológicos en varias regiones, incluidos, entre otros, 10.000 conjuntos de datos sobre plantas y animales del Reino Unido, especies terrestres de los Alpes o más de 1.200 series temporales de tendencias fenológicas en diferentes océanos^{16,19,23,32,43,51}.

Identificar cambios para seguir tendencias

A principios de la década de 2000, varios investigadores publicaron una serie de evaluaciones a gran escala de cambios fenológicos. De carácter precursor, se convirtieron en modelos para el trabajo continuado^{22,29,30}. Una síntesis de dichas bases de datos indica que las fases biológicas de 203 especies vegetales y animales se adelantaron alrededor de 2,8 días por década³⁰. Desde entonces, se han evaluado las tendencias fenológicas de más ecosistemas y biomas. En la siguiente representación gráfica se presentan los cambios fenológicos que se han observado en grupos taxonómicos supervisados en evaluaciones recientes^{31-33,49}.

Cada círculo representa una velocidad cuantificada de respuesta fenológica de una determinada especie, que cambia a una fase anterior o posterior de su ciclo biológico en un número de días por década. Los círculos aparecen solapados cuando dos o más especies del mismo grupo taxonómico cambian a una velocidad similar.

Véase la página 57 para consultar las referencias completas.



Aves hambrientas y orugas tempranas

Un ejemplo tradicional y de sobra conocido de desajuste fenológico se da entre el carbonero común (*Parus major*) y la oruga de la que se alimenta^{54,55}. Esta pequeña ave cantora, muy común en Asia y Europa, anida en agujeros de árboles y tiene nidadas inusualmente numerosas. Los padres deben proporcionar enormes cantidades de alimento a los polluelos en los 18 días que tardan en alcanzar su pleno desarrollo. Durante este período, los adultos pueden llegar a alimentarlos a un ritmo de casi una oruga por minuto⁷². Para garantizar este nivel de suministro, las aves utilizan la temperatura como señal para sincronizar su reproducción, de modo que los polluelos nazcan coincidiendo con el período de máxima abundancia de orugas en los robles.

Por motivos similares, la eclosión de los huevos de oruga está sincronizada con la aparición de hojas jóvenes en dichos árboles⁷³.

Las observaciones sobre el terreno muestran diversas respuestas fenológicas en estos dos especies interrelacionadas en función del lugar^{54,55,74,75}. La población de carboneros comunes de los Países Bajos ha adelantado la puesta de huevos en respuesta a las tendencias de calentamiento, pero este cambio no basta para sincronizarse con el pico de población de orugas^{54,55,74}. Según las previsiones, en las próximas décadas la fenología de las orugas se seguirá adelantando a mayor ritmo que la de las aves, por lo que aumentará aún más este desajuste⁷⁶. Sin embargo, en un estudio de población de 47 años elaborado en el Reino Unido se concluyó que las aves y las orugas cambian aproximadamente a la misma velocidad, por lo que la interacción se mantiene sincronizada⁷⁵. Se han obtenido resultados similares en Bélgica y la República Checa^{77,78}. Estas conclusiones demuestran la complejidad de las respuestas fenológicas entre especies y poblaciones de diferentes entornos^{77,80}.

Los estudios sobre aves proporcionan abundantes pruebas de desajustes que impiden su reproducción con éxito. Especies como el papamoscas cerrojillo (*Ficedula hypoleuca*) y el carbonero común (*Parus major*) necesitan que sus polluelos nazcan cuando su suministro normal de alimentos sea más abundante⁵²⁻⁵⁵. Este período de máximo suministro es breve, de solo unas pocas semanas, por lo que es fundamental que haya una perfecta sincronización. Otras aves, como el arao común (*Uria aalge*), necesitan sincronizar de forma precisa su reproducción con la migración hacia la costa de su principal presa, pequeños peces de forraje⁵⁶.

Dentro del ciclo biológico anual, deben sincronizarse diferentes fases. En el caso de las especies migratorias, los ciclos anuales abarcan las fases de traslado a las zonas de cría, reproducción, muda y regreso a las zonas de hibernación. Algunas fases de los ciclos biológicos, como la reproducción, son muy sensibles a las temperaturas. La fenología reproductiva está cambiando debido al aumento de las temperaturas, mientras que otras fases, como la muda, son más sensibles a los fotoperíodos, por lo que no están teniendo lugar de forma sincronizada^{57,58}.

Las respuestas fenológicas varían entre ecosistemas marinos y ciclos estacionales, lo que provoca desajustes entre especies y grupos de la red trófica^{31,32,43,59}. Las investigaciones muestran que las respuestas fenológicas al cambio climático son más rápidas en los entornos marinos que en los terrestres^{31,32}. Todos los diferentes grupos marinos, desde el plancton hasta los depredadores en lo más alto, modifican su fenología a diferente velocidad, lo que indica que el cambio climático también puede provocar desajustes en comunidades oceánicas enteras^{31,32,60,61}.

Las diferencias en la velocidad de respuesta fenológica al calentamiento entre ecosistemas terrestres, de agua dulce y marinos pueden afectar en última instancia a especies que dependen de diferentes ecosistemas para realizar la transición a la siguiente fase de su ciclo biológico. Algunos ejemplos son los peces que migran entre ecosistemas marinos y de agua dulce y muchos insectos, anfibios y aves con fases de su ciclo biológico que dependen de ecosistemas terrestres y acuáticos^{24,62-64}. Los desajustes en cambios fenológicos pueden provocar alteraciones generalizadas de la red trófica y tener consecuencias ecológicas²⁶.

Si bien las respuestas fenológicas al cambio climático están perfectamente documentadas, las cuestiones restantes sobre los vínculos con las poblaciones y las consecuencias merecen mayor atención^{34,51}. En el Ártico, con el deshielo, la vegetación de la que dependen las madres y crías de reno o caribú (*Rangifer tarandus*) se ha adelantado considerablemente debido al aumento de las temperaturas. Ahora, las crías nacen demasiado tarde, lo que provoca que su número haya descendido en un 75%⁶⁵. En el caso del corzo (*Capreolus capreolus*), el mayor desajuste entre la fecha de nacimiento y la disponibilidad de alimento también reduce las posibilidades de supervivencia de las crías⁶⁶.

Los cambios asincrónicos en la fenología de un amplio conjunto de especies que interactúan entre sí tienen el potencial de alterar el funcionamiento de ecosistemas enteros y la prestación de los servicios ecosistémicos de los que dependen los sistemas humanos^{34,61}. Los cambios en la fenología de especies marinas de importancia comercial y de sus presas tienen consecuencias considerables para todos los aspectos del sector pesquero^{47,67-69}. Las respuestas fenológicas de los cultivos a las variaciones estacionales supondrán un gran reto para la producción alimentaria ante la perspectiva del cambio climático.

Por ejemplo, los árboles frutales que florecen pronto y posteriormente sufren heladas estacionales tardías provocan grandes pérdidas económicas para los huertos⁷⁰. Los cambios fenológicos ya están complicando la aplicación del enfoque de agricultura climáticamente inteligente a importantes cultivos de todo el mundo⁷¹.



Viajes asombrosos:

El reto de la migración a destiempo

La migración es una adaptación del comportamiento a la estacionalidad⁸¹. Los movimientos periódicos de animales entre hábitats les permiten optimizar los recursos en varios lugares y en diferentes épocas del año. La migración también es necesaria cuando la temperatura estacional del aire o del agua deja de ser propicia para la reproducción o la crianza. Por consiguiente, la mayoría de las especies migratorias proceden de regiones de altas latitudes donde los cambios de estación y de disponibilidad de recursos son más pronunciados⁸¹. La migración se da en diversas especies de insectos, crustáceos, reptiles, peces y mamíferos, muchas de las cuales recorren distancias asombrosas. Algunas aves migratorias anidan en el Alto Ártico y huyen de su invierno a latitudes inferiores; los cetáceos migran entre las zonas de alimentación ecuatoriales y polares; y los mamíferos herbívoros migrantes siguen los cambios estacionales de la vegetación en los distintos continentes^{81,82}.

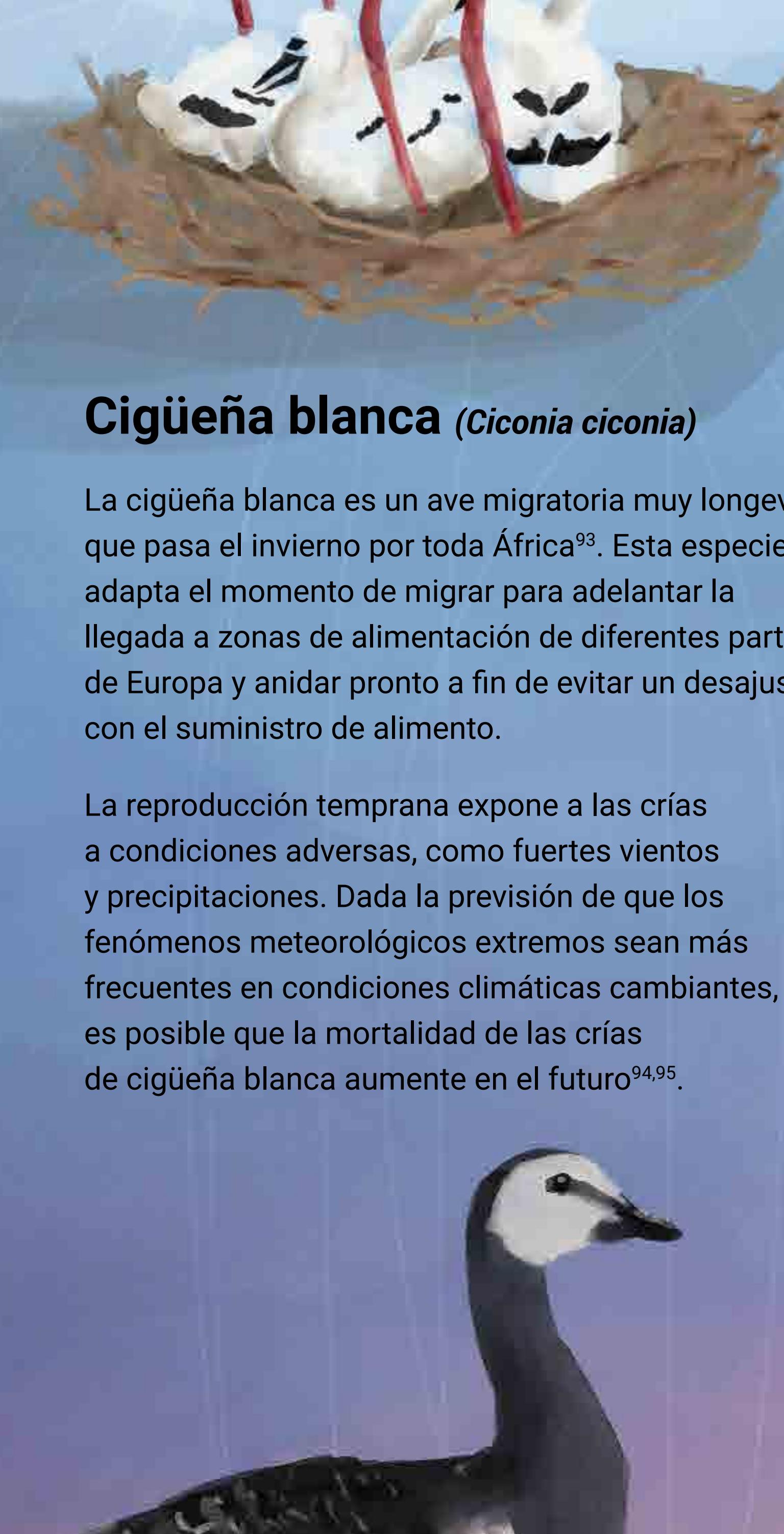
Los migrantes de larga distancia son especialmente vulnerables al cambio fenológico provocado por los efectos del calentamiento del clima, que no son uniformes en todas las regiones. Es posible que las señales climáticas locales que suelen desencadenar la migración ya no predigan de forma precisa las condiciones en el punto de destino, ni tampoco en las escalas a lo largo de la ruta. El reto es aún mayor para los migrantes que regresan a regiones polares, donde la velocidad y la magnitud del cambio climático son mayores^{83,84}. En consecuencia, muchas especies migratorias tienen dificultades para llegar a dichas regiones cuando todavía abunda alimento de calidad, el tiempo es adecuado para fases específicas de su ciclo biológico, la presión de los depredadores y la competencia son menores, o bien hay menos parásitos y patógenos^{81,85,86}. El adelantamiento de la fenología primaveral en latitudes altas está provocando cada vez mayores grados de desajuste ecológico entre las especies migratorias, con posibles consecuencias demográficas^{81,86,87}.

Las especies han demostrado ser capaces de modificar su comportamiento migratorio (por ejemplo, el momento de migrar, la ruta o el destino)^{81,85,88,89}. Sin embargo, su capacidad de adaptación en respuesta al cambio climático ya está expuesta a otras amenazas constantes. La degradación ecológica, la fragmentación y pérdida de los hábitats de alimentación, reproducción y descanso, la caza, la contaminación y otros peligros en viajes de larga distancia amenazan a las especies migratorias, sometidas a una presión cada vez mayor para adaptarse a los rápidos cambios ambientales^{88,90}.

Las medidas para maximizar el potencial de adaptación y generar resiliencia en poblaciones de especies exigen reducir las amenazas convencionales y modificar las políticas y estrategias de conservación actuales, habida cuenta del cambio climático^{81,91}. Una extensa red de puntos críticos diversos y hábitats protegidos podría maximizar el potencial de adaptación de las especies migratorias⁸⁸. También es imprescindible garantizar y mejorar la conectividad de los hábitats terrestres y marinos vitales para la dispersión, tanto ahora como en el futuro^{88,92}. El aumento de la conectividad de los hábitats contribuirá a mantener la variación genética adaptativa y la viabilidad de las poblaciones, necesarias para la supervivencia de las especies.

Aves migratorias europeas

El análisis del momento de llegada en primavera de 117 especies de aves migratorias europeas a lo largo de cinco décadas indica niveles crecientes de desajuste fenológico con los fenómenos de dicha estación. Este hecho ha contribuido a un descenso de la población de algunos migrantes, especialmente de aquellos que inviernan en el África Subsahariana⁸⁷.



Cigüeña blanca (*Ciconia ciconia*)

La cigüeña blanca es un ave migratoria muy longeva que pasa el invierno por toda África⁹⁰. Esta especie adapta el momento de migrar para adelantar la llegada a zonas de alimentación de diferentes partes de Europa y anidar pronto a fin de evitar un desajuste con el suministro de alimento.

La reproducción temprana expone a las crías a condiciones adversas, como fuertes vientos y precipitaciones. Dada la previsión de que los fenómenos meteorológicos extremos sean más frecuentes en condiciones climáticas cambiantes, es posible que la mortalidad de las crías de cigüeña blanca aumente en el futuro^{94,95}.



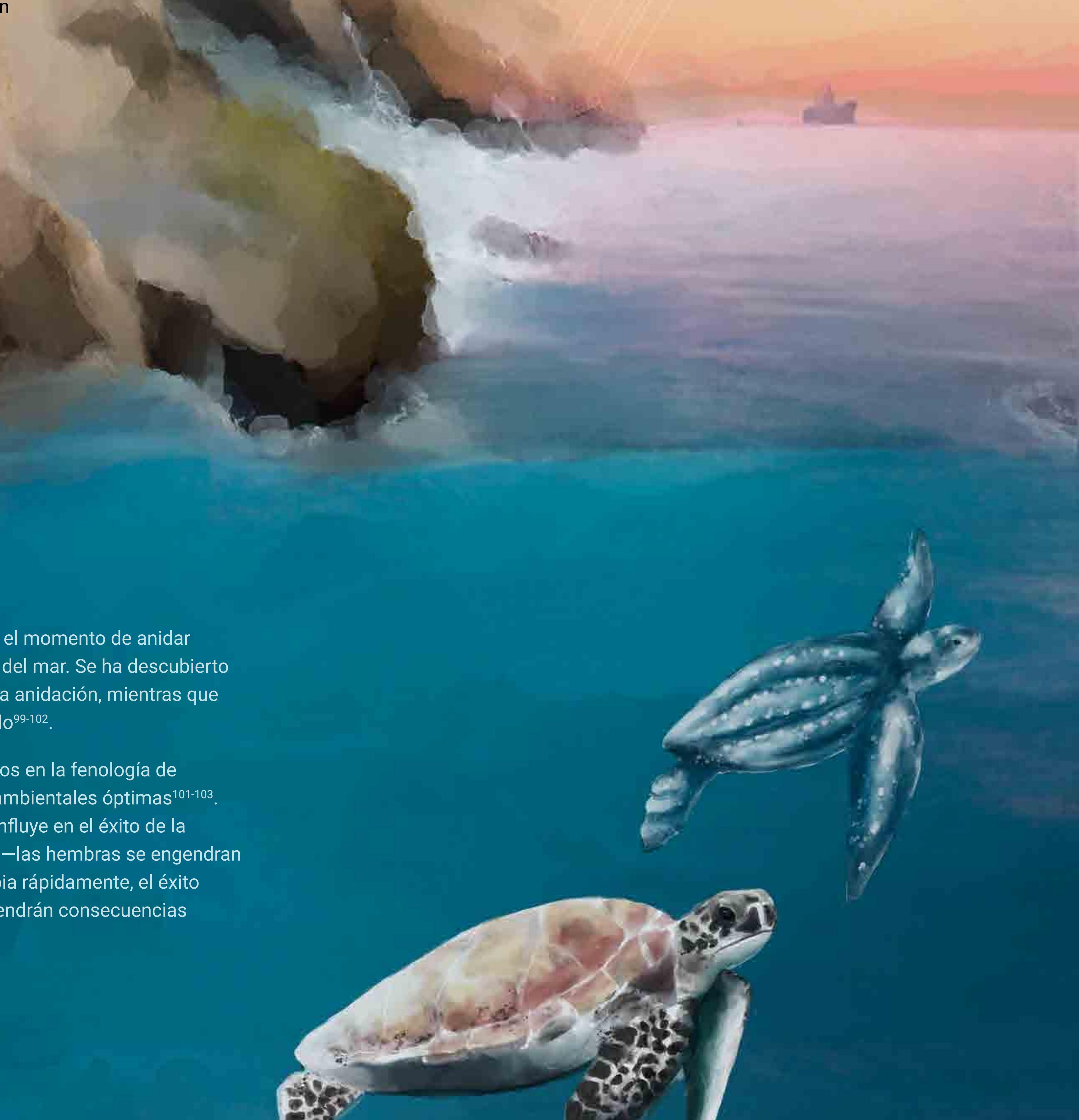
Mariposa monarca (*Danaus plexippus*)

La mariposa monarca de América del Norte es conocida por su viaje de 4.300 km entre sus zonas de reproducción estivales en el sur del Canadá y el norte de los Estados Unidos y los lugares donde pasa el invierno en el centro de México⁹⁶.

Los días más cortos y las temperaturas más bajas del otoño suelen empujarla a volar hacia el sur. Un análisis de más de 29 años muestra que esta especie ha retrasado la migración seis días por década debido a unas temperaturas superiores a lo habitual. Las migrantes tardías parecen tener menos probabilidades de alcanzar los lugares para pasar el invierno que las que migraron en un momento anterior de la estación, posiblemente debido a los desajustes que encuentran por el camino en la disponibilidad de alimento⁹⁷.

Barnacla cariblanca (*Branta leucopsis*)

Las bandadas de barnaclas cariblancas suelen migrar desde su zona de hibernación en las costas del mar del Norte a sus zonas de reproducción primaverales en el norte de Rusia y Svalbard. A fin de adaptarse a los cambios del clima, esta especie ha comenzado a migrar antes para evitar desajustes con el suministro de alimento en el destino. Asimismo, para acelerar el viaje, tiende a no hacer escala en los puntos de alimentación situados a lo largo del mar del Norte⁹⁸. A pesar de llegar antes, no puede poner sus huevos hasta no haber acumulado suficientes reservas para su producción. En consecuencia, los anserinos nacen tarde y no suelen sobrevivir.



Tortugas marinas

Varias tortugas marinas migratorias han modificado el momento de anidar en respuesta al aumento de la temperatura del agua del mar. Se ha descubierto que la tortuga boba (*Caretta caretta*) ha adelantado la anidación, mientras que la tortuga laúd (*Dermochelys coriacea*) la ha retrasado^{99,102}.

Sin embargo, es probable que los cambios observados en la fenología de la anidación no basten para identificar condiciones ambientales óptimas¹⁰¹⁻¹⁰³. La temperatura de las playas durante la incubación influye en el éxito de la eclosión y determina directamente el sexo de la cría —las hembras se engendran en temperaturas superiores—. En un clima que cambia rápidamente, el éxito de la eclosión y la proporción sesgada entre sexos tendrán consecuencias para las poblaciones de tortugas marinas.



Misticetos

La mayoría de los misticetos migran con carácter estacional entre zonas de parto de bajas latitudes y zonas de alimentación de altas, donde se alimentan de densas concentraciones de kril o peces de forraje^{105,104,105}.

Se sabe que muchas especies de misticetos cambian el momento de migrar en función de la disponibilidad de presas. En los últimos 27 años, el rorcual común y la ballena jorobada han adelantado un día al año su llegada a las zonas de alimentación del golfo de San Lorenzo, frente a las costas orientales del Canadá. Es probable que esta circunstancia se deba al adelanto del deshielo y al aumento de la temperatura de la superficie del mar, que provoca una proliferación más temprana del plancton e influye en la abundancia de presas¹⁰⁵. Los migrantes de distancias más cortas, como el rorcual común, pueden reducir la migración debido a cambios de temperatura y una menor cantidad de hielo marino invernal. Sin embargo, los de larga distancia, como la ballena jorobada, tienen más problemas para sincronizar correctamente su llegada con la abundancia de presas¹⁰⁵.

El Parque Natural Nacional Gorgona de Colombia es una importante zona de reproducción y parto para la ballena jorobada del Pacífico sudoriental. Su llegada se ha adelantado hasta un mes durante las últimas tres décadas. Es probable que esta circunstancia se deba a cambios en la formación del hielo marino y en las zonas de alimentación antárticas, que afecta a la disponibilidad de kril, y a que la menor presencia de presas desencadene el retorno a aguas tropicales¹⁰⁵.

También se sabe que la ballena azul del Pacífico nororiental ha modificado su migración y llega a sus zonas de alimentación frente a las costas californianas aproximadamente 42 días antes que hace un decenio. Este cambio se ha vinculado a un aumento de al menos 2 °C en la temperatura de la superficie del mar y a la abundancia de kril resultante¹⁰⁶.

Aunque la plasticidad fenotípica —la capacidad para adaptarse en respuesta a señales ambientales cambiantes— permite a estas especies ajustar el momento de la migración, la modificación del momento en que tiene lugar una fase biológica puede afectar negativamente a otra dentro del ciclo anual. Permanecer más tiempo en las zonas de alimentación puede reducir el tiempo de reproducción, y viceversa¹⁰⁶. También es necesario adaptar las actividades humanas, como la pesca, el tráfico marítimo y las pruebas sísmicas de exploración, a fin de acomodar la estancia cambiante de las ballenas dentro y fuera de las zonas protegidas¹⁰⁵.

3.

Evolución hacia nuevas sincronías

La atribución de los desajustes observados al cambio climático depende de investigaciones a largo plazo sobre la fenología de las especies que interactúan dentro de un ecosistema. Aunque es fundamental contar con este tipo de estudios, el principal reto es demostrar la causalidad. Aunque el cambio climático puede influir en las temperaturas y precipitaciones, otros factores pueden hacer simultáneamente lo propio en las respuestas de las especies, como el cambio del uso del suelo, la sobreexplotación de recursos, las especies invasoras y otros factores de estrés ecológico. La incertidumbre en torno a la causalidad puede abordarse en parte mediante la minimización de las variables: a través de la observación de las respuestas en diferentes lugares, la comparación de las poblaciones de zonas con un gran calentamiento con las de zonas con poco calentamiento, o bien en diferentes períodos, o la comparación de poblaciones en años con un rápido aumento de las temperaturas con las de otros con un aumento más lento^{76,107}. Estos enfoques permiten obtener una estimación más adecuada del efecto concreto que tiene el aumento de las temperaturas en la fenología de las especies, aunque no resuelven cuestiones relacionadas con otros factores ambientales que vienen determinados por la temperatura. Por ejemplo, en muchas regiones, los régimen pluviométricos cambian de forma radical con condiciones climáticas variables y modifican el calendario, la frecuencia y la intensidad de las temporadas de lluvia^{108,109}. A medida que se acumulan datos, los investigadores se dan cuenta de que es posible que se tengan que alinear combinaciones de mecanismos fenológicos —por ejemplo, la temperatura, el fotoperíodo y las precipitaciones— para que surta efecto la señal fenológica.

Cuando se produce un cambio fenológico pronunciado en una población en respuesta a un cambio ambiental, significa que una gran proporción de sus individuos tienen la capacidad de modificar sus etapas en la misma dirección, lo que se conoce como “plasticidad fenotípica”¹¹⁰. Las pruebas empíricas indican que esta plasticidad es la principal fuente de los cambios fenológicos relacionados con el clima que se han observado¹¹¹. Sin embargo, es posible que la plasticidad de individuos o poblaciones no sea capaz de seguir el ritmo de los rápidos cambios ambientales que estamos experimentando¹¹². Las especies también necesitan un cambio genético para adaptarse con éxito, algo que es más probable en especies con un corto tiempo de generación, como los insectos, que, por ejemplo, en los árboles, los cuales se regeneran a lo largo de décadas¹¹³. Hay varios ejemplos en los que un cambio genético en respuesta al cambio climático puede entenderse como microevolución, principalmente en los insectos y algunas aves^{114,115}. En general, los cambios genéticos están teniendo lugar a un ritmo mucho menor que el cambio climático.

Es muy probable que la microevolución fenológica, el proceso de selección natural según el cual una serie de cambios genéticos modifiquen la fenología de las especies para que se adapten mejor al cambio climático, desempeñara un papel importante en la adaptación de las especies y los ecosistemas a períodos de calentamiento anteriores¹¹³. No obstante, dado que el ritmo de calentamiento es mucho mayor ahora —puede que hasta 100 veces superior—, es probable que incluso la microevolución resulte demasiado lenta para el ritmo actual de cambio climático¹¹⁶.

En la práctica, pueden adoptarse medidas de conservación y de gestión de los ecosistemas a fin de fomentar condiciones propicias para la microevolución¹¹⁷. Una de ellas es promover y respaldar la diversidad genética de las poblaciones, ya que se trata de un requisito previo crucial para la microevolución y la selección natural. El aumento de la conectividad ecológica mediante corredores ecológicos posibilitaría la colonización de plantas y el movimiento de especies animales con material genético nuevo dentro de un determinado ecosistema, por lo que se fomentaría la diversidad genética y aumentaría las posibilidades de éxito de la adaptación¹¹⁸.

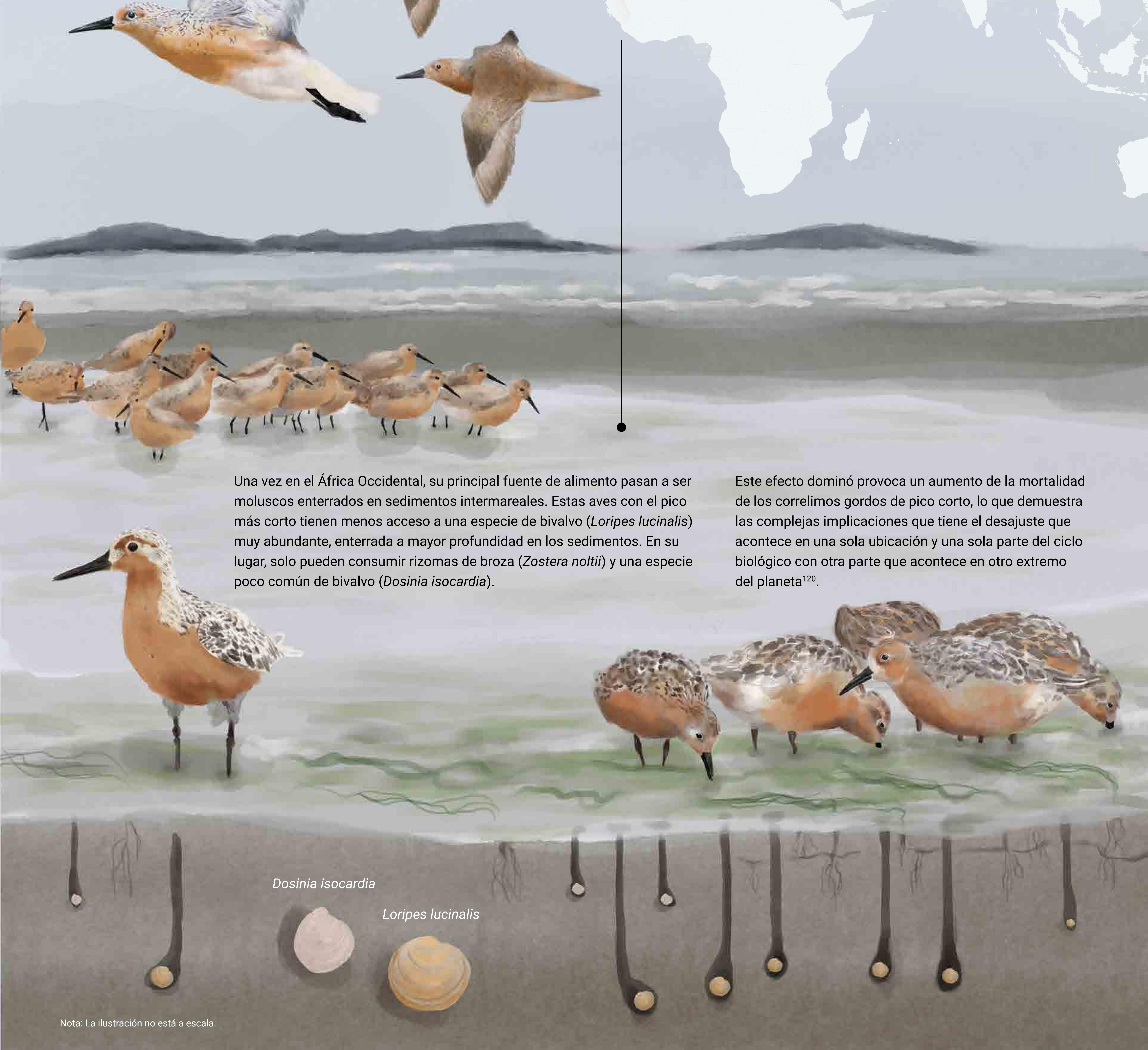
Fuera del alcance

El correlimos gordo (*Calidris canutus*) es un ave limícola mediana de la familia de los escolopácidos. La población mundial está en declive y se considera casi amenazada. Las seis subespecies de correlimos gordo migran distancias considerablemente extensas desde las zonas de reproducción del Alto Ártico hasta zonas de hibernación en diferentes continentes¹¹⁹.

Una subespecie, el *Calidris canutus canutus*, se reproduce en el centro y norte de Siberia y migra a zonas más cálidas a lo largo de la costa de Mauritania, en particular en el Parque Nacional del Banco de Arguin. Cuando la nieve comienza a derretirse, se apareja y pone huevos. Los polluelos de correlimos gordo se alimentan de insectos que emergen con carácter estacional del permafrost de la tundra al descongelarse, a modo de preparación para el largo viaje a África¹²⁰.

En las últimas tres décadas, la duración del deshielo en el Alto Ártico se ha ido adelantando a un ritmo de medio día anual, lo que se ha traducido en la aparición y abundancia tempranas de insectos. Este cambio en la fenología de los insectos tiene una serie de consecuencias para el correlimos gordo en fases biológicas posteriores^{120,121}.

Dado que las aves no han adaptado su fenología de reproducción, las crías se pierden el período de máxima abundancia de alimento. Un nivel insuficiente de recursos alimenticios se traduce en un crecimiento deficiente. Los correlimos gordos jóvenes son más pequeños y tienen picos más cortos durante los veranos con deshielo temprano¹²⁰.



Puentes hacia nuevas armonías

gubernamentales a fin de reducir el calentamiento global a los límites que se establecen en el Acuerdo de París¹²².

Selección de proyectos y actividades

Cobertura mundial

- [Earthdive >](#)
- [Programa Global de Seguimiento Fenológico >](#)
- [Protocolos de fenología del Programa GLOBE >](#)
- [Censo Internacional de Aves Marinas >](#)
- [WorldBirds >](#)

Cobertura regional

- Red Africana de Fenología >
- eButterfly >
- Red de Conservación del Colibrí >
- Jardines Fenológicos Internacionales de Europa >
- MonarchWatch >
- Proyecto Paneuropeo de Fenología >

Los servicios

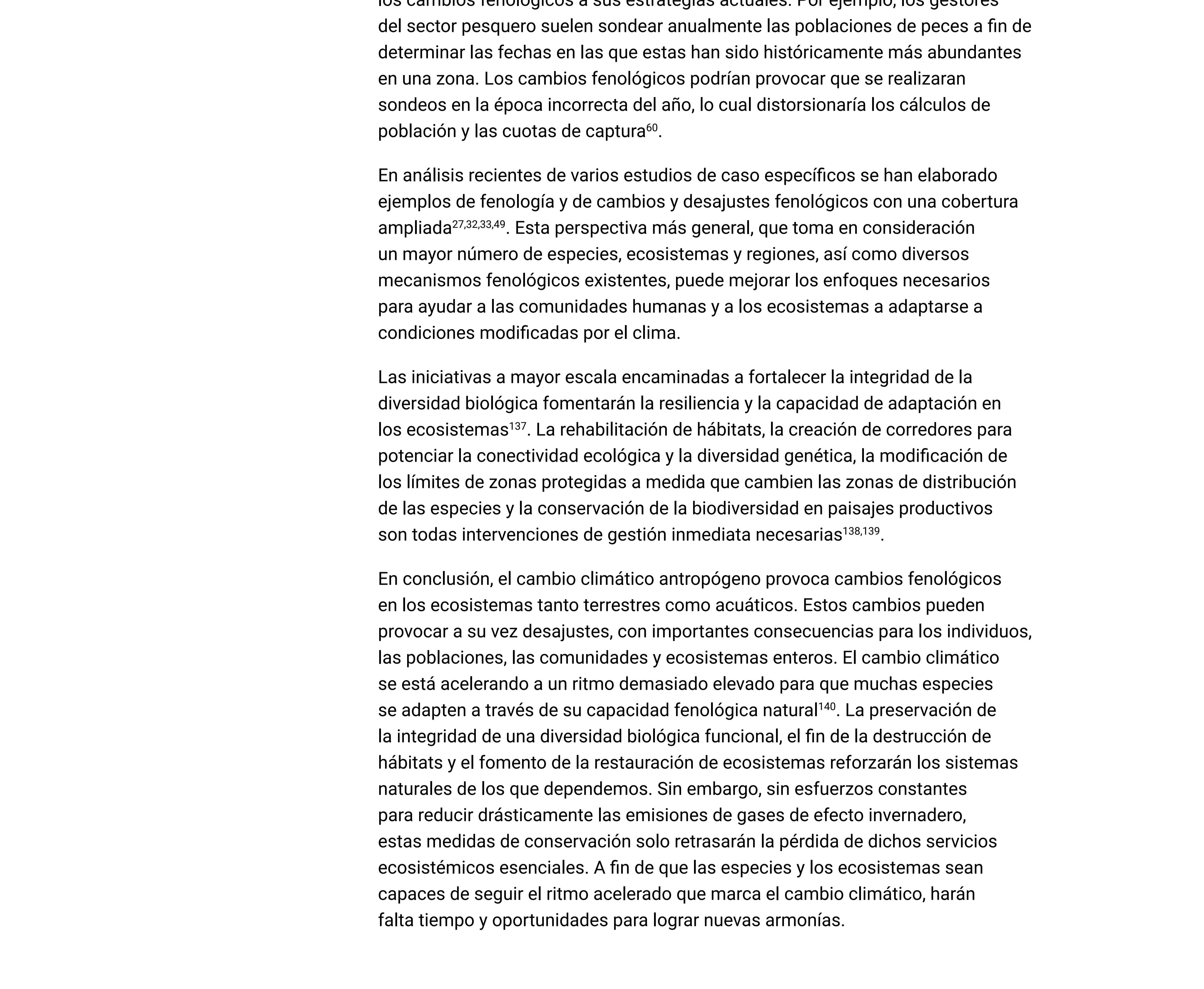


Cobertura nacional

The slide features a large, stylized green globe icon on the left side, showing continents and oceans. The globe is partially obscured by a light gray rectangular box containing the list of projects. The rest of the slide is white with black text.

-  ClimateWatch (Australia)
-  Calendario de Fauna Silvestre para Agricultores
-  Nature Today (Países Bajos)
-  NatureWatch (Canadá)
-  Phaenonet (Suiza)
-  PhenoRangers (Suiza)
-  SeasonWatch (India)
-  Red de Cambio Ambiental del Reino Unido
-  Red Nacional de Fenología de los Estados Unidos

stémicos agrícolas llevan décadas viéndose afectados por cambios en los ciclos y estímulos fenológicos atribuidos al cambio climático^{1,71,130-132}. Los agricultores están experimentando problemas relacionados con el adelanto de las estaciones y la reducción de las fases de crecimiento debido al calor o las sequías. Para adaptarse a las consecuencias del cambio climático, los agricultores vienen desarrollando variedades de cultivos más resistentes al clima¹³³. La adopción



A photograph of a blue tractor with a white cab and a blue plow attachment, working in a large, yellowish-brown field. The tractor is moving from the bottom left towards the center of the frame, creating distinct furrows in the soil. The background shows a hilly landscape under a clear sky.

A photograph of a small white boat with a blue stripe and a black railing, docked at a rocky shore. The boat has a white hull and a dark blue stripe running along its side. It features a black metal railing and a small white structure on top. The boat is positioned in the foreground, facing towards the right. In the background, there is a rocky shore with green trees and bushes. Beyond the shore, there is a calm sea with a few small waves. In the distance, there are hills or mountains covered in green vegetation. The sky is clear and blue, suggesting a sunny day.

transporte de larvas de pez, alimento adecuado son factores tempranos^{43,67,164,165}. Un desventaja implica menos incorporación y provoca una combinación de efectos.

que son importantes para la pesca marina y continental en algunas regiones. El cambio de la fenología de las especies y las condiciones ambientales en un contexto de cambio climático plantean retos para la gestión de la pesca. Dados los cambios observados en el momento de fases biológicas críticas y la distribución geográfica, es posible que las prácticas habituales de las autoridades pesqueras, como el cierre de las temporadas y zonas de pesca, no brinden una protección adecuada^{59,163,166}. Las medidas de gestión y las restricciones deben tener en cuenta los hábitats existentes y otros emergentes, así como cambios en los puntos de desove, las zonas de cría y los corredores de migración. Para posibilitar una gestión sostenible de la pesca en ecosistemas resilientes, es fundamental adoptar un enfoque ecosistémico que se pueda adaptar a cambios climáticos y ambientales¹⁶⁶.

- ## Pesca continental

La alteración de los regímenes pluviométricos y nivométricos a causa del cambio climático afecta a la disponibilidad de agua dulce y a su calidad y régimen hidrológico, que son señales fenológicas importantes para las especies de estos hábitats. Además, las modificaciones del caudal y los niveles de agua, así como las inundaciones, afectan al momento de la migración y el desove¹⁶⁶⁻¹⁶⁸.
- ## Olas de calor

La intensa ola de calor que se registró en las aguas del Atlántico Sur entre 2010 y 2011 causó una temperatura media de 1 a 3 °C, lo que, a su vez, generó una alteración fenológica en los hábitats marinos que afectó a la pesca en el golfo de California, por el aumento de la migración de bogavantes migratorios que se mudaron más rápidamente y con menor peso que el tamaño de pesca permitido.

A school of fish, likely mackerel or sardines, swimming in a dark blue ocean. The fish are silvery with dark spots and are swimming in a coordinated, circular pattern.

A school of fish, likely mackerel or sardines, swimming in a dark blue ocean. The fish are silvery with dark stripes along their bodies. The perspective is from above, looking down at the school as it moves through the water.

Migración de la sardina

Cada año tiene lugar una migración masiva estacional de sardinas (*Sardinops sagax*) desde las aguas templadas del banco de las Agujas hacia las aguas subtropicales de la costa septentrional de KwaZulu-Natal (Sudáfrica). De mayo a julio, el fenómeno atrae a numerosos depredadores marinos oportunistas, así como a actividades pesqueras y turistas¹⁷⁰.

Pesca continental

hídrométricos a causa del cambio climático alega la disponibilidad de agua dulce y a su calidad régimen hidrológico, que son señales fenológicas importantes para las especies de estos hábitats. Además, las modificaciones del caudal y los niveles de agua, así como las inundaciones, afectan al momento de la migración y el desove¹⁶⁶⁻¹⁶⁸.

Olas de calor marinas

las aguas del Atlántico Norte en 1 a 3 °C, lo que, a su vez, provocó fenológica en los bogavantes y a la pesca en el golfo de Maine. I

bogavantes migraron más pronto hacia la costa y mudaron más rápido de piel y alcanzaron antes el tamaño de pesca legal. La mayor duración

Migración de la sardina

estacional de sardinas (*Sardinops sagax*) desde las aguas templadas del banco de las Agujas hacia las aguas subtropicales de la costa septentrional de KwaZulu-Natal (Sudáfrica). De mayo a julio, el fenómeno atrae a numerosos depredadores marinos oportunistas, así como a actividades pesqueras y turistas¹⁷⁰.

Referencias

1. Lieth, H. (1974). Purposes of a Phenology Book. In *Phenology and Seasonality Modeling. Ecological Studies (Analysis and Synthesis)*. Lieth H. (ed.). Springer, Berlin, Heidelberg. Vol. 8. https://doi.org/10.1007/978-3-642-51863-8_1
2. Liang, L. (2019). Phenology. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.11739-7>
3. Flynn, D.F.B. and Wolkovich, E.M. (2018). Temperature and photoperiod drive spring phenology across all species in a temperate forest community. *New Phytologist* 219(4), 1353-1362. <https://doi.org/10.1111/nph.15232>
4. Adole, T., Dash, J., Rodriguez-Galiano, V. and Atkinson, P.M. (2019). Photoperiod controls vegetation phenology across Africa. *Communications Biology*, 2, 391. <https://doi.org/10.1038/s42003-019-0636-7>
5. Ren, S., Vitasse, Y., Chen, X., Peichl, M. and An, S. (2022). Assessing the relative importance of sunshine, temperature, precipitation, and spring phenology in regulating leaf senescence timing of herbaceous species in China. *Agricultural and Forest Meteorology* 313, 108770. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2021.108770>
6. Gienapp, P., Hemerik, L. and Visser, M.E. (2005). A new statistical tool to predict phenology under climate change scenarios. *Global Change Biology* 11(4), 600–606. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.00925.x>
7. Way, D.A. and Montgomery, R.A. (2014). Photoperiod constraints on tree phenology, performance and migration in a warming world. *Plant, Cell & Environment* 38(9), 1725-1736. <https://doi.org/10.1111/pce.12431>
8. Forrest, J.R.K. (2016). Complex responses of insect phenology to climate change. *Current Opinion in Insect Science* 17, 49-54. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2016.07.002>
9. Marshall, K.E., Gotthard,K. and Williams, C.M. (2020). Evolutionary impacts of winter climate change on insects. *Current Opinion in Insect Science* 41, 54-62. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2020.06.003>
10. Wang, H., Wang, H., Ge, Q. and Dai, J. (2020) The Interactive Effects of Chilling, Photoperiod, and Forcing Temperature on Flowering Phenology of Temperate Woody Plants. *Frontiers in Plant Science* 11(443), 1-12. <https://doi.org/10.3389/fpls.2020.00443>
11. Bowman, D.M.J.S., Kolden, C.A., Abatzoglou, J.T., Johnston, F.H., van der Werf, G.R., Flannigan, M. (2020). Vegetation fires in the Anthropocene. *Nature Reviews Earth & Environment* 1, 500–515. <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0085-3>
12. Keeley, J.E. and Fotheringham, C.J. (2000). Role of fire in regeneration from seed. In *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*. Fenner, M. (Eds.). CABI. Chapter 14. 311-330. <https://doi.org/10.1079/9780851994321.0311>
13. Bailly, D., Agostinho, A.A. and Suzuki, H.I. (2008). Influence of the flood regime on the reproduction of fish species with different reproductive strategies in the Cuiabá River, Upper Pantanal, Brazil. *River Research and Applications* 24(9), 1218-1219. <https://doi.org/10.1002/rra.1147>
14. Arevalo, E., Maire, A., Tétard, S., Prévost, E., Lange, F., Marchand, F. et al. (2021). Does global change increase the risk of maladaptation of Atlantic salmon migration through joint modifications of river temperature and discharge? *Proceedings of the Royal Society B* 288(1964), 20211882. <http://doi.org/10.1098/rspb.2021.1882>
15. Teichert, N., Benitez, J.P., Dierckx, A., Tétard, S., De Oliveira, E., Trancart, T., Feunteun, E. and Ovidio, M. (2020). Development of an accurate model to predict the phenology of Atlantic salmon smolt spring migration. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 30(8), 1552-1565. <https://doi.org/10.1002/aqc.3382>
16. Chambers, L.E., Altweig, R., Barbraud, C., Barnard, P., Beaumont, L.J. et al. (2013) Phenological Changes in the Southern Hemisphere. *PLOS ONE* 8(10), e75514. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0075514>
17. Butt, N., Seabrook, L., Maron, M., Law, B.S., Dawson, T.P., Syktus, J. et al. (2015). Cascading effects of climate extremes on vertebrate fauna through changes to low-latitude tree flowering and fruiting phenology. *Global Change Biology* 21(9), 3267-3277. <https://doi.org/10.1111/gcb.12869>
18. Sheldon, K.S. (2019). Climate Change in the Tropics: Ecological and Evolutionary Responses at Low Latitudes. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 50, 303–33. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110218-025005>

19. Morellato, L.P.C., Alberton, B., Alvarado, S.T., Borges, B., Buisson, E., Camargo, M.G.G. et al. (2016). Linking plant phenology to conservation biology. *Biological Conservation* 195, 60-72. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.12.033>
20. Ramaswami, G., Datta, A., Reddy, A., and Quader, S. (2018). Tracking phenology in the tropics and in India: the impacts of climate change. In *Biodiversity and Climate Change: An Indian Perspective*. Bhatt, J.R., Das, A. and Shanker, K. (eds.). 45-69. New Delhi: Ministry of Environment, Forest and Climate Change, Government of India. <https://www.ncf-india.org/other/1116>
21. Sakai, S. and Kitajima, K. (2019). Tropical phenology: Recent advances and perspectives. *Ecological Research*, 34(1), 50-54. <https://doi.org/10.1111/1440-1703.1131>
22. Parmesan, C. and Yohe, G. (2003). A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 421(6918), 37-42. <https://doi.org/10.1038/nature01286>
23. Thackeray, S.J., Sparks, T.H., Frederiksen, M., Burthe, S., Bacon, P.J., Bell, J.R. et al. (2010). Trophic level asynchrony in rates of phenological change for marine, freshwater and terrestrial environments. *Global Change Biology* 16(12), 3304-3313. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02165.x>
24. Donnelly, A., Caffarra, A. and O'Neill, B.F. (2011). A review of climate-driven mismatches between interdependent phenophases in terrestrial and aquatic ecosystems. *International Journal of Biometeorology* 55(6), 805-817. <https://doi.org/10.1007/s00484-011-0426-5>
25. Stevenson, T.J., Visser, M.E., Arnold, W., Barrett, P., Biello, S., Dawson, A. et al. (2015). Disrupted seasonal biology impacts health, food security and ecosystems. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 282(1817), 20151453. <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.1453>
26. Kharouba, H.M., Ehrlén, J., Gelman, A., Bolmgren, K., Allen, J.M., Travers, S.E. and Wolkovich, E.M. (2018). Global shifts in the phenological synchrony of species interactions over recent decades. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 115(20), 5211-5216. <https://doi.org/10.1073/pnas.1714511115>
27. Chmura, H.E., Kharouba, H.M., Ashander, J., Ehlman, S.M., Rivest, E.B. and Yang, L.H. (2019). The mechanisms of phenology: the patterns and processes of phenological shifts. *Ecological Monographs* 89(1), e01337. <https://doi.org/10.1002/ecm.1337>
28. Stemkovski, M., Pearse, W.D., Griffin, S.R., Pardee, G.L., Gibbs, J., Griswold, T. et al. (2020). Bee phenology is predicted by climatic variation and functional traits. *Ecology Letters* 23(11), 1589-1598. <https://doi.org/10.1111/ele.13583>
29. Root, T.L., Price, J.T., Hall, K.R., Schneider, S.H., Rosenzweig, C. and Pounds, J.A. (2003). Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature* 421(6918), 57-60. <https://doi.org/10.1038/nature01333>
30. Parmesan, C. (2007). Influences of species, latitudes and methodologies on estimates of phenological response to global warming. *Global Change Biology* 13(9), 1860-1872. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01404.x>
31. Poloczanska, E.S., Brown, C.J., Sydeman, W.J., Kiessling, W., Schoeman, D.S., Moore, P.J. et al. (2013). Global imprint of climate change on marine life. *Nature Climate Change* 3(10), 919-925. <https://doi.org/10.1038/nclimate1958>
32. Poloczanska, E.S., Burrows, M.T., Brown, C.J., Molinos, J.G., Halpern, B.S., Hoegh-Guldberg, O. et al. (2016). Responses of marine organisms to climate change across oceans. *Frontiers in Marine Science* 3(62). <https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00062>
33. Renner, S.S. and Zohner, C.M. (2018). Climate change and phenological mismatch in trophic interactions among plants, insects, and vertebrates. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 49, 165-182. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110617-062535>
34. Visser, M.E. and Gienapp, P. (2019). Evolutionary and demographic consequences of phenological mismatches. *Nature Ecology & Evolution* 3(6), 879-885. <https://doi.org/10.1038/s41559-019-0880-8>
35. Staggemeier, V.G., Camargo, M.G.G., Diniz-Filho, J.A.F., Freckleton, R., Jardim, L. and Morellato, L.P.C. (2019). The circular nature of recurrent life cycle events: a test comparing tropical and temperate phenology. *Journal of Ecology* 108(2), 393-404. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13266>

36. World Meteorological Organization (2021). FAQs - El Niño/La Niña. <https://public.wmo.int/en/about-us/frequently-asked-questions/el-niño-la-niña>. Accessed 22 January 2021.
37. Detto, M., Wright, S.J., Calderón, O. and Muller-Landau, H.C. (2018). Resource acquisition and reproductive strategies of tropical forest in response to the El Niño–Southern Oscillation. *Nature Communications* 9, 913. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-03306-9>
38. Moriuchi E. and Basil, M. (2019). The Sustainability of Ohanami Cherry Blossom Festivals as a Cultural Icon. *Sustainability* 11(6), 1820. <https://doi.org/10.3390/su11061820>
39. Aono, Y. and Kazui, K. (2008). Phenological data series of cherry tree flowering in Kyoto, Japan, and its application to reconstruction of springtime temperatures since the 9th century. *International Journal of Climatology* 28(7), 905-914. <https://doi.org/10.1002/joc.1594>
40. Aono, Y. and Saito, S. (2010). Clarifying springtime temperature reconstructions of the medieval period by gap-filling the cherry blossom phenological data series at Kyoto, Japan. *International Journal of Biometeorology* 54, 211-219. <https://doi.org/10.1007/s00484-009-0272-x>
41. Aono, Y. (2015). Cherry blossom phenological data since the seventeenth century for Edo (Tokyo), Japan, and their application to estimation of March temperatures. *International Journal of Biometeorology* 59, 427–434. <https://doi.org/10.1007/s00484-014-0854-0>
42. Primack, R.B., Higuchi, H. and Miller-Rushing, A.J. (2009). The impact of climate change on cherry trees and other species in Japan. *Biological Conservation* 142(9), 1943-1949. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.03.016>
43. Edwards, M. and Richardson, A.J. (2004). Impact of climate change on marine pelagic phenology and trophic mismatch. *Nature* 430, 881–84. <https://doi.org/10.1038/nature02808>
44. Cleland, E.E., Chuine, I., Menzel, A., Mooney, H.A. and Schwartz, M.D. (2007). Shifting plant phenology in response to global change. *Trends in Ecology & Evolution* 22(7), 357-365. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.04.003>
45. Morellato, L.P.C., Camargo, M.G.G. and Gressler, E. (2013). A review of plant phenology in South and Central America. In *Phenology: an integrative environmental science*. Schwartz, M.D. (eds.). Chapter 6. 91–113. Dordrecht: Springer. https://doi.org/10.1007/978-94-007-6925-0_6
46. Vitasse, Y., Signarbieux, C. and Fu, Y.H. (2018). More uniform spring phenology across elevations. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 115(5), 1004-1008. <https://doi.org/10.1073/pnas.1717342115>
47. Staudinger, M.D., Mills, K.E., Stamieszkin, K., Record, N.R., Hudak, C.A. et al. (2019). It's about time: a synthesis of changing phenology in the Gulf of Maine ecosystem. *Fisheries Oceanography* 28(5), 532–566. <https://doi.org/10.1111/fog.12429>
48. Gérard, M., Vanderplanck, M., Wood, T. and Michez, D. (2020). Global warming and plant–pollinator mismatches. *Emerging Topics in Life Sciences* 4(1), 77–86. <https://doi.org/10.1042/ETLS20190139>
49. Iler, A.M., CaraDonna, P.J., Forrest, J.R.K. and Post, E. (2021). Demographic Consequences of Phenological Shifts in Response to Climate Change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 52, 221–245. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-011921-032939>
50. Lima, D.F., Mello, J.H.F., Lopes, I.T., Forzza, R.C., Goldenberg, R. and Freitas, L. (2021). Phenological responses to climate change based on a hundred years of herbarium collections of tropical Melastomataceae. *PLOS ONE* 16(5), e0251360. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0251360>
51. Vitasse, Y., Ursenbacher, S., Klein, G., Bohnenstengel, T., Chittaro, Y., Delestrade, A. et al. (2021). Phenological and elevational shifts of plants, animals and fungi under climate change in the European Alps. *Biological Reviews* 96(5), 1816–1835. <https://doi.org/10.1111/brv.12727>
52. Visser, M.E., Noordwijk, A.V., Tinbergen, J.M. and Lessells, C.M. (1998). Warmer springs lead to mistimed reproduction in great tits (*Parus major*). *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 265(1408), 1867-1870. <https://doi.org/10.1098/rspb.1998.0514>
53. Both, C. and Visser, M.E. (2001). Adjustment to climate change is constrained by arrival date in a long-distance migrant bird. *Nature* 411(6835), 296–298. <https://doi.org/10.1038/35077063>

54. Visser, M.E., Holleman, L.J.M. and Gienapp, P. (2006). Shifts in caterpillar biomass phenology due to climate change and its impact on the breeding biology of an insectivorous bird. *Oecologia* 147, 164–172. <https://doi.org/10.1007/s00442-005-0299-6>
55. Visser, M.E., te Marvelde, L. and Lof, M.E. (2012). Adaptive phenological mismatches of birds and their food in a warming world. *Journal of Ornithology* 153(1), 75–84. <https://doi.org/10.1007/s10336-011-0770-6>
56. Regular, P.M., Hedd, A., Montevercchi, W.A., Robertson, G.J., Storey, A.E. and Walsh, C.J. (2014). Why timing is everything: Energetic costs and reproductive consequences of resource mismatch for a chick-rearing seabird. *Ecosphere* 5(12), 1-13. <https://doi.org/10.1890/es14-00182.1>
57. Moyes, K., Nussey, D.H., Clements, M.N., Guinness, F.E., Morris, A., Morris, S. et al. (2011). Advancing breeding phenology in response to environmental change in a wild red deer population. *Global Change Biology* 17(7), 2455–2469. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02382.x>
58. Tomotani, B.M., van der Jeugd, H., Gienapp, P., de la Hera, I., Pilzecker, J., Teichmann, C. and Visser, M.E. (2018). Climate change leads to differential shifts in the timing of annual cycle stages in a migratory bird. *Global Change Biology* 24(2), 823-835. <https://doi.org/10.1111/gcb.14006>
59. Asch, R.G., Stock, C.A. and Sarmiento, J.L. (2019). Climate change impacts on mismatches between phytoplankton blooms and fish spawning phenology. *Global Change Biology* 25(8), 2544–2559. <https://doi.org/10.1111/gcb.14650>
60. Asch, R.G. (2015). Climate change and decadal shifts in the phenology of larval fishes in the California Current ecosystem. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 112(30), E4065-E4074. <https://doi.org/10.1073/pnas.1421946112>
61. Asch, R.G. (2019). Changing seasonality of the sea: past, present, and future. In *Predicting Future Oceans, Sustainability of Ocean and Human Systems Amidst Global Environmental Change*. Cisneros-Montemayor, A.M., Cheung, W.W.L. and Ota, Y. (eds.). Chapter 4. 39-51. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-817945-1.00004-6>
62. Dahl, J., Dannewitz, J., Karlsson, L., Petersson, E., Löf, A. and Ragnarsson, B. (2004). The timing of spawning migration: implications of environmental variation, life history, and sex. *Canadian Journal of Zoology* 82(12), 1864–1870. <https://doi.org/10.1139/z04-184>
63. Li, Y., Cohen, J.M. and Rohr, J.R. (2013). Review and synthesis of the effects of climate change on amphibians. *Integrative Zoology* 8(2), 145–161. <https://doi.org/10.1111/1749-4877.12001>
64. Nash, L.N., Antiqueira, P.A.P., Romero, G.Q., de Omena, P.M. and Kratina, P. (2021). Warming of aquatic ecosystems disrupts aquatic–terrestrial linkages in the tropics. *Journal of Animal Ecology* 90(7), 1623-1634. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13505>
65. Post, E. and Forchhammer, M.C. (2008). Climate change reduces reproductive success of an Arctic herbivore through trophic mismatch. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 363(1501), 2367-2373. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2207>
66. Plard, F., Gaillard, J.M., Coulson, T., Hewison, A.M., Delorme, D., Warnant, C. and Bonenfant, C. (2014). Mismatch between birth date and vegetation phenology slows the demography of roe deer. *PLoS Biology* 12(4), e1001828. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001828>
67. Brander, K. (2010). Impacts of climate change on fisheries. *Journal of Marine Systems* 79(3-4), 389-402. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2008.12.015>
68. The Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2018). *Impacts of climate change on fisheries and aquaculture: Synthesis of current knowledge, adaptation and mitigation options*. <http://www.fao.org/3/i9705en/I9705EN.pdf>
69. Rogers, L.A. and Dougherty, A.B. (2019). Effects of climate and demography on reproductive phenology of a harvested marine fish population. *Global Change Biology* 25(2), 708-720. <https://doi.org/10.1111/gcb.14483>
70. Vitasse, Y., Schneider, L., Rixen, C., Christen, D. and Rebetez, M. (2018). Increase in the risk of exposure of forest and fruit trees to spring frosts at higher elevations in Switzerland over the last four decades. *Agricultural and Forest Meteorology* 248, 60-69. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2017.09.005>
71. Fatima, Z., Ahmed, M., Hussain, M., Abbas, G., Ul-Allah, S., Ahmad, S. et al. (2020). The fingerprints of climate warming on cereal crops phenology and adaptation options. *Scientific Reports* 10(1), 18013. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-74740-3>

72. Perrins, C.M. (1991). Tits and their caterpillar food supply. *Ibis* 133(1), 49–54. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1991.tb07668.x>
73. Van Asch, M., Tienderen, P.H., Holleman, L.J.M. and Visser, M.E. (2007). Predicting adaptation of phenology in response to climate change, an insect herbivore example. *Global Change Biology* 13(8), 1596–1604. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01400.x>
74. Visser, M.E., Gienapp, P., Husby, A., Morrisey, M., de la Hera, I., Pulido, F. et al. (2015). Effects of spring temperatures on the strength of selection on timing of reproduction in a long-distance migratory bird. *PLoS Biology* 13(4), e1002120. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1002120>
75. Charmantier, A., McCleery, R.H., Cole, L.R., Perrins, C., Kruuk, L.E.B. and Sheldon, B.C. (2008). Adaptive Phenotypic Plasticity in Response to Climate Change in a Wild Bird Population. *Science* 320(5877), 800-803. <https://doi.org/10.1126/science.1157174>
76. Visser, M.E., Lindner, M., Gienapp, P., Long, M.C. and Jenouvrier, S. (2021). Recent natural variability in global warming weakened phenological mismatch and selection on seasonal timing in great tits (*Parus major*). *Proceedings of the Royal Society B* 288(1963), 20211337. <https://doi.org/10.1098/rspb.2021.1337>
77. Bauer, Z., Trnka, M., Bauerová, J., Možný, M., Štěpánek, P., Bartošová, L. et al. (2010). Changing climate and the phenological response of great tit and collared flycatcher populations in floodplain forest ecosystems in Central Europe. *International Journal of Biometeorology* 54, 99–111. <https://doi.org/10.1007/s00484-009-0259-7>
78. Matthysen, E., Adriaensen, F. and Dhondt, A.A. (2010). Multiple responses to increasing spring temperatures in the breeding cycle of blue and great tits (*Cyanistes caeruleus*, *Parus major*). *Global Change Biology* 17(1), 1-16. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02213.x>
79. Bonamour, S. (2021). Great tit response to climate change. *Nature Climate Change* 11, 802-807. <https://doi.org/10.1038/s41558-021-01160-0>
80. Cole, E.F., Regan, C.E. and Sheldon, B.C. (2021). Spatial variation in avian phenological response to climate change linked to tree health. *Nature Climate Change* 11, 872–878. <https://doi.org/10.1038/s41558-021-01140-4>
81. Robinson, R.A., Crick, H.Q.P., Learmonth, J.A., Maclean, I.M.D., Thomas, C.D., Bairlein, F. et al. (2009). Travelling through a warming world: climate change and migratory species. *Endangered Species Research* 7(2), 87-99. <https://doi.org/10.3354/esr00095>
82. Joly, K., Gurarie, E., Sorum, M.S., Kaczensky, P., Cameron, M.D., Jakes, A.F. et al. (2019). Longest terrestrial migrations and movements around the world. *Scientific Reports* 9, 15333. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-51884-5>
83. Intergovernmental Panel on Climate Change (2019). Summary for Policymakers. In: *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*. <https://www.ipcc.ch/srocc/chapter/summary-for-policymakers/>
84. Intergovernmental Panel on Climate Change (2021). Summary for Policymakers. In: *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/>
85. Ramp, C., Delarue, J., Palsbøll, P.J., Sears, R. and Hammond, P.S. (2015). Adapting to a Warmer Ocean—Seasonal Shift of Baleen Whale Movements over Three Decades. *PLOS ONE* 10(3), e0121374. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0121374>
86. Kubelka, V., Sandercock, B.K., Székely, R. and Freckleton, R.P. (2022). Animal migration to northern latitudes: environmental changes and increasing threats. *Trends in Ecology & Evolution* 37(1), 30-41. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.08.010>
87. Saino, N., Ambrosini, R., Rubolini, D., von Hardenberg, J., Provenzale, A., Hüppop, K. et al. (2011). Climate warming, ecological mismatch at arrival and population decline in migratory birds. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 278(1707), 835–842. <https://doi.org/10.1098/rspb.2010.1778>
88. Secretariat of the Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals (2014). *A Review of Migratory Bird Flyways and Priorities for Management*. https://www.cms.int/sites/default/files/publication/CMS_Flyways_Reviews_Web.pdf

89. Lamaris, et al. (2018). Arctic geese tune migration to a warming climate but still suffer from a phenological mismatch. *Current Biology* 28(15), 2467–2473. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2018.05.077>
90. Bairlein, F. (2016). Migratory birds under threat. *Science* 354(6312), 547–548. <https://doi.org/10.1126/science.aah6647>
91. The Zoological Society of London (ZSL) (2010). *Climate change impacts on migratory species - The path ahead.* <https://www.cbd.int/cop/cop-10/doc/unep-cms-cop10-cc-en.pdf>.
92. Secretariat of the Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals (2022). *Ecological Connectivity.* <https://www.cms.int/en/topics/ecological-connectivity>
93. BirdLife International (2021). *IUCN Red List for birds.* <http://datazone.birdlife.org/species/factsheet/white-stork-ciconia-ciconia/text>
94. Jovani, R. AND Tella, J.L. (2004) Age-related environmental sensitivity and weather mediated nestling mortality in white storks *Ciconia ciconia*. *Ecography* 27(5), 611–618. <https://www.jstor.org/stable/3683463>
95. Tobolka, M., Zolnierowicz, K.M. and Reeve, N.F. (2015). The effect of extreme weather events on breeding parameters of the White Stork *Ciconia ciconia*. *Bird Study* 62(3), 377-385. <https://doi.org/10.1080/00063657.2015.1058745>
96. Culbertson, K.A., Garland, M.S., Walton, R.K., Zemaitis, L. and Pocius, V.M. (2021). Long-term monitoring indicates shifting fall migration timing in monarch butterflies (*Danaus plexippus*). *Global Change Biology* 28(3), 727–738. <https://doi.org/10.1111/gcb.15957>
97. Taylor, O.R., Lovett, J.P., Gibo, D.L., Weiser, E.L., Thogmartin, W.E., Semmens, D.J. et al. (2019). Is the timing, pace, and success of the monarch migration associated with sun angle? *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7, 442. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00442>
98. Lameris, T.K., van der Jeugd, H.P., Eichhorn, G., Dokter, A.M., Bouten, W., Boom, M.P. et al. (2018). Arctic geese tune migration to a warming climate but still suffer from a phenological mismatch. *Current Biology*, 28(15), 2467-2473. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2018.05.077>
99. Robinson, N.J., Valentine, S.E., Tomillo, P.S., Saba, V.S., Spotila, J.R. and Paladino, F.V. (2014). Multidecadal trends in the nesting phenology of Pacific and Atlantic leatherback turtles are associated with population demography. *Endangered Species Research*, 24(3), 197-206. <https://doi.org/10.3354/esr00604>
100. Patrício, A.R., Hawkes, L.A., Monsinjon, J.R., Godley, B.J. and Fuentes, M.M.P.B. (2021). Climate change and marine turtles: recent advances and future directions. *Endangered Species Research* 44, 363-395. <https://doi.org/10.3354/esr01110>
101. Almpanidou, V., Katragkou, E. and Mazaris, A.D. (2017). The efficiency of phenological shifts as an adaptive response against climate change: a case study of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 23(7), 1143–1158. <https://doi.org/10.1007/s11027-017-9777-5>
102. Butler, C.J. (2019). A Review of the Effects of Climate Change on Chelonians. *Diversity* 11(8), 138. <https://doi.org/10.3390/d11080138>
103. Monsinjon, J., Lopez-Mendilaharsu, M., Lara, P., Santos, A., dei Marcovaldi, M.A., Girondot, M. and Fuentes, M.M. (2019). Effects of temperature and demography on the phenology of loggerhead sea turtles in Brazil. *Marine Ecology Progress Series*, 623, 209-219. <https://doi.org/10.3354/meps12988>
104. Moore, S.E., Haug, T., Víkingsson, G.A. and Stenson, G.B. (2019). Baleen whale ecology in arctic and subarctic seas in an era of rapid habitat alteration. *Progress in Oceanography* 176, 102118. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2019.05.010>
105. Avila, I.C., Dormann, C.F., García, C., Payán, L.F. and Zorrilla, M.Z. (2020). Humpback whales extend their stay in a breeding ground in the Tropical Eastern Pacific. *ICES Journal of Marine Science* 77(1), 109–118. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsz251>
106. Szesciorka, A.R., Ballance, L.T., Širović, A., Rice, A., Ohman, M.D., Hildebrand, J.A. and Frank, P.J.S. (2020). Timing is everything: Drivers of interannual variability in blue whale migration. *Scientific Reports* 10, 7710. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-64855-y>

107. Both, C., Artemyev, A.V., Blaauw, B., Cowie, R.J., Dekhuijzen, A.J., Eeva, T. et al. (2004). Large-scale geographical variation confirms that climate change causes birds to lay earlier. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 271(1549), 1657–1662. <https://doi.org/10.1098/rspb.2004.2770>
108. Dunham, A.E., Razafindratsima, O.H., Rakotonirina, P., Wright, P.C. (2018). Fruiting phenology is linked to rainfall variability in a tropical rain forest. *Biotropica* 50(3), 396-404. <https://doi.org/10.1111/btp.12564>
109. Suonan, J., Classen, A.T., Sanders, N.J. and He, J.S. (2019). Plant phenological sensitivity to climate change on the Tibetan Plateau and relative to other areas of the world. *Ecosphere* 10(1), e02543. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2543>
110. Bradshaw, A.D. (1965). Evolutionary significance of phenotypic plasticity in plants. *Advances in Genetics* 13, 115–155. [https://doi.org/10.1016/S0065-2660\(08\)60048-6](https://doi.org/10.1016/S0065-2660(08)60048-6)
111. Charmantier, A. and Gienapp, P. (2014). Climate change and timing of avian breeding and migration: evolutionary versus plastic changes. *Evolutionary Applications* 7(1), 15–28. <https://doi.org/10.1111/eva.12126>
112. Zettlemoyer, M.A. and Peterson, M.L. (2021). Does Phenological Plasticity Help or Hinder Range Shifts Under Climate Change? *Frontiers in Ecology and Evolution* 9, 392. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.689192>
113. Visser, M.E. (2008). Keeping up with a warming world: assessing the rate of adaptation to climate change. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 275(1635), 649-659. <https://doi.org/10.1098/rspb.2007.0997>
114. Van Asch, M., Salis, L., Holleman, L.J., Van Lith, B. and Visser, M.E. (2013). Evolutionary response of the egg hatching date of a herbivorous insect under climate change. *Nature Climate Change* 3(3), 244–248. <https://doi.org/10.1038/nclimate1717>
115. Helm, B., Van Doren, B.M., Hoffmann, D. and Hoffmann, U. (2019). Evolutionary response to climate change in migratory pied flycatchers. *Current Biology* 29(21), 3714-3719. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2019.08.072>
116. Diffenbaugh, N.S. and Field, C.B. (2013). Changes in ecologically critical terrestrial climate conditions. *Science* 341(6145), 486–492. <https://doi.org/10.1126/science.1237123>
117. Hoffmann, A.A. and Sgrò, C.M. (2011). Climate change and evolutionary adaptation. *Nature* 470(7335), 479-85. <https://doi.org/10.1038/nature09670>.
118. Tabor, G. (2019). Ecological connectivity: A bridge to preserving biodiversity. In *UNEP Frontiers 2018/19 – Emerging issues of environmental concern*. United Nations Environment Programme, Nairobi. <https://www.unep.org/frontiers>
119. BirdLife International (2018). *Species factsheet: Calidris canutus*. <http://datazone.birdlife.org/species/factsheet/red-knot-calidris-canutus>. Accessed on 09 December 2021.
120. van Gils, J.A., Lisovski, S., Lok, T., Meissner, W., Ożarowska, A., de Fouw, J. et al. (2016). Body shrinkage due to Arctic warming reduces red knot fitness in tropical wintering range. *Science* 352(6287), 819-821. <https://doi.org/10.1126/science.aad6351>
121. Bowden, J.J., Eskildsen, A., Hansen, R.R., Olsen, K., Kurle, C.M. and Høye, T.T. (2015). High-Arctic butterflies become smaller with rising temperatures. *Biology Letters* 11(10), 20150574. <http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2015.0574>
122. Intergovernmental Panel on Climate Change (2014). *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part B: Regional Aspects*. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment. <https://www.ipcc.ch/report/ar5/wg2/>
123. Mäder, P., Boho, D., Rzanny, M., Seeland, M., Wittich, H.C., Deggelmann, A. et al. (2021). The Flora Incognita app – Interactive plant species identification. *Methods in Ecology and Evolution* 12(7), 1335-1342. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13611>
124. Renner, S.S. and Chmielewski, F.M. (2022). The International Phenological Garden network (1959 to 2021): its 131 gardens, cloned study species, data archiving, and future. *International Journal of Biometeorology* 66(1), 35-43. <https://doi.org/10.1007/s00484-021-02185-y>

125. Huang, H., Liao, J., Zhang, Z. and Zhan, Q. (2017). Ex situ flora of China. *Plant Diversity* 39(6), 357-364. <https://doi.org/10.1016/j.pld.2017.12.001>
126. The GLOBE Program (2021). GLOBE Impact Around the World. <https://www.globe.gov/about/impact-and-metrics>. Accessed 24 Dec 2021.
127. Murphy, T., Riebeek Kohl, H., Ristvey Jr, J.D., Chambers, L.H., and Bourgeault, J. (2018). Global citizen science using the GLOBE Program. <https://ui.adsabs.harvard.edu/abs/2018AGUFMED54A..03M/abstract>
128. Dickinson, J.L., Zuckerberg, B. and Bonter, D.N. (2010). Citizen science as an ecological research tool: challenges and benefits. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 41(1), 149–172. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102209-144636>
129. Langham, G.M., Schuetz, J.G., Distler, T., Soykan, C.U. and Wilsey, C. (2015). Conservation Status of North American Birds in the Face of Future Climate Change. *PLOS ONE* 10(9), e0135350. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0135350>
130. Castex, V., Beniston, M., Calanca, P., Fleury, D. and Moreau, J. (2018). Pest management under climate change: The importance of understanding tritrophic relations. *Science of The Total Environment* 616-617, 397-407. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.027>
131. Marcinkowski, P. and Piniewski, M. (2019). Effect of climate change on sowing and harvest dates of spring barley and maize in Poland. *International Agrophysics* 32(2), 265-271. <https://doi.org/10.1515/intag-2017-0015>
132. Bai, H., Xiao, D., Zhang, H., Tao, F. and Hu, Y. (2019). Impact of warming climate, sowing date, and cultivar shift on rice phenology across China during 1981–2010. *International Journal of Biometeorology* 63(8), 1077–1089. <https://doi.org/10.1007/s00484-019-01723-z>
133. Acevedo, M., Pixley, K., Zinyengere, N., Meng, S., Tufan, H., Cichy, K. et al. (2020). A scoping review of adoption of climate-resilient crops by small-scale producers in low-and middle-income countries. *Nature Plants* 6(10), 1231-1241. <https://doi.org/10.1038/s41477-020-00783-z>
134. Zilberman, D., Lipper, L., McCarthy, N., and Gordon, B. (2018). Innovation in response to climate change. In *Climate smart agriculture*. Lipper, L., Thornton, P., Campbell, B.M., Baedeker, T., Braimoh, A., Bwalya, M. et al. (Eds). Springer, Cham. Vol 52. 49-74. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-61194-5>
135. Enquist, C.A., Kellermann, J.L., Gerst, K.L. and Miller-Rushing, A.J. (2014). Phenology research for natural resource management in the United States. *International Journal of Biometeorology* 58(4), 579–589. <https://doi.org/10.1007/s00484-013-0772-6>
136. Kharouba, H.M. and Wolkovich, E.M. (2020). Disconnects between ecological theory and data in phenological mismatch research. *Nature Climate Change* 10(5), 406-415. <https://doi.org/10.1038/s41558-020-0752-x>.
137. Seddon, N., Turner, B., Berry, P., Chausson, A. and Girardin, C.A.J. (2019). Grounding nature-based climate solutions in sound biodiversity science. *Nature Climate Change* 9(2), 84–87. <https://doi.org/10.1038/s41558-019-0405-0>
138. Prober, S.M., Doerr, V.A.J., Broadhurst, L.M., Williams, K.J. and Dickson, F. (2019). Shifting the conservation paradigm: a synthesis of options for renovating nature under climate change. *Ecological Monographs* 89(1), e01333. <https://doi.org/10.1002/ecm.1333>
139. Bergstrom, D. M., Wienecke, B. C., van den Hoff, J., Hughes, L., Lindenmayer, D. B., Ainsworth, T. D. et al. (2021). Combating ecosystem collapse from the tropics to the Antarctic. *Global change Biology* 27(9), 1692-1703. <https://doi.org/10.1111/gcb.15539>
140. Radchuk, V., Reed, T., Teplitsky, C. Van De Pol, M., Charmantier, A., Hassall, C. et al. (2019). Adaptive responses of animals to climate change are most likely insufficient. *Nature Communications* 10, 3109. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-10924-4>
141. Estrella, N., Sparks, T.H. and Menzel, A. (2007). Trends and temperature response in the phenology of crops in Germany. *Global Change Biology* 13(8), 1737-1747. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01374.x>

142. Wang, Z., Chen, J., Xing, F., Han, Y., Chen, F., Zhang, L. et al. (2017). Response of cotton phenology to climate change on the North China Plain from 1981 to 2012. *Scientific Reports* 7, 6628. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-07056-4>
143. Abed, A., Bonhomme, M., Lacointe, A., Bourgeois, G. and Baali-Cherif, D. (2019). Climate change effect on the bud break and flowering dates of the apple trees in mountainous and plain regions of Algeria. *Advances in Horticultural Science* 33 (3), 417-431. <https://doi.org/10.13128/ahs-24618>
144. Chmielewski, F.-M., Müller, A. and Bruns, E. (2004). Climate changes and trends in phenology of fruit trees and field crops in Germany, 1961–2000. *Agricultural and Forest Meteorology* 121(1–2), 69–78. [https://doi.org/10.1016/S0168-1923\(03\)00161-8](https://doi.org/10.1016/S0168-1923(03)00161-8)
145. Tao, F., Yokozawa, M., Xu, Y., Hayashi, Y. and Zhang, Z. (2006). Climate changes and trends in phenology and yields of field crops in China, 1981–2000. *Agricultural and Forest Meteorology* 138(1-4), 82–92. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2006.03.014>
146. Nguyen-Sy, T., Cheng, W., Tawaraya, K., Sugawara, K. and Kobayashi, K. (2019). Impacts of climatic and varietal changes on phenology and yield components in rice production in Shonai region of Yamagata Prefecture, Northeast Japan for 36 years. *Agronomy & Crop Ecology* 22(3), 382-394. <https://doi.org/10.1080/1343943X.2019.1571421>
147. Azmat, M., Ilyas, F., Sarwar, A., Huggel, C., Ashra, S.V., Hui, T. et al. (2021). Impacts of climate change on wheat phenology and yield in Indus Basin, Pakistan. *Science of The Total Environment* 790, 148221. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148221>
148. Tomasi, D., Jones, G.V., Giusti, M., Lovat, L. and Gaiotti, F. (2011). Grapevine Phenology and Climate Change: Relationships and Trends in the Veneto Region of Italy for 1964–2009. *American Journal of Enology and Viticulture* 62, 329-339. <https://doi.org/10.5344/ajev.2011.10108>
149. Rajan, S. (2012). Phenological Responses to Temperature and Rainfall: A Case Study of Mango. In *Tropical Fruit Tree Species and Climate Change*. Sthapit, B.R., Ramanatha Rao, V. and Sthapit, S.R. (Eds.) Bioversity International, New Delhi, India. <https://cgspace.cgiar.org/handle/10568/105191>
150. Xiao, D., Tao, F., Liu, Y., Shi, W., Wang, M., Liu, F. et al. (2013) Observed changes in winter wheat phenology in the North China Plain for 1981–2009. *International Journal of Biometeorology* 57, 275–285. <https://doi.org/10.1007/s00484-012-0552-8>
151. Ahmad, S., Abbas, G., Fatima, Z., Khan, R.J., Anjum, M.A., Ahmed, M. et al. (2017). Quantification of the impacts of climate warming and crop management on canola phenology in Punjab, Pakistan. *Journal of Agronomy and Crop Science* 203(5), 442-452. <https://doi.org/10.1111/jac.12206>
152. Subedi, S. (2019). Climate change effects of Nepalese fruit production. *Advances in Plants & Agriculture Research* 9(1), 141-145. <https://doi.org/10.15406/apar.2019.09.00426>
153. Tan, Q., Liu, Y., Dai, L. and Pan, T. (2021). Shortened key growth periods of soybean observed in China under climate change. *Scientific Reports* 11, 8197. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-87618-9>
154. Kunz, A. and Blanke, M. (2022). “60 Years on”—Effects of climatic change on tree phenology—A Case Study Using Pome Fruit. *Horticulturae* 8(2), 110. <https://doi.org/10.3390/horticulturae8020110>
155. Rezaei, E.E., Siebert, S. and Ewert, F. (2017). Climate and management interaction cause diverse crop phenology trends. *Agricultural and Forest Meteorology* 233, 55-70. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2016.11.003>
156. Zhang, T., Huang, Y. and Yang, X. (2012). Climate warming over the past three decades has shortened rice growth duration in China and cultivar shifts have further accelerated the process for late rice. *Global Change Biology* 19(2), 563-570. <https://doi.org/10.1111/gcb.12057>
157. He, L., Asseng, S., Zhao, G., Wu, D., Yang, X., Zhuang, W. et al. (2015). Impacts of recent climate warming, cultivar changes, and crop management on winter wheat phenology across the Loess Plateau of China. *Agricultural and Forest Meteorology* 200, 135-143. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.09.001>
158. Abbas, G., Ahmad, S., Ahmad, A., Nasim, W., Fatima, Z., Hussain, S. et al. (2017). Quantification the impacts of climate change and crop management on phenology of maize-based cropping system in Punjab, Pakistan. *Agricultural and Forest Meteorology* 247, 42-55. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2017.07.012>

159. Karapinar, B. and Özertan, G. (2020). Yield implications of date and cultivar adaptation to wheat phenological shifts: a survey of farmers in Turkey. *Climatic Change* 158, 453–472. <https://doi.org/10.1007/s10584-019-02532-4>
160. Liu, Y., Chen, Q., Ge, Q., Dai, J. and Dou, Y. (2018). Effects of climate change and agronomic practice on changes in wheat phenology. *Climatic Change* 150(3-4), 273-287. <https://doi.org/10.1007/s10584-018-2264-5>
161. Porter, J.R., L. Xie, A.J., Challinor, K., Cochrane, S.M., Howden, M.M., Iqbal, D.B. et al. (2014) Food security and food production systems. In: *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Field, C.B. Barros, V.R., Dokken, D.J., Mach, K.J., Mastrandrea, M.D., Bilir, T.E. et al. (Eds.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. pp. 485-533. <https://www.ipcc.ch/report/ar5/wg2/>
162. Rosenzweig, C., Elliott, J., Deryng, D., Ruane, A. C., Müller, C., Arneth, A. et al. (2014). Assessing agricultural risks of climate change in the 21st century in a global gridded crop model intercomparison. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 111(9), 3268-3273. <https://doi.org/10.1073/pnas.1222463110>
163. Peer, A.C. and Miller, T.J. (2014). Climate Change, Migration Phenology, and Fisheries Management Interact with Unanticipated Consequences. *North American Journal of Fisheries Management* 34, 94–110, 2014. <https://doi.org/10.1080/02755947.2013.847877>
164. Doney, S.C., Ruckelshaus, M., Emmett Duffy, J., Barry, J.P., Chan, F., English, C.A. et al. (2012). Climate Change Impacts on Marine Ecosystems. *Annual Review of Marine Science* 4(1), 11-37. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-041911-111611>
165. Thaxton, W., Taylor, J. and Asch, R. (2020). Climate-associated trends and variability in ichthyoplankton phenology from the longest continuous larval fish time series on the east coast of the United States. *Marine Ecology Progress Series* 650, 269–287. <https://doi.org/10.3354/meps13404>
166. The Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2018). *Impacts of climate change on fisheries and aquaculture: Synthesis of current knowledge, adaptation and mitigation options*. <http://www.fao.org/3/i9705en/I9705EN.pdf>
167. Krabbenhoft, T.J., Platania, S.P. and Turner, T.F. (2014). Interannual variation in reproductive phenology in a riverine fish assemblage: implications for predicting the effects of climate change and altered flow regimes. *Freshwater Biology* 59(8), 1744-1754. <https://doi.org/10.1111/fwb.12379>
168. Woods, T., Kaz, A. and Giam, X. (2021). Phenology in freshwaters: a review and recommendations for future research. *Ecography*(44), 1-14. <https://doi.org/10.1111/ecog.05564>
169. Mills, K., Pershing, A., Brown, C., Chen, Y., Chiang, F.-S., Holland, D. et al. (2013). Fisheries management in a changing climate: Lessons from the 2012 ocean heat wave in the Northwest Atlantic. *Oceanography* 26(2), 191–195. <https://doi.org/10.5670/oceanog.2013.27>
170. Fitchett, J.M., Grab, S.W. and Portwig, H. (2019). Progressive delays in the timing of sardine migration in the southwest Indian Ocean. *South Africa Journal of Science* 115(7/8), 5887. <https://doi.org/10.17159/sajs.2019/5887>
171. Teske, P.R., Emami-Khoyi, A., Golla, T.R., Sandoval-Castillo, J., Lamont, T., Chiazzari, B. et al. (2021). The sardine run in southeastern Africa is a mass migration into an ecological trap. *Science Advances* 7(38), eabf4514. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abf4514>

Referencias de los gráficos

Identificar cambios para seguir tendencias

Plantas

33. Renner and Zohner (2018)

Anderson, J.T., Inouye, D.W., McKinney, A.M., Colautti, R.I. and Mitchell-Olds, T. (2012). Phenotypic plasticity and adaptive evolution contribute to advancing flowering phenology in response to climate change. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 279(1743), 3843-3852. <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.1051>

Askeyev, O.V., Tischin, D., Sparks, T.H. and Askeyev, I.V. (2005). The effect of climate on the phenology, acorn crop and radial increment of pedunculate oak (*Quercus robur*) in the middle Volga region, Tatarstan, Russia. *International Journal of Biometeorology* 49(4), 262-266. <https://doi.org/10.1007/s00484-004-0233-3>

Ehrlén, J. and Valdés, A. (2020). Climate drives among-year variation in natural selection on flowering time. *Ecology Letters* 23(4), 653-662. <https://doi.org/10.1111/ele.13468>

Lambert, A.M., Miller-Rushing, A.J. and Inouye, D.W. (2010). Changes in snowmelt date and summer precipitation affect the flowering phenology of *Erythronium grandiflorum* (glacier lily; Liliaceae). *American Journal of Botany* 97(9), 1431-1437. <https://doi.org/10.3732/ajb.1000095>

Kudo, G. and Cooper, E.J. (2019). When spring ephemerals fail to meet pollinators: mechanism of phenological mismatch and its impact on plant reproduction. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 286(1904), 20190573. <https://doi.org/10.1098/rspb.2019.0573>

Insectos

Konvicka, M., Benes, J., Cízek, O., Kuras, T. and Kleckova, I. (2016). Has the currently warming climate affected populations of the mountain ringlet butterfly, *Erebia epiphron* (Lepidoptera: Nymphalidae), in low-elevation mountains? *European Journal of Entomology* 113, 295. <https://doi.org/10.14411/eje.2016.036>

Macgregor, C.J., Thomas, C.D., Roy, D.B., Beaumont, M.A., Bell, J.R., Brereton, T. et al. (2019). Climate-induced phenology shifts linked to range expansions in species with multiple reproductive cycles per year. *Nature Communications* 10(1), 1-10. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-12479-w>

Ungulados

Froy, H., Martin, J., Stopher, K.V., Morris, A., Morris, S., Clutton-Brock, T.H. et al. (2019). Consistent within-individual plasticity is sufficient to explain temperature responses in red deer reproductive traits. *Journal of Evolutionary Biology* 32(11), 1194-1206. <https://doi.org/10.1111/jeb.13521>

Plard, F., Gaillard, J.-M., Coulson, T., Hewison, A.J.M., Delorme, D., Warnant, C. et al. (2014). Mismatch between birth date and vegetation phenology slows the demography of roe deer. *PLOS Biology* 12, e1001828. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001828>

Renaud, L.A., Pigeon, G., Festa-Bianchet, M. and Pelletier, F. (2019). Phenotypic plasticity in bighorn sheep reproductive phenology: from individual to population. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 73(4), 1-13. <https://doi.org/10.1007/s00265-019-2656-1>

Stopher, K.V., Bento, A.I., Clutton-Brock, T.H., Pemberton, J.M. and Kruuk, L.E. (2014). Multiple pathways mediate the effects of climate change on maternal reproductive traits in a red deer population. *Ecology* 95(11), 3124-3138. <https://doi.org/10.1890/13-0967.1>

Peces

Friedland, K.D., Reddin, D.G., McMenamy, J.R. and Drinkwater, K.F. (2003). Multidecadal trends in North American Atlantic salmon (*Salmo salar*) stocks and climate trends relevant to juvenile survival. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60(5), 563-583. <https://doi.org/10.1139/f03-047>

Kennedy, R.J. and Crozier, W.W. (2010). Evidence of changing migratory patterns of wild Atlantic salmon *Salmo salar* smolts in the River Bush, Northern Ireland, and possible associations with climate change. *Journal of Fish Biology* 76(7), 1786-1805. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2010.02617.x>

Kovach, R.P., Joyce, J.E., Echave, J.D., Lindberg, M.S. and Tallmon, D.A. (2013). Earlier migration timing, decreasing phenotypic variation, and biocomplexity in multiple salmonid species. *PLoS one* 8(1), e53807. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0053807>

Ohlberger, J., Thackeray, S.J., Winfield, I.J., Maberly, S.C. and Vøllestad, L.A. (2014). When phenology matters: age-size truncation alters population response to trophic mismatch. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 281(1793), 20140938. <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.0938>

Aves

Arlt, D. and Pärt, T. (2017). Marked reduction in demographic rates and reduced fitness advantage for early breeding is not linked to reduced thermal matching of breeding time. *Ecology and Evolution* 7(24), 10782-10796. <https://doi.org/10.1002/ece3.3603>

Both, C. and Visser, M.E. (2005). The effect of climate change on the correlation between avian life-history traits. *Global Change Biology* 11(10), 1606-1613. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01038.x>

D'Alba, L., Monaghan, P. and Nager, R.G. (2010). Advances in laying date and increasing population size suggest positive responses to climate change in common eiders *Somateria mollissima* in Iceland. *Ibis* 152(1), 19-28. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2009.00978.x>

de Villemereuil, P., Rutschmann, A., Ewen, J.G., Santure, A.W. and Brekke, P. (2019). Can threatened species adapt in a restored habitat? No expected evolutionary response in lay date for the New Zealand hihi. *Evolutionary Applications* 12(3), 482-497. <https://doi.org/10.1111/eva.12727>

- Fletcher, K., Howarth, D., Kirby, A., Dunn, R. and Smith, A. (2013). Effect of climate change on breeding phenology, clutch size and chick survival of an upland bird. *Ibis* 155(3), 456-463. <https://doi.org/10.1111/ibi.12055>
- Gaston, A.J., Gilchrist, H.G., Mallory, M.L. and Smith, P.A. (2009). Changes in seasonal events, peak food availability, and consequent breeding adjustment in a marine bird: a case of progressive mismatching. *The Condor* 111(1), 111-119. <https://doi.org/10.1525/cond.2009.080077>
- Imlay, T.L., Mills, J., Saldanha, S., Wheelwright, N.T. and Leonard, M.L. (2018). Breeding phenology and performance for four swallows over 57 years: relationships with temperature and precipitation. *Ecosphere* 9(4), e02166. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2166>
- Kentie, R., Coulson, T., Hooijmeijer, J.C., Howison, R.A., Loonstra, A.J., Verhoeven, M.A. et al. (2018). Warming springs and habitat alteration interact to impact timing of breeding and population dynamics in a migratory bird. *Global Change Biology* 24(11), 5292-5303. <https://doi.org/10.1111/gcb.14406>
- Ludwig, G.X., Alatalo, R.V., Helle, P., Lindén, H., Lindström, J. and Siitari, H. (2006). Short-and long-term population dynamical consequences of asymmetric climate change in black grouse. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 273(1597), 2009-2016. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3538>
- McDermott, M.E. and DeGroote, L.W. (2016). Long-term climate impacts on breeding bird phenology in Pennsylvania, USA. *Global Change Biology* 22(10), 3304-3319. <https://doi.org/10.1111/gcb.13363>
- McDermott, M.E. and DeGroote, L.W. (2017). Linking phenological events in migratory passerines with a changing climate: 50 years in the Laurel Highlands of Pennsylvania. *PLoS One* 12(4), e0174247. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0174247>
- Moe, B., Stempniewicz, L., Jakubas, D., Angelier, F., Chastel, O., Dinessen, F. et al. (2009). Climate change and phenological responses of two seabird species breeding in the high-Arctic. *Marine Ecology Progress Series* 393, 235-246. <https://doi.org/10.3354/meps08222>
- Møller, A.P. (2008). Climate change and micro-geographic variation in laying date. *Oecologia* 155(4), 845-857. <https://doi.org/10.1007/s00442-007-0944-3>
- Nilsson, A.L.K., Slagsvold, T., Røstad, O.W., Knudsen, E., Jerstad, K., Cadahia, L. et al. (2019). Territory location and quality, together with climate, affect the timing of breeding in the white-throated dipper. *Scientific Reports* 9(1), 1-11. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-43792-5>
- Rosenfield, R.N., Hardin, M.G., Bielefeldt, J. and Keyel, E.R. (2017). Are life history events of a northern breeding population of Cooper's Hawks influenced by changing climate? *Ecology and Evolution* 7(1), 399-408. <https://doi.org/10.1002/ece3.2619>
- Sanz, J.J., Potti, J., Moreno, J., Merino, S. and Frias, O. (2003). Climate change and fitness components of a migratory bird breeding in the Mediterranean region. *Global Change Biology* 9(3), 461-472. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2003.00575.x>
- Sauve, D., Divoky, G. and Friesen, V.L. (2019). Phenotypic plasticity or evolutionary change? An examination of the phenological response of an arctic seabird to climate change. *Functional Ecology* 33(11), 2180-2190. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13406>
- Schaefer, T., Ledebur, G., Beier, J. and Leisler, B. (2006). Reproductive responses of two related coexisting songbird species to environmental changes: global warming, competition, and population sizes. *Journal of Ornithology* 147(1), 47-56. <https://doi.org/10.1007/s10336-005-0011-y>
- Vatka, E., Orell, M. and Rytkönen, S. (2011). Warming climate advances breeding and improves synchrony of food demand and food availability in a boreal passerine. *Global Change Biology* 17(9), 3002-3009. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02430.x>
- Visser, M.E., Gienapp, P., Husby, A., Morrisey, M., de la Hera, I., Pulido, F. et al. (2015). Effects of spring temperatures on the strength of selection on timing of reproduction in a long-distance migratory bird. *PLoS Biology* 13(4), e1002120. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1002120>
- Watanuki, Y., Ito, M., Deguchi, T. and Minobe, S. (2009). Climate-forced seasonal mismatch between the hatching of rhinoceros auklets and the availability of anchovy. *Marine Ecology Progress Series* 393, 259-271. <https://doi.org/10.3354/meps08264>
- Weatherhead, P.J. (2005). Effects of climate variation on timing of nesting, reproductive success, and offspring sex ratios of red-winged blackbirds. *Oecologia* 144(1), 168-175. <https://doi.org/10.1007/s00442-005-0009-4>
- Wegge, P. and Rolstad, J. (2017). Climate change and bird reproduction: warmer springs benefit breeding success in boreal forest grouse. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 284(1866), 20171528. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.1528>
- Murciélagos**
- Linton, D.M. and Macdonald, D.W. (2018). Spring weather conditions influence breeding phenology and reproductive success in sympatric bat populations. *Journal of Animal Ecology* 87(4), 1080-1090. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12832>
- Species marinas**
31. Poloczanska et al. (2013)
 32. Poloczanska et al. (2016)



United Nations Avenue, Gigiri
P.O. Box 30552, 00100 Nairobi (Kenya)
Tel.: +254 20 762 1234
unep-publications@un.org
www.unep.org

Fronteras 2022

NUEVOS TEMAS DE INTERÉS AMBIENTAL